

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ВІННИЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРАРНИЙ  
УНІВЕРСИТЕТ

*Я.Г. Цицюра,  
Ю.М. Шкатула,  
Т.А. Забарна, Л.В. Пелех*

**ІННОВАЦІЙНІ ПІДХОДИ ДО  
ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ТА  
ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ У СУЧАСНИХ  
СИСТЕМАХ ЗЕМЛЕРОБСТВА**

*Монографія*

Вінниця 2022

**УДК 631.6.02**

**I-66**

**Інноваційні підходи до фіторемедіації та фіторекультивуації у сучасних системах землеробства.** Монографія / Я.Г. Цицюра, Ю.М. Шкатула, Т.А. Забарна, Л.В. Пелех. Вінниця: ТОВ «Друк», 2022. 1200 с.

*У монографії деталізовано та систематизовано результати наукових досліджень, в тому числі і власні авторів, з питань ефективних технологій застосування методів біоінноходження, систематики, біолого-мофрологічних особливостей, адаптивних пристосувань та індикаційного коректування технологій фіторемедіації та рекультивуації у системних підходах забезпечення екологічно орієнтованих землеробських технологій з метою зниження негативних наслідків дії полутантів різного походження на ґрунт та рослини.*

*Висвітлено основні складові інноваційних підходів у забезпеченні ефективного застосування технологій фіторемедіації та фіторекультивуації для забезпечення екологічної сталості ґрунтів та земель різного технологічного використання з огляду на світовий та вітчизняний досвід та ефективні практики застосування.*

*Монографія буде корисна фахівцям різних сфер агротехнологічного виробництва та студентам агрономічних спеціальностей з таких дисциплін як «Землеробство», «Адаптивні системи землеробства», «Агроекологія», «Агрохімія», «Охорона ґрунтів та земель», «Агролісомеліорація» тощо.*

*Рекомендовано до друку рішенням Вченої ради Вінницького національного аграрного університету як монографію (Протокол № 10 від 29.04.2022 р.).*

**Рецензенти:**

**ПАТИКА В.П.** – завідувач відділу фітопатогенних бактерій Інституту мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного НАН України, доктор біологічних наук, професор, академік НААН України.

**БАХМАТ М.І.** – завідувач кафедри рослинництва і кормовиробництва Подільського державного університету, доктор сільськогосподарських наук, професор.

**ТКАЧУК О.П.** – завідувач кафедри екології та охорони навколишнього середовища Вінницького національного аграрного університету, доктор сільськогосподарських наук, доцент.

**ISBN 975-619-7678-25-9**

© Я.Г. Цицюра 2022  
© Ю.М. Шкатула 2022  
© Т.А. Забарна 2022  
© Л.В. Пелех 2022  
© ВНАУ 2022

## ЗМІСТ

<b>ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ ТА ТЕРМІНІВ</b>	<b>4</b>
<b>ПЕРЕДМОВА</b>	<b>5</b>
<b>РОЗДІЛ 1. ФІТОРЕМЕДІАЦІЯ ЯК ЕФЕКТИВНИЙ ШЛЯХ ЗНИЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ (ЗЕМЕЛЬ)</b>	<b>7</b>
1.1. Класифікація джерел забруднення ґрунтів (земель)	7
1.2. Стан забруднення ґрунтів (земель) в Україні та світі.	20
1.3. Перерозподіл важких металів у агроландшафті під впливом техногенезу	32
1.4. Особливості накопичення та впливу важких металів на екосистему ґрунту	51
1.5. Загальні особливості біокумуляції важких металів рослинами	59
1.6. Принципові шляхи зниження вмісту важких металів в агроекотопах	63
<b>РОЗДІЛ 2. ІННОВАЦІЙНІ ПІДХОДИ ДО ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ҐРУНТІВ (ЗЕМЕЛЬ)</b>	<b>68</b>
2.1. Біоіндикація та біотестування у приміненні до технологій фітореємедіації	68
2.2. Рослини як тест-системи у технологіях фітореємедіації. Підбір рослин для фітореємедіації ґрунтів (земель) забруднених важкими металами	192
2.3. Потенціал та способи фітореємедіації нафтозабруднених ґрунтів (земель)	457
2.4. Можливості і способи реємедіації ґрунтів (земель) забруднених пестицидами	600
2.5. Потенціал та способи фітореємедіації радіоактивно забруднених ґрунтів (земель)	667
<b>РОЗДІЛ 3. ТЕОРЕТИЧНА СКЛАДОВА ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ ҐРУНТІВ (ЗЕМЕЛЬ)</b>	<b>739</b>
3.1. Основні складові фітореєкультивації ґрунтів (земель)	739
3.2. Основні підходи до здійснення фітореєкультивації ґрунтів (земель)	763
3.3. Етапи та напрями фітореєкультивації	771
3.4. Рослини як тест-системи у технологіях фітореєкультивації.	785
3.5. Підбір рослин для фітореєкультивації.	790
3.6. Практика застосування та ефективність фітореєкультивації в сучасних землеробських системах	809
<b>РОЗДІЛ 4. ІННОВАЦІЙНІ ПІДХОДИ ДО ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ ҐРУНТІВ (ЗЕМЕЛЬ)</b>	<b>819</b>
4.1. Фітореєкультивація рекреаційно-деєресивних земель: причина утворення, фітомеліоративні заходи	819
4.2. Фітореєкультивація хіміко-деєресивних земель: аналіз земель та підбір культур для фітореєкультивації	833
4.3. Фітореєкультивація радіоакційно-деєресивних земель: радіоактивні ізотопи та їх періоди розкладання	850
4.4. Фітореєкультивація підтоплених земель – причини підтоплення, підбір культур	862
4.5. Фітореєкультивація осушених земель: наслідки осушення, підбір культур	873
4.6. Фітореєкультивація відвалів, териконів та сміттєзвалищ: технічний етап, підготовка ґрунту, підбір культур	876
<i>Список використаних літературних джерел до розділу 1 (у форматі кінцевих зсилок у послідовному порядку посилань)</i>	<b>903</b>
<i>Список використаних літературних джерел до розділу 2 (у форматі кінцевих зсилок у послідовному порядку посилань)</i>	<b>912</b>
<i>Список використаних літературних джерел до розділу 3 (у форматі кінцевих зсилок у послідовному порядку посилань)</i>	<b>1180</b>
<i>Список використаних літературних джерел до розділу 4 (у форматі кінцевих зсилок у послідовному порядку посилань)</i>	<b>1192</b>

## ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ ТА ТЕРМІНІВ

- ААБ** – ацетатно-амонійний буферний розчин;  
**ВМ** – важкі метали;  
**вар.** – варіант досліду;  
**ГДК** – гранично допустима концентрація;  
**ГВК** – ґрунтовий вбиральний комплекс;  
**ЕК** – еталонна концентрація;  
**ЄКО** – ємність катіонного обміну;  
**К<sub>бі</sub>** – коефіцієнт біологічного поглинання;  
**К<sub>н</sub>** – коефіцієнт небезпеки;  
**К<sub>др.</sub>** – коефіцієнт дисбалансу росту;  
**КЗГ** – коефіцієнт забрудненості ґрунтів;  
**Кс** – коефіцієнт концентрації забруднюючої речовини;  
**мг.-екв** – міліграм-еквівалентах;  
**мг/кг** – міліграм на кілограм речовини;  
**МД** – мінеральні добрива;  
**ТПВ** – тверді побутові відходи;  
**Cd<sup>2+</sup>** – рухома форма катіону з валентністю 2<sup>+</sup>;  
**Cu, Cd, Cr, Mn** і т.д. – хімічні символи Важких металів;  
**ANOVA** – двофакторний дисперсійний аналіз;  
**СГ** – рухома форма аніону з відповідною валентністю;  
**Сv** – коефіцієнт варіації;  
**Еh** – окисно-відновний потенціал ґрунту, мВ;  
**FAO WRB** – Food and Agricultural Organization World Reference Base (світова реферативна база даних про ґрунти Продовольчої та сільськогосподарської організації ООН);  
**НРК** – азот, фосфор, калій;  
**НІР<sub>05</sub>** – найменша істотна різниця за 5% рівня значущості;  
**Нr** – гідролітична кислотність;  
**pH** – від'ємний десятковий логарифм концентрації йонів водню (H<sup>+</sup>);  
**pH<sub>сол.</sub>** – показник концентрації йонів водню сольової витяжки;  
**p** – значення критерію вірогідності;  
**R<sup>2</sup>** – коефіцієнт детермінації;  
**r** – коефіцієнт парної кореляції;  
**S** – сума ввібраних основ;  
**SUITMA** – soils of urban, industrial, traffic, mining and military areas (ґрунти міських, промислових, транспортних, гірничодобувних та військових районів);  
**T** – ємність вбирання;  
**V** – ступінь насичення ґрунту основами;  
**WRB** – світова реферативна база ґрунтових ресурсів;  
**Z** – сумарний показник забруднення ґрунту;  
**Zf** – сумарний показник фітотоксичності.

# ПЕРЕДМОВА

Ґрунт, поверхневі та підземні води, а також атмосфера можуть бути забруднені внаслідок деяких природних процесів – таких як геологічна ерозія, вулканічна діяльність, серед інших, а також внаслідок впливу діяльності людини (промислові, сільськогосподарські, стічні води, гірничодобувна, будівельна, транспортна). Викиди та промислові стоки, відходи, вибухові речовини, агрохімікати (добрива, гербіциди, пестициди), дощ або відкладення кислот, радіоактивні матеріали, серед багатьох інших, є факторами забруднення, що походять від діяльності людини.

Насьогодні в світовій практиці охорони навколишнього природного середовища активно розвиваються економічно ефективні та екологічно безпечні технології очищення ґрунтів, які базуються на фізіологічній здатності рослин знижувати вміст ксенобіотиків шляхом їх акумуляції та деструкції – фітореMediaційні технології.

Відповідно до останніх літературних даних, фітотехнології – це використання рослин для відновлення, стабілізації, контролю за забрудненими субстратами.

ФітореMediaція – складова фітотехнологій, що направлена на видалення чи розкладання полютантів. Фітотехнології використовують вивчені природні фізіологічні властивості зелених рослин з метою відновлення ґрунтів, забруднених важкими металами і/або органічними сполуками. Це дешеві й екологічно привабливі технології для вилучення, деградації та фіксації забруднювачів.

ФітореMediaція, за визначенням агентства з охорони навколишнього природного середовища США – набір технологій, які ґрунтуються на природних фізіологічних властивостях рослин деконтамінувати ґрунти, забруднені металами та (або) органічними сполуками. Світовою науковою спільнотою підраховано, що вартість очищення ґрунту, забрудненого важкими металами, радіонуклідами, нафтою чи пестицидами за допомогою рослин, що використовують лише енергію сонця, становить лише 5% від витрат на інші способи відновлення. Тому фітореMediaція є більш екологічно доцільним і дешевим методом відновлення ґрунтів порівняно з фізико-хімічними і технічними способами, навіть з урахуванням обмеженості часових ресурсів для досягнення кінцевої мети. Процеси фітореMediaції базуються на здатності рослин акумулювати, деградувати, стабілізувати, трансформувати і випаровувати забруднювачі з великої кількості природних матриць, зокрема, ґрунту та води

Традиційно фітореMediaція та фіторекультивация земель здійснюється з метою підвищення продуктивності і стійкості землеробства, забезпечення гарантованого виробництва продукції на основі збереження і підвищення родючості земель. Вона також застосовується при створенні необхідних умов для залучення до агровиробництва малопродуктивних земель та формування раціональної структури земельних угідь.

З іншого боку, технології очищення ґрунтів, що базуються на використанні рослин, тобто фіторе mediaційні технології, в останні роки набули вагомості й довели, що можуть бути застосовані у польових умовах у широкому спектрі агротехнологій як медіатори інтенсивного вирощування основних сільськогосподарських культур з метою зниження рівня забруднення ґрунтів у результаті супутніх поллютантів агротехнологій, так і з позиції контролю рівня забруднення навколо сталих агропромислових джерел таких поллютантів. Фітотехнології пропонують ефективні інструменти й екологічно безпечно розв'язання проблеми очищення забруднених ділянок ґрунту та води, видалення повітряних забруднювачів, підвищення рівня безпеки продовольчих продуктів і створення відновлювальних джерел енергії, що сприяє раціональному природокористуванню.

Фіторекультивация земель розглядається як комплекс заходів оптимізації антропогенних ландшафтів шляхом створення на них екологічно стійкого рослинного покриву (культурфітоценозів). В наш час вона є актуальною частиною заходів щодо охорони природи загалом і зокрема, нейтралізації руйнівних впливів промисловості на навколишній ландшафт, а також має велике соціальне, економічне і екологічне значення.

Разом з тим і узагальнення та оцінка як фіторе mediaцій, так і фіторекультивации є питанням є надзвичайно актуальним для України, оскільки багато земель сільськогосподарського призначення знаходиться в зонах функціонування підприємств металургійної, гірничо-видобувної промисловості. Тому питання підбору ефективних рослин-поглиначів та застосування фіторекультивацийних технологій для таких регіонів має важливе наукове і практичне значення.

У монографії деталізовано та систематизовано результати наукових досліджень, в тому числі і власні авторів, з питань ефективних технологій застосування методів біоіндикації, систематики, біолого-мофрологічних особливостей, адаптивних пристосувань та індикаційного коректування технологій фіторе mediaцій та рекультивации у системних підходах забезпечення екологічно орієнтованих землеробських технологій з метою зниження негативних наслідків дії поллютантів різного походження на ґрунт та рослини. Висвітлено основні складові інноваційних підходів у забезпеченні ефективного застосування технологій фіторе mediaцій та фіторекультивации для забезпечення екологічної сталості ґрунтів та земель різного технологічного використання з огляду на світовий та вітчизняний досвід та ефективні практики застосування.

Автори монографії мають надію що вона буде корисна фахівцям різних сфер агротехнологічного виробництва та студентам агрономічних спеціальностей з таких дисциплін як «Землеробство», «Адаптивні системи землеробства», «Агроекологія», «Агрохімія», «Охорона ґрунтів та земель», «Агролісомеліорація» тощо.

# РОЗДІЛ 1. ФІТОРЕМЕДІАЦІЯ ЯК ЕФЕКТИВНИЙ ШЛЯХ ЗНИЖЕННЯ ЗАБРУДНЕННЯ ҐРУНТІВ (ЗЕМЕЛЬ)

## 1.1. Класифікація джерел забруднення ґрунтів (земель)

Земля – національне багатство суспільства, основний засіб виробництва в сільському господарстві і просторовий базис, де розміщуються всі галузі господарства. Це наше національне багатство і від того, наскільки бережливо ми ставимося до неї, залежить її життєва сила<sup>1</sup>.

Завдячуючи досить зручному географічному розташуванню, маючи сприятливі кліматичні умови, родючі землі (чорноземи) та помірну собівартість витрат на виробництво сільськогосподарської продукції, вона як аграрна країна володіє всіма можливостями збільшити свою конкурентоспроможність на світовому ринку<sup>2 3</sup>.

За даними Держгеокадастру<sup>4</sup>, загальна територія України станом на 01.01.2018 р. 80 становила 60354,9 тис. га, з них 41489,3 тис. га, або 68,7 %, – це сільськогосподарські угіддя. За земельною площею Україна займає 5,7 % від території Європи, що завдяки земельно-ресурсному потенціалу зумовлює особливе місце її серед інших європейських країн<sup>5</sup>.

За земельною територією Україна є найбільшою (після європейської частини Росії) країною Європи, а за якісним складом ґрунтів та біопродуктивністю угідь – однією з найбагатших держав світу. Висока природна продуктивність ґрунтового покриву визначає провідне значення земельного фонду як одного з найважливіших видів ресурсів економічного розвитку та найціннішої частини національного багатства України

За даними Держкомстату України, земельний фонд держави становить 60,4 млн. га. Сільськогосподарські землі займають 72% території, з них сільськогосподарські угіддя – 69,3, у тому числі рілля – 54,4, перелоги – 0,4, багаторічні насадження – 1,6, сіножаті - 3,8, пасовища – 9,1%. Лісові та інші насадження складають 17,2%, заболочені землі – 1,6, відкриті землі без рослинного покриву – 1,8, землі, вкриті водою – 4,0%. Внаслідок проведення земельної реформи у державній власності залишається 29,7% сільськогосподарських угідь, які використовуються переважно для забезпечення наукової діяльності, з навчальною метою, а також для насінництва. Реорганізовано понад 10 тис. колгоспів, створено 42 тис. фермерських господарств, сформовано понад 11 млн. власників особистих підсобних господарств, присадибних ділянок, садів.

Структура за основними видами угідь та функціональним

використанням свідчить, що 68,8% земельного фонду України – це сільськогосподарські угіддя. Структура за основними землекористувачами та власниками землі свідчить, що 35,6% земельного фонду України належить сільськогосподарським підприємствам та фермерським господарствам, 27,0% – громадянам та 14,3% – лісогосподарським підприємствам. Власне із загальної земельної площі України станом на 01.01.2020 р. її сільськогосподарська освоєність становить 71,8%. Рівень розораності земельного фонду України за адміністративно-територіальними одиницями становить 53,9%, де частка ріллі в загальній площі сільськогосподарських угідь сягає 78,4%.

Площа сільськогосподарських угідь та ріллі в Україні з розрахунку на одного мешканця зменшилася відповідно з 1,01 га в 1960 р. до 0,97 га у 2015 р. і 0,80 га до 0,76 га. У межах регіонів у 2015 р., площа сільськогосподарських угідь у розрахунку на одного мешканця відповідно коливається від 0,4 до 2,1 га та ріллі від 0,4 до 1,8 гектара <sup>6</sup>.

Ґрунтом називається видозмінений під впливом живих організмів, перш за все, – зелених рослин, поверхневий шар земної кори (суходолу), котрий відрізняється від гірських порід складом мінеральної маси, значним вмістом специфічних органічних речовин (гумусу) і має важливу відмінність – родючість, тобто здатність постачати рослинам необхідні для їх росту поживні речовини, воду і повітря.

Ґрунт – це тонкий верхній шар континентальної земної кори, один із найголовніших ресурсів планети, гігантська екологічна система, яка разом із Світовим океаном вирішально впливає на всю біосферу <sup>7</sup>.

Важко переоцінити важливість ґрунтів не лише у веденні сільського господарства, а й у багатьох інших сферах господарювання. Якісні ґрунти – базова складова частини сталого розвитку країни та її продовольчої безпеки. При цьому як ресурс ґрунти відносять до невідновлювальних та вичерпних, а це означає, що збереження ґрунтів в їх первинному стані – запорука добробуту майбутніх поколінь. Серед широких верств населення існувало певне недооцінення ролі ґрунтів в життєдіяльності цивілізацій <sup>8</sup>.

Нерідко можна було побачити приклади нешанобливого ставлення людей як до природи в цілому, так і до ґрунтів зокрема. Здавна люди звикли до високого потенціалу самоочищення ґрунтів, постійно нарощували обсяги навантаження на ґрунтові екосистеми, що мало негативні наслідки. Приблизно у другій половині ХХ ст. суспільство почало усвідомлювати небезпеку від загроз деградації й опустелювання, втрати родючості, природної біологічної властивості буферної ємності. Нині проблема набуває загрозливих обрисів на рівні незворотних змін природних властивостей ґрунтів, що несе загрозу продовольчій безпеці цивілізаційних масштабів

Великий тлумачний словник української мови стверджує, що забруднення – це насичення природного об'єкта (у нашому випадку – ґрунту) речовинами, що порушують його природний стан, або виникнення в ґрунтах нових, незвичайних для нього біологічних, хімічних та фізичних агентів чи їх



різке збільшення<sup>9</sup>.

Забруднення ґрунту – це наявність в його складових хімічних сполук, які не властиві ґрунту. Надходження в ґрунт величезної кількості промислових відходів, хімічних добрив, пестицидів і т.д. сприяє утворенню штучних біогеохімічних провінцій зі зміненими хімічним складом і властивостями ґрунту.

Безліч досліджень констатують токсикологічну небезпечність забрудненого ґрунту. Шкідливий вплив може передаватися по харчовим ланцюжках, тобто через воду, рослини, а також через молоко і м'ясо тварин, що харчуються забрудненим кормом.

Встановлено, що пилогазові викиди промислових підприємств забруднюють ґрунт у радіусі до 60-100 км.

Ґрунт уздовж доріг забруднюється вихлопними газами автотранспорту.

Забруднення ґрунтів важкими металами в придорожній смузі залежить від інтенсивності руху та тривалості експлуатації доріг. Показано, що в поверхневому шарі ґрунту (до 5 см) в 7-16-метровій придорожній зоні та інтенсивності руху до 10000 транспортних засобів на добу вміст заліза становить 600-1000 мг/кг, цинку – 20 мг/кг, свинцю – 10 мг/кг, кадмію – 0,2 мг/кг.

Великий вплив на склад ґрунту чинить широкомасштабна хімізація сільського господарства. У гігієнічному відношенні особливе значення мають стійкі пестициди, які накопичуються в ґрунті, воді, продуктах рослинного і тваринного походження, а також в організмі людини. Вони призводять до суттєвих зрушень біохімічних, мікробіологічних процесів і важких порушень стану здоров'я населення. До таких пестицидів в першу чергу відносять ДДТ і його похідні.

Таким чином, забруднення ґрунту включаються в «харчовий ланцюг», і становлять велику небезпеку для здоров'я людини.

**Гігієнічне нормування екзогенних хімічних речовин у ґрунті** включає встановлення ГДК речовини в мг/кг ґрунту, яке проводиться в кілька етапів.

В даний час затверджені ГДК для 30 хімічних речовин, ГДК та орієнтовні допустимі кількості для 111 пестицидів в ґрунті.

Ґрунт має велике епідеміологічне значення. У ньому можуть знаходитися і передаватися людині прямим контактним і непрямим шляхом збудники багатьох інфекційних і паразитарних захворювань. Чинниками передачі збудників хвороб слугують: пил, забруднені ґрунтом руки, харчові продукти (овочі, фрукти, ягоди, листові зелень, гриби і т.п.), вода, обладнання, інвентар, посуд, тара і ін. Збудники можуть переноситися тваринами, гризунами і комахами.

Основним джерелом зараження ґрунту патогенними мікроорганізмами і яйцями гельмінтів є фізіологічні відходи людини і тварин, стічні води та ін. З часом в результаті процесів самоочищення ґрунту вони відмирають, однак значний період зберігають свою життєздатність в ньому.

Постійними і довготривалими мешканцями ґрунту є спороутворювальні патогенні мікроорганізми, спори яких зберігають життєздатність в ґрунті десятки років. В основному, це збудники ранових інфекцій (правець, газова гангрена), ботулізму, сибірки.

Сильно забруднений ґрунт органічними речовинами, може бути фактором передачі збудників бактеріальних і вірусних кишкових інфекцій - дизентерії, черевного тифу, паротитів А і В, сальмонельозу, вірусного гепатиту, псевдотуберкульозу та ін. Терміни виживання в ґрунті цих збудників можуть коливатися від декількох днів до декількох місяців. Зокрема, у ґрунті бактерії тифо-паратифозної групи можуть знаходитися до 400 днів, дизентерії – до 100 днів. Ґрунт може забруднюватися умовно-патогенними мікроорганізмами, які надходять з виділеннями людини (БГКП, E.coli, B.cereus, Proteus, Cl.perfringens та ін.) Ґрунт відіграє специфічну роль в передачі геогельмінтів (аскариди, власоглави). Специфічна роль полягає у попаданні яєць геогельмінтів з виділеннями людини в ґрунт, де вони проходять певний цикл розвитку і набувають інвазійні властивості (рис. 1.1).

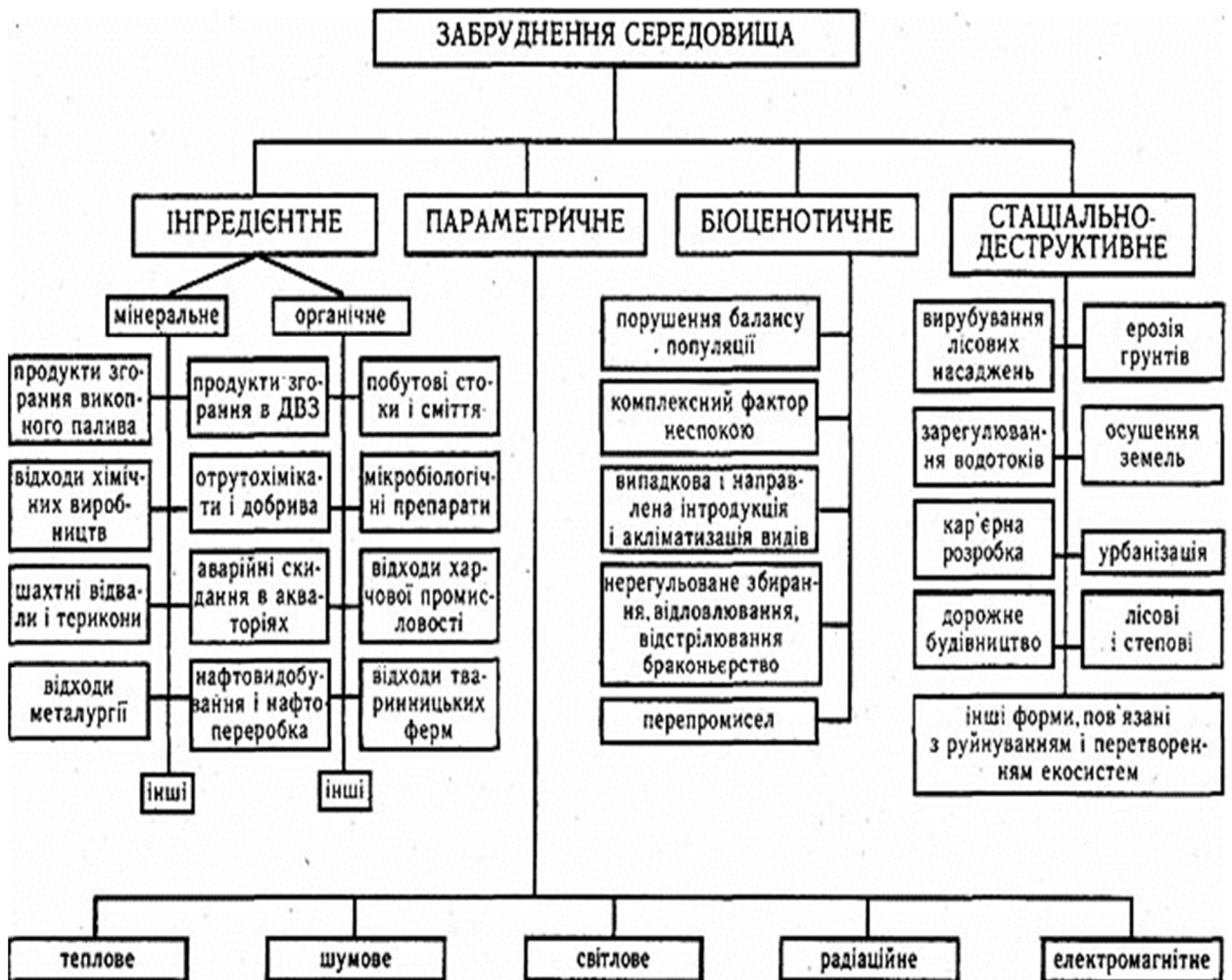


Рисунок 1.1 – Класифікація забруднення екологічних систем (за Г.В. Стадницьким та А.І. Родіоновим)<sup>10</sup>

**Самоочищення ґрунту** – це перетворення, які спрямовані на відновлення первісного стану ґрунту. Самоочищення має велике санітарно-гігієнічне та епідеміологічне значення.

Ґрунт є природним середовищем для знешкодження відходів. У ньому відбувається **детоксикація** (знешкодження, руйнування, перетворення в нетоксичні сполуки) основної маси екзогенних органічних речовин. Ці речовини у вигляді білків, жирів, вуглеводів і продуктів їх обміну розкладаються до утворення неорганічних речовин (процес **мініралізації**).

Паралельно цьому процесу в ґрунті відбувається процес **гуміфікації** – синтезу з органічних речовин відходів нової складної органічної сполуки, яка отримала назву гумус.

Процес знешкодження чужорідних речовин в ґрунті дуже складний і здійснюється, головним чином, мікроорганізмами. Одночасно з окислювальними процесами в ґрунті проходять і відновні процеси. Процес **денітрифікації** супроводжується утворенням газів. Ступінь відновної дії бактерій, крім їх біохімічних особливостей, залежить від складу середовища, його реакції та інших умов.

Слід зазначити, що самоочищення ґрунту не безмежне – надмірне забруднення може викликати загибель усієї корисної мікрофлори.

Ряд науковців у своїх працях дають слідувачі визначення забруднення, зокрема: надходження до природного середовища або утворення в ньому твердих, рідких, газоподібних речовин, мікроорганізмів або енергій у кількості, що зумовлює зміну складу і властивостей компонентів природи і є шкідливою для людини, флори і фауни; збільшення концентрації фізичних, хімічних, біологічних чи абіотичних агентів у навколишньому середовищі, що може спричинювати негативні наслідки<sup>11; 12; 13</sup>.

Забруднення навколишнього середовища є результатом антропогенної діяльності людини і знаходиться в прямій залежності від розвитку певних галузей промисловості та сільського господарства країни. Ґрунти та інші компоненти природного середовища України є забрудненими різними хімічними речовинами, токсикантами, відходами сільського господарства і промислового виробництва, комунально-побутових підприємств та іншими поллютантами. З низки численних забруднювачів пріоритетними вважаються важкі метали (ВМ) техногенне накопичення яких у навколишньому середовищі йде високими темпами. Компоненти довкілля (ґрунти, рослинність, донні відклади) за своїми властивостями є депонуючими середовищами для поллютантів, тому їх катастрофічний стан у зв'язку з накопиченням шкідливих речовин вимагає невідкладних науково-аргументованих заходів, спрямованих на поліпшення їх екологічного стану. Саме тому вирішення проблем забруднення і охорони навколишнього середовища набули на сьогоднішній день особливо важливого, актуального значення<sup>14</sup>.

Техногенна забрудненість ґрунтів залежить від їх типу, кількості надходження промислових відходів, радіонуклідів, пестицидів і мінеральних

добрив. Низькобуферні малогумусні дерново-підзолисті ґрунти можуть зазнавати значного впливу забруднюючих речовин. В умовах кислого середовища вони трансформуються у більш рухомі сполуки, мігрують до нижчих шарів і ґрунтових вод. В умовах нейтрального або лужного середовища на високобуферних ґрунтах (чорноземних, темнокаштанових) забруднюючі елементи, як правило, знаходяться в пасивному стані та малодоступні для рослин формі.

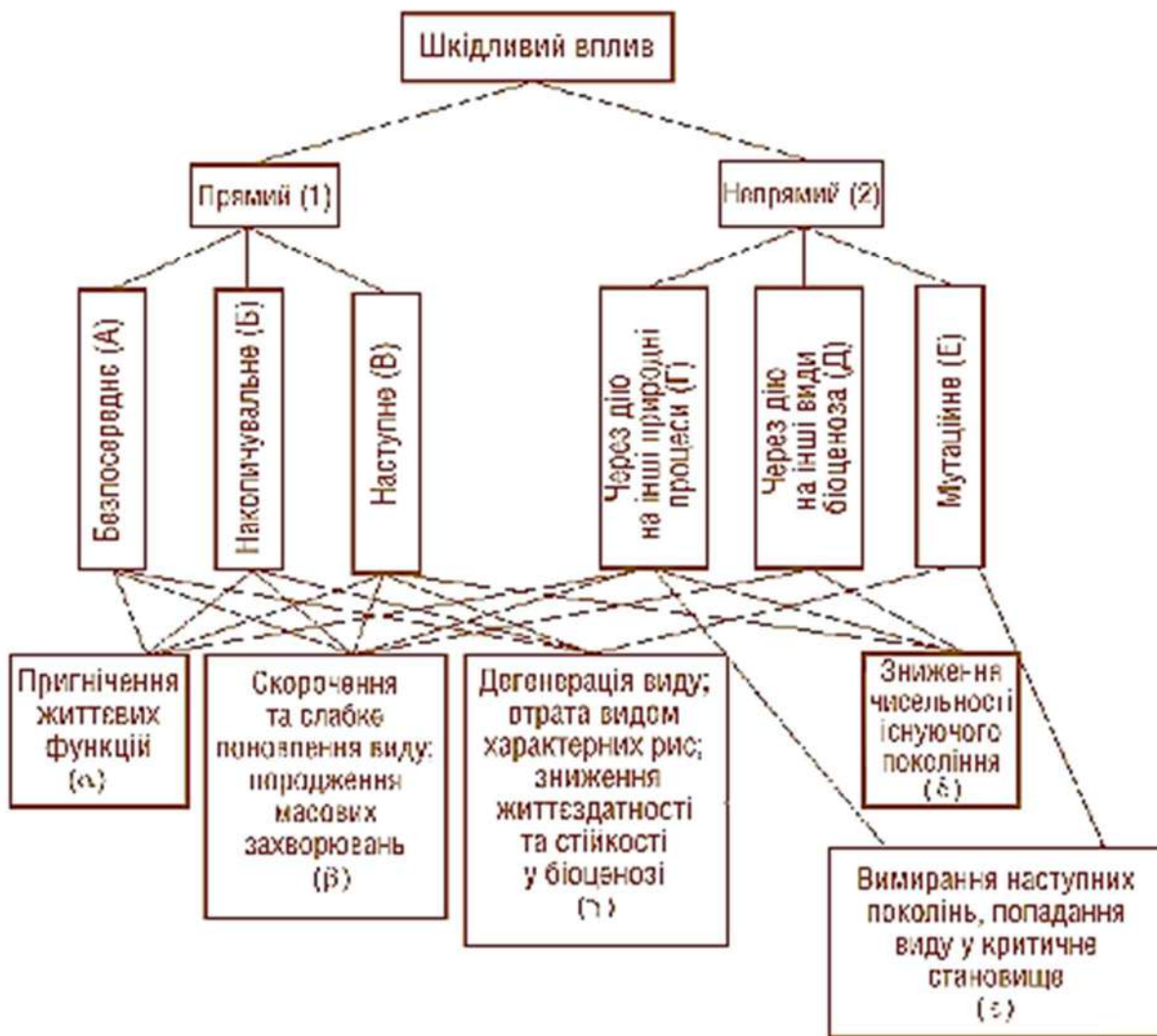


Рисунок 1.2 – Структурна схема системи шкідливого впливу на навколишнє природне середовище забруднюючих речовин та продуктів згоряння палива<sup>15</sup>

Забруднення ґрунту у різних літературних джерелах класифікуються по різному. Якщо узагальнити і виділити головне, то можна розподілити слідуючим чином:

1. Сміттям, викидами, відвалами, відстійними породами. У дану групу входять різні забруднення змішаного характеру, що включають тверді і рідкі речовини.
2. Важкими металами. Даний вид забруднень уже становить значну

небезпеку для людини та інших живих організмів, тому що важкі метали нерідко мають високу токсичність і здатність до кумуляції в організмі. Найбільш розповсюджене автомобільне паливо – бензин – містить дуже отруйне з'єднання – тетраетилсвинець, що містить важкий метал свинець, що попадає в ґрунт. З інших важких металів з'єднання які забруднюють ґрунт, можна назвати кадмій, мідь, хром, кобальт, ртуть, миш'як, марганець.

3. Пестицидами. Це хімічні речовини які використовуються як засоби боротьби зі шкідниками культурних рослин і тому можуть знаходитися у ґрунті в значних кількостях.

4. Мітотоксинами. Дані забруднення не є антропогенними, тому вони виділяються деякими грибами, однак по своїй шкідливості для організму вони стоять одному ряді з перерахованими забрудненнями ґрунту.

5. Радіоактивними забрудненнями. Радіоактивні з'єднання є особливими по своїй небезпеці, насамперед тому, що по своїх хімічних властивостях вони практично не відрізняються від аналогічних нерадіоактивних елементів і легко проникають в усі живі організми, попадаючи в харчові ланцюги<sup>16</sup>.

Ґрунти сільськогосподарських угідь в наслідок антропогенної діяльності забруднюються різними поллютантами. Дане забруднення поділяється на **механічне, хімічне і біологічне**.

**Фізичне забруднення або механічне** – полягає в засміченні ґрунту будівельних матеріалів, битого скла, кераміки та інших інертних відходів. Це відображається негативно на механічні властивості ґрунтів.

**Хімічне забруднення** ґрунтів полягає в надходженні в ґрунтове середовище речовин які змінюють концентрацію елементів до рівня які перевищують норми в результаті чого змінюються фізико-хімічні властивості ґрунтів. Хімічне забруднення ґрунтів відбувається в процесі діяльності суб'єктів господарювання та характеризується збільшенням у структурі ґрунту хімічних сполук, що негативно впливають на його родючість. Хімічне забруднення є невід'ємною складовою частиною під час використання в господарській діяльності добрив синтетичних, мінеральних та інших видів добрив, хімічних домішок у агровиробництві, використання для зрошування води з високим вмістом солей. В сільському господарстві основним забруднювачем довкілля, окрім добрив, є пестициди. В залежності від об'єкта впливу пестициди поділяються на гербіциди, інсектициди, зооциди, фунгіциди, бактерициди, лімациди, дефоліанти, десіканти, ротарденти, репеленти, атраканти. Токсичний вплив пестицидів став проявлятися в глобальних масштабах. Нераціональне використання пестицидів негативно впливає на якість ґрунтів. Залишки пестицидів у вигляді домішок проникають у воду, включаються в харчові ланцюги, потрапляють в продукти харчування<sup>17</sup>.

Значної екологічної шкоди земельним ресурсам завдає забрудненість ґрунтів викидами промисловості та хімізації в сільському господарстві. У містах загальним джерелом забруднення ґрунтів важкими металами є

підприємства чорної та кольорової металургії, легкої промисловості, ТЕЦ. Небезпека забруднення ґрунтів визначається не тільки вмістом важких металів, але й класом небезпеки окремих токсикантів.

**До першого класу** шкідливості відносяться миш'як, кадмій, ртуть, селен, свинець, цинк, фтор, бенз/а/пирен; **до другого** – бор, кобальт, нікель, мідь, молібден, сурма, хром; **до третього** – барій, ванадій, вольфрам, марганець, стронцій. Їх вміст у ґрунтах може оцінюватися як за валовими, так і рухомими формами елементів. Багато з них можуть призводити до захворюваності людей.

Таблиця 1.1

Сільськогосподарські джерела забруднення ґрунту важкими металами, мг/кг сухої маси (за даними ЦІНАО, 1992 р.)<sup>18</sup>

Елемент	Зрошувальні і стічні води	Фосфорні добрива	Пшшяконі матеріали	Азотні добрива	Органічні добрива	Пестициди
As	2-26	2-1200	0.1-24	2.2-120	3-25	22-60
Cd	2-1500	0.1-170	0.04-0,1	0.05-8.5	0.3-0.8	
Co	2-260	1-12	0,4-3.0	5.4-12	0.3-24	-
Cr	20-10000	66-245	10-15	3.2-19	5.2-55	-
Cu	50-3 300	1-300	2-125	1-15	2-60	15-50
F	2-740	8500-38000	300	-	7	18-45
Hg	0,1-55	0,01-1.2	0.05	0,3-2.9	0.09-0.2	0,8-42
Mn	60-3900	40-2000	40-1200	-	30-550	-
Mo	1-40	0,1-60	0,1-15	1-7	0,05-3	-
Ni	16-5300	7-38	10-20	7-34	7,8-30	
Pb	50-3000	7-225	20-1250	2-27	6.6-15	60
Sc	2-9	0,5-25	0,08-0,1	-	2,4	-
Sn	40-700	3-19	0.5-4,0	1.4-16	3,8	-
Zn	700-49000	50-1450	10-450	1-42	15-250	1.3-25

Складний характер має забруднення ґрунтів хімічними засобами захисту рослин. Зменшення у кілька разів обсягів використання пестицидів в останні роки хоча і сприяло зниженню забруднення ґрунтів та сільськогосподарської продукції отрутохімікатами, але ситуації суттєво не змінило. Це обумовлене тим, що залишкова кількість пестицидів знаходиться в ґрунті тривалий час. Чим більше пестицидне навантаження на ґрунти, тим вища їх шкідливість для населення. Пестициди можуть викликати інтоксикацію, алергійні реакції, пониження імунної реактивності, ураження нервової системи, патологічний стан печінки, серцево-судинної системи та інше.

Сталий розвиток неможливий без процесу мінімізації використання хімічних сполук в сільськогосподарській діяльності. Даний вид забруднення є найбільш поширеним, довготривалим і небезпечним.

До **біологічного забруднення** відносять формування або збільшення кількості мікроорганізмів, бактерій, інших живих організмів, які своєю появою змінюють склад та структуру ґрунту, впливають на родючість. Також до біологічного забруднення входить забруднення ґрунтів у результаті життєдіяльності тварин (наприклад, у результаті випасу худоби і т. д).

**Друга класифікаційна ознака**, за якою розглядають забруднення за джерелом його походження, – одна з найважливіших для правильного розуміння функціонування механізму регулювання рівня забруднення ґрунтів, оскільки ґрунти забруднюються не лише в результаті діяльності людини, а й дії природних факторів.

До результатів антропогенної діяльності відносять забруднення складових частин агросфери, через які забруднюючі речовини потрапляють у ґрунти. При цьому сполуки змінюють свої фізико-хімічні властивості, а наслідки їх впливу на якісний стан ґрунтів стають важче прогнозованими і потребують спеціальних методичних підходів до їх оцінки.

**Природне забруднення** відбувається в результаті процесів природного самоочищення атмосфери за рахунок гравітаційної седиментації (випадання під дією сили тяжіння). Наприклад, попіл та сірка, які під час виверження вулканів викидаються в атмосферу мільярдами тон, потрапляють на поверхню ґрунту, змінюючи його склад та структуру.

Допустимою вважається така інтенсивність забруднення, з якою екосистема може впоратись за допомогою власних самовідновлювальних механізмів. Оскільки самоочищення відбувається переважно мікроорганізмами, залишки органічних добрив перетворюються на нешкідливі сполуки значно швидше. Мінеральні хімічні залишки, своєю чергою, включаються до складу шкідливих та з часом майже не перетворюються і лишаються в ґрунті. Із цим аспектом тісно пов'язано поняття граничних доз концентрації (ГДК), яке за ДСТУ визначається окремо для кожного елемента та означає таку масу шкідливої речовини в одиниці об'єму (у 1 мг твердої речовини на 1 кг ґрунту), періодичний чи постійний, цілодобовий вплив якої на організм людини, тварин і рослин не викликає відхилень у нормальному їх функціонуванні протягом усього життя нинішнього та майбутніх поколінь.

Безпосереднє забруднення ґрунтів здійснюється в результаті цілеспрямованих дій відносно ґрунтів (внесення добрив) або здійснення господарської діяльності (промислові викиди та викиди сміття).

**Опосередкованим** слід уважати забруднення, яке спрямовано на інший об'єкт, але своїми наслідками здійснює вплив і на склад та структуру ґрунтів. Наприклад, забруднення атмосфери в процесі промислової діяльності або надзвичайних ситуацій, аварій, природних катаклізмів може спричинити осідання разом з опадами шкідливих речовин на поверхні ґрунтів, що негативно відобразиться на показнику їх родючості<sup>19</sup>.

Забруднення ґрунтів за величиною зон поділяється на **фонове, локальне, регіональне і глобальне**. Фонове забруднення близьке до його

природного складу. Локальним вважається забруднення ґрунту поблизу одного або декількох джерел забруднення. Регіональним забруднення вважається при переносі забруднюючих речовин до 40 км від джерела забруднення, а глобальним – при забрудненні ґрунтів декількох регіонів (областей).

Забруднення земель залежить в основному від класу небезпечних речовин, які попадають в ґрунт:

- 1 клас – високонебезпечні речовини;
- 2 клас – помірнонебезпечні речовини;
- 3 клас – малонебезпечні речовини.

Клас небезпеки речовин встановлюється за показниками, наведеними в табл. 1.2.

За ступенем забруднення ґрунти поділяються на **сильнозабруднені, середньозабруднені, слабкозабруднені**. У сильнозабруднених ґрунтах кількість забруднюючих речовин в декілька разів перевищує ГДК. Вони мають низку біологічну продуктивність та істотні зміни фізико-хімічних, хімічних та біологічних характеристик, внаслідок чого вміст хімічних речовин у вирощуваних культурах перевищує норму.

У середньозабруднених ґрунтах перевищення ГДК незначне, що не призводить до помітних змін його властивостей. У слабкозабруднених ґрунтах вміст хімічних речовин не перевищує ГДК, але перевищує фон.

Таблиця 1.2

Показники та класи небезпечних речовин<sup>20</sup>

Показник	Норми концентрації		
	1 клас	2 клас	3 клас
Токсичність, ЛД50	До 200	200-1000	Понад 1000
Персистентність в ґрунті, міс	Понад 12	6-12	Менше 6
ГДК, в ґрунті, мг/кг	Менше 0,2	0,2-0,5	Понад 0,5
Персистентність в рослинах, міс	3 і більше	1-3	Менше 1
Вплив на харчову цінність сільськогосподарської продукції	Сильний	Помірний	Немає

За ступенем стійкості до хімічних забруднень та характером зворотної реакції ґрунти поділяють на дуже стійкі, середньостійкі, малостійкі. Ступінь стійкості ґрунтів до хімічних забруднень характеризується такими показниками, як гумусний склад ґрунту, кислотно-основні властивості, окислювально-відновлювальні властивості, катіонно-обмінні властивості, біологічна активність, рівень ґрунтових вод, частка речовин, що знаходяться в розчиненому стані.

Обґрунтування ГДК хімічних речовин у ґрунті базується на 4 основних показниках шкідливості:

- **транслокаційний** – перехід речовини в рослину;



- **міграційний водний** – перехід речовини з ґрунту в ґрунтові води і вододжерела;

- **міграційний повітряний** – перехід речовини з ґрунту в атмосферне повітря;

- **загальносанітарний** – вплив забруднюючої речовини на властивість самоочищення ґрунту.

**За ступенем небезпеки** в санітарно-епідеміологічному відношенні ґрунти поділяються: *чистий, допустимий, помірно небезпечний, небезпечний і надзвичайно небезпечний.*

Одним з важливих показників забруднення ґрунту є **санітарне число** (число Хлебнікова), що представляє відношення азоту гумусу до загального органічного азоту (мг/100 г). Санітарне число дозволяє оцінити властивість самоочищення ґрунту.

При самоочищенні кількість азоту гумусу збільшується і в чистому ґрунті санітарне число наближається до 1. Чим менше санітарне число, тим брудніший ґрунт.

Ступінь епідемічної небезпеки ґрунту визначають за наступними показниками:

**1. Санітарно-бактеріологічні показники:**

- непрямі показники – санітарно-показові мікроорганізми групи кишкової палички (індекс БГКП) і фекальні стрептококи (індекс ентерококів);

- прямі показники – виявлення збудників кишкових інфекцій, в т.ч. сальмонел.

**2. Санітарно-паразитологічні показники** – наявність яєць геогельмінтів (аскарид, волосоголовців та ін.);

**3. Санітарно-ентомологічні показники** – личинки і лялечки синантропних мух.

**Для визначення ступеня забрудненості використовують такі характеристики:**<sup>21</sup>

1) коефіцієнт концентрації забруднення ґрунту:

$$k_c = \frac{C}{C_{cp}} \quad \text{або} \quad k_c = \frac{C}{C_{ГДК}},$$

де  $C$  – загальний вміст забруднюючих речовин;

$C_{cp}$  – середній фоновий вміст забруднюючих речовин;

$C_{ГДК}$  – гранично допустима кількість забруднюючих речовин;

2) інтегральний показник поелементного забруднення ґрунту:

$$k_{C_j} = \sum \frac{C_j}{C_{фj}},$$

де  $C_j$  – сума контрольованих забруднюючих речовин;  $C_{фj}$  – сума фонового вмісту забруднюючих речовин;

3) коефіцієнт зворотної реакції ґрунтів на динаміку забруднення:

$$k_p = \frac{A - A_{\phi}}{A_{\phi}}$$

де  $A$ ,  $A_{\phi}$  – параметри, які контролюються в забрудненій і фоновій пробах.

При оцінці стійкості ґрунтів до хімічних забруднень слід враховувати показники, що характеризують **короткотермінові (25 років), довготермінові (5-10 років)** зміни ґрунтів та показники ранньої діагностики розвитку змін у ґрунтах.

**Короткотермінові зміни** властивостей ґрунтів діагностуються за динамічною вологістю, величиною водневого показника рН, складом ґрунтових розчинів, диханням ґрунтів, вмістом поживних речовин.

**Довготермінові зміни** властивостей ґрунтів діагностуються за складом та запасом гумусу, відношенням вуглецю гумінових кислот до вуглецю фульвокислот, втратами ґрунтів внаслідок ерозії, загальною лужністю, кислотністю, вмістом солей<sup>22</sup>.

Функціонування промислових підприємств, транспорту та енергетичних установок викликає регіональне і навіть глобальне забруднення ґрунтів. Регіональне забруднення ґрунтів може викликатися кислотними дощами, що випадають поблизу великих промислових підприємств, які викидають в атмосферу шкідливі гази. Природні процеси (міграція, перетворення, розклад, вимивання, вивітрювання, сонячна радіація, клімат) сприяють самоочищенню ґрунтів. Захисна здатність ґрунтів щодо самоочищення має певні межі, які слід враховувати при організації виробничої та господарсько-побутової діяльності.

Основними характеристиками ґрунтів щодо самоочищення є час самоочищення та захисна спроможність ґрунтів, що характеризує їх здатність суттєво знижувати токсичність забруднюючих речовин.

Час самоочищення – інтервал, протягом якого відбувається зменшення масової частки речовини, що забруднює ґрунт, на 96% від початкового значення або до його фонового значення. Для самоочищення ґрунтів, а також для їхнього відновлення потрібно багато часу, витрати якого залежать від характеру забруднень та природних умов. Процес самоочищення ґрунтів триває від декількох днів до декількох років, а процес відновлення порушених земель – сотні років<sup>23</sup>.

Близько 50% загального приросту врожаю забезпечують мінеральні добрива, 25% – технології вирощування. Однак не варто забувати, що неправильне використання мінеральних добрив - азотних, фосфорних, калійних, комплексних та інших, супроводжується небажаною побічною дією: в забрудненні природного середовища і пояснюється незбалансованим використанням добрив, відхиленням від норм їх внесення. Деякі види мінеральних добрив можуть сприяти підвищенню кислотності ґрунтів, накопиченню в них небезпечних залишків. Відомо, що рослини засвоюють

лише 50% азотних та 10-20% фосфорних добрив, решта - вимиваються атмосферними опадами. При неправильному використанні мінеральних добрив у природному середовищі може накопичуватися у підвищених кількостях азот, фосфор, калій. Це призводить до підкислення фунтового розчину, забруднення фунтових вод у результаті фільтрації добрив (особливо азотних), підвищення вмісту нітратів, сульфатів, хлоридів у колодязній воді, накопичення залишкових запасів нітратного азоту в продукції рослинництва, забруднення водосховищ, річок залишками добрив внаслідок процесів ерозії тощо, що завдає шкоди здоров'ю людей, тварин, рибному господарству.

Рівень радіаційного забруднення ґрунтів після аварії на ЧАЕС. Протягом останніх 30-40 років агроландшафти України постійно зазнавали різних видів радіаційної забрудненості – атмосферних викидів радіонуклідів внаслідок випробування ядерної зброї відходів при переробці сировини на підприємствах ядерно-паливного циклу тощо. До 1986 року радіаційна обстановка на території держави визначалася переважно такими радіонуклідами як калій-40, радій, торій і лише частково стронцієм-90 і цезієм-137. Перші три радіонукліди природного походження зумовлювали основний радіаційний фон на більшій частині території України в межах 7-14 мкр/год. І лише в окремих регіонах особливо там, де граніти виходять на поверхню землі, він був у 6-8 разів вищий. Стосовно двох останніх радіонуклідів, то їх присутність у ґрунті зумовлювалась глобальними опадами внаслідок випробування ядерної зброї. Їх розподіл на території держави був відносно рівномірним і знаходився в межах 0 01 - 0 05 Кі/кв.км .

Унаслідок аварії на ЧАЕС в навколишнє середовище викинуто понад 50 мКі таких небезпечних радіонуклідів, як стронцій, цезій, плутоній, йод, що становить наближено (за оцінками МАГАТЕ) 3 5% їх кількості в реакторі на час аварії. Радіоактивного забруднення у зв'язку з аварією і подальшим поширенням радіонуклідів зазнала територія площею понад 4,5 млн. га сільгоспугідь.

Згідно з чинним законодавством, території, забруднені цезієм-137, 134 до 1 Кі/кв. км, стронцієм-90 до 0,02 та плутонієм-239, 240 до 0,005 Кі/кв. км, вважаються умовно чистими. Ведення сільськогосподарського виробництва на них можливе без обмежень. З більшою щільністю забруднення необхідно застосовувати комплекс агрохімічних, агротехнічних і організаційних заходів для зменшення переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини. Неможливе ведення сільськогосподарського виробництва в зоні безумовного відселення де щільність забруднення фунту цезієм-137, 134 перевищує 15 Кі/кв. км, стронцієм-90 - і плутонієм-239 240 - 0,1 Кі/кв. км. Ця зона разом із зоною відчуження займає 3,9 тис. кв. км території України, або 10,9% охоплює 168 населених пунктів, у яких проживало 48,9 тис. осіб.

Чорнобильська катастрофа створила надзвичайно небезпечну для здоров'я людей і навколишнього середовища радіаційну обстановку на значній території України.

Поведінка радіонуклідів у ґрунті і надходження їх у рослини залежать

переважно від властивостей ґрунту: механічного складу, кислотності, вмісту гумусу тощо, а також і – від біологічних особливостей видів рослин. Наприклад, основу ґрунтового покриву Українського Полісся складають дерново-підзолисті ґрунти, у заболочених місцях – торф'яні й оторфовані, що характеризуються незначним вмістом гумусу, високою кислотністю і піщаним механічним складом. Завдяки цьому цезій-137 і стронцій-90 в умовах Полісся мають підвищену швидкість міграції (переміщення) по шару ґрунту і вбирання корінням рослин. Причому спроможність надходження стронцію-90 в рослини з ґрунту у декілька разів більше порівняно з цезієм-137. На інтенсивно затоплюваних ділянках (заплави річок, низинні болотисті місця) швидкість міграції ізотопів цих елементів може бути однаковою. Вертикальна міграція радіонуклідів відбувається повільно: залежно від механічного складу, водного режиму і господарської діяльності й становить 0,2-1,6 см/рік. Зрозуміло, що легший за механічним складом ґрунт більше зволожений і швидкість руху радіоактивних частинок у ньому вища. Дослідження свідчать, що в лісових масивах основна кількість радіонуклідів (понад 98 %) зосереджена у нижній частині лісової підстилки і верхньому 10-сантиметровому шарі ґрунту. Проте сліди радіоактивного цезію знаходять і на глибині 40-50 см. Існують деякі відмінності в накопиченні радіоактивних елементів лісовою підстилкою листяних і хвойних порід дерев. Так, під листяними породами внаслідок швидкого розкладу і мінералізації опалого листя частка цезію-137 у лісовій підстилці зараз менша, ніж під хвойними, де глиця і мохи розкладаються повільніше. Значне накопичення радіонуклідів у хвої пояснюється більш тривалим періодом її життя на дереві порівняно з листками<sup>24</sup>.

## **1.2. Стан забруднення ґрунтів (земель) в Україні та світі**

Ґрунтовий покрив є одним із основних компонентів довкілля, що виконує життєво важливі біосферні функції. Ґрунти беруть участь у процесі регулювання якості поверхневих і підземних вод, складу атмосферного повітря, є середовищем перебування більшості живих організмів на поверхні суходолу, забезпечують сприятливе середовище для людини та виробництва сільськогосподарської продукції. У рішеннях всесвітньої конференції з навколишнього середовища і розвитку (1992 р., Ріо-де-Жанейро) було зазначено, що охорона і раціональне використання ґрунтів повинні стати центральною ланкою державної політики, оскільки їхній стан визначає характер життєдіяльності людства і вирішальним чином впливає на довкілля<sup>25</sup> (рис. 1.3).

Основними чинниками антропогенного впливу на ґрунти є порушення правил внесення і зберігання хімічних речовин, утворення промислових і побутових відходів, викиди забруднюючих речовин та радіонуклідів, надходження забруднених стічних вод тощо. Забруднення ґрунтів здебільшого

пов'язане з атмосферними викидами промислових підприємств і автотранспортних засобів, із порушеннями правил видобування, транспортування й переробки корисних копалин, внесення і зберігання агрохімікатів та пестицидів, з утилізацією стічних вод та їхніх осадів, побутових і промислових відходів, з наслідками катастрофи на Чорнобильській АЕС. .

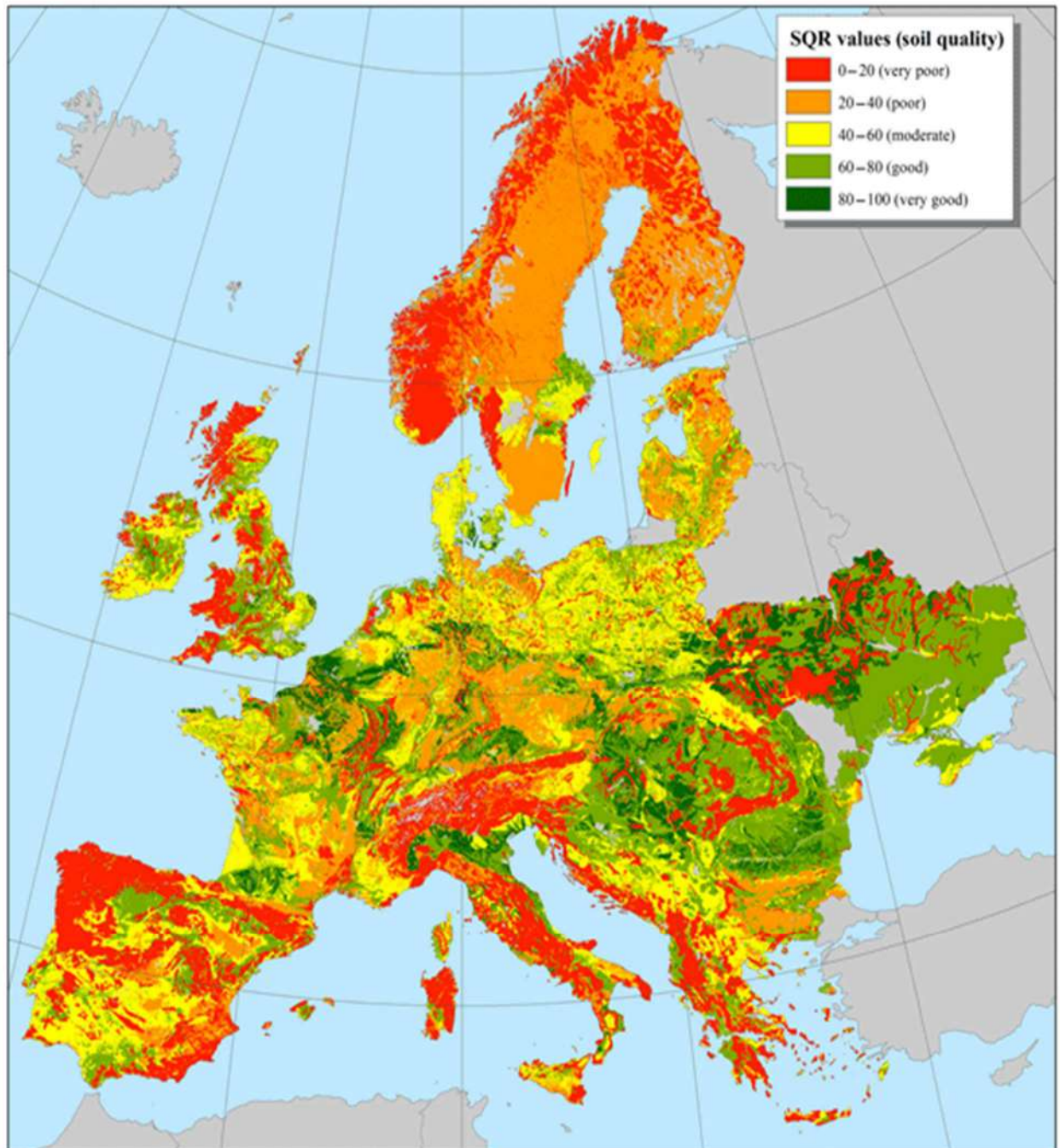


Рисунок 1.3 – Потенціал родючості ґрунтів України та світу (червоним – дуже бідні, оранжева – бідні, жовта – середня, зелена – добра, темно-зелена – дуже добра)<sup>26</sup>

Аеротехногенне забруднення ґрунтів. Ґрунти великих індустріальних міст зазнають сукупного впливу газопилових викидів промислових підприємств, автотранспорту, об'єктів теплоенергетики, житлово-комунальної сфери. Викиди та скиди формують ореол регіонального забруднення (урбанізований фон), на

який накладаються локальні осередки забруднення навколо окремих джерел емісії забруднювачів. За даними МНС України, високий та дуже високий рівень аеротехногенного забруднення зафіксовано у 25 містах: Маріуполі, Макіївці, Дніпродзержинську, Лисичанську, Донецьку, Одесі, Рубіжному, Горлівці, Дзержинську та інших<sup>27</sup>. Небезпечний вид техногенного навантаження – автотранспортне забруднення, яке істотно впливає на ґрунти і наземні екосистеми пришляхових смуг. Уміст Pb у ґрунтах десятиметрової пришляхової смуги перевищує фонові показники в 2-7 разів, в окремих випадках – на один-два порядки. Загалом по Україні ґрунти найбільше забруднені цинком та свинцем, менше кадмієм, марганцем, міддю.

Вуглеводневе забруднення ґрунтів. Особливу небезпеку мають аварійні викиди забруднюючих речовин на поверхню, які можуть призвести до залпового надходження токсикантів до природних вод. Нафтопродукти (бензин, гас, дизпаливо) практично не затримуються ґрунтом і майже безперешкодно мігрують до ґрунтових вод. Проблема забруднення ґрунтів нафтою і нафтопродуктами при їх транспортуванні трубопроводами, а також при проведенні бурових робіт ускладнюється з кожним роком. В Україні відкрито понад 300 нафтових, газових і газоконденсатних родовищ, розташованих у 3-х нафтогазоносних регіонах: Східному, Західному і Південному. Розгалужена система магістральних (понад 5 тис. км), промислових (понад 20 тис. км) трубопроводів охоплює всі природно-кліматичні та економічні зони країни. За розрахунками, видобування 1 т нафти супроводжується руйнуванням або забрудненням 1-1,3 м<sup>3</sup> ґрунту (рис. 1.4-1.8).



Рисунок 1.4 – Екологічний стан ґрунтового покриву України за рівнем забруднення<sup>28</sup>

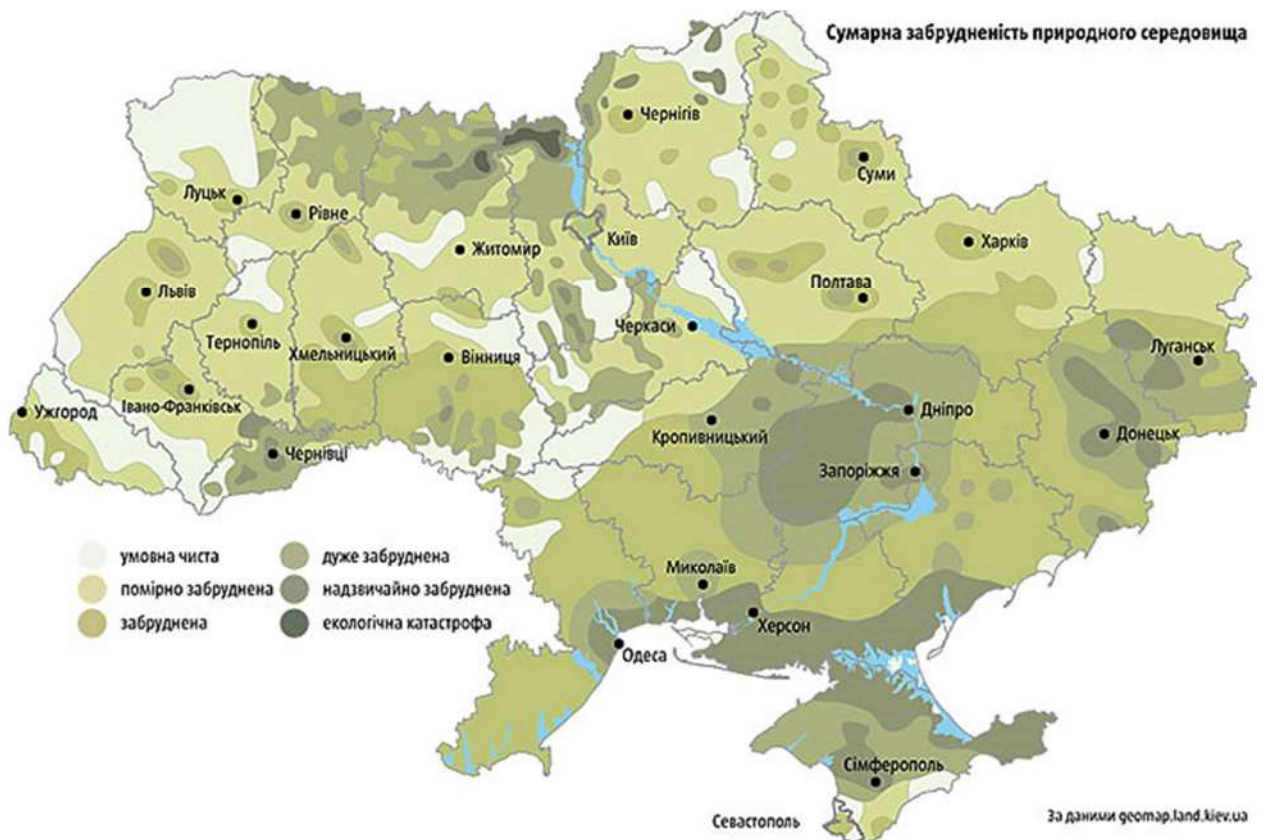


Рисунок 1.5 – Сумарна забрудненість природного середовища України<sup>29</sup>

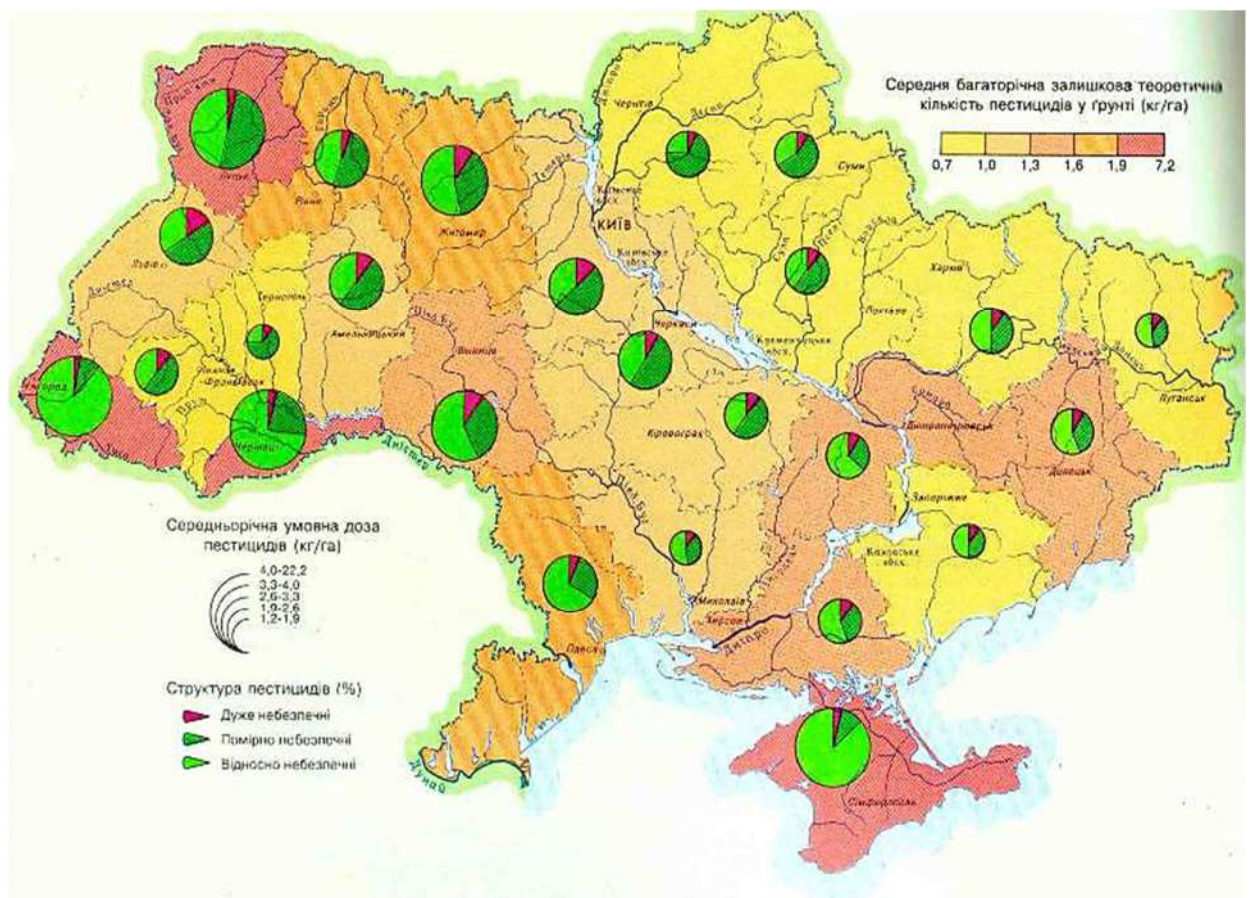


Рисунок 1.6 – Сумарне забруднення ґрунтів України пестицидами<sup>30</sup>

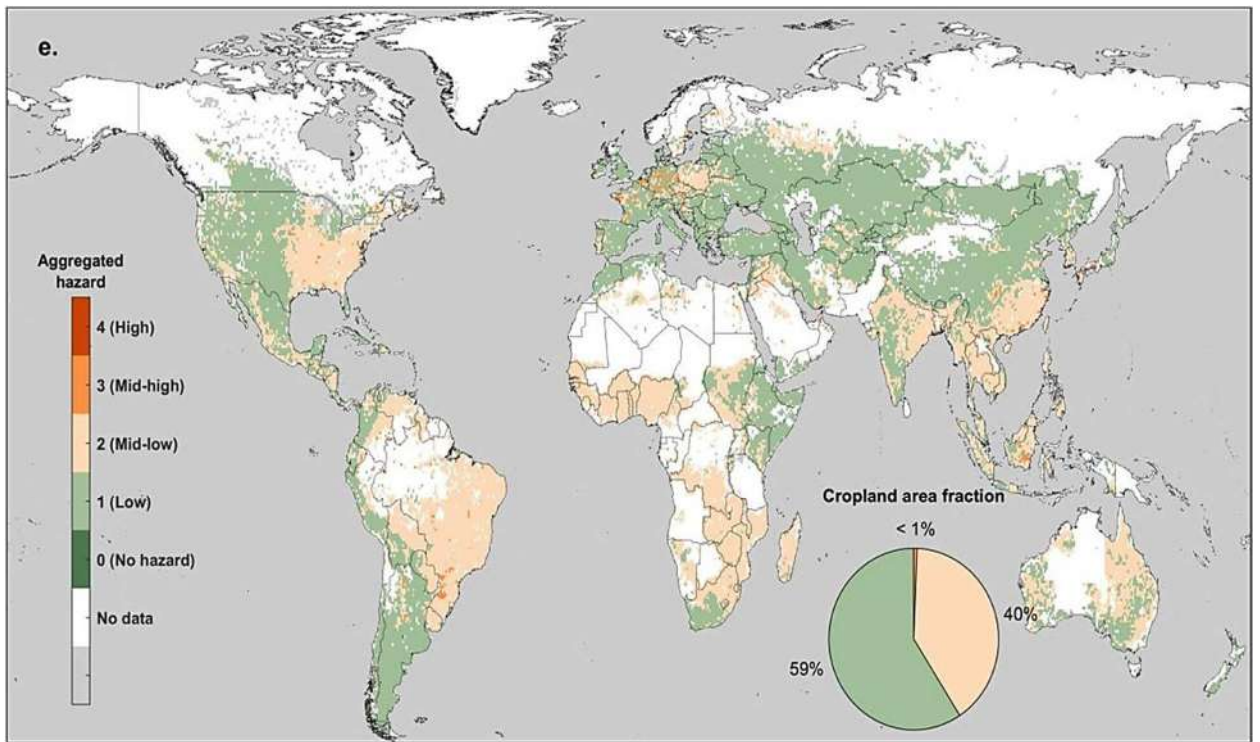


Рисунок 1.7 – Забруднення ґрунтового покриву (світовий ракурс) залишками пестицидів (діюча речовина – гліфосат) (палевий – середній рівень забруднення, зелений – низький, білий – на має даних обліку)<sup>31</sup>

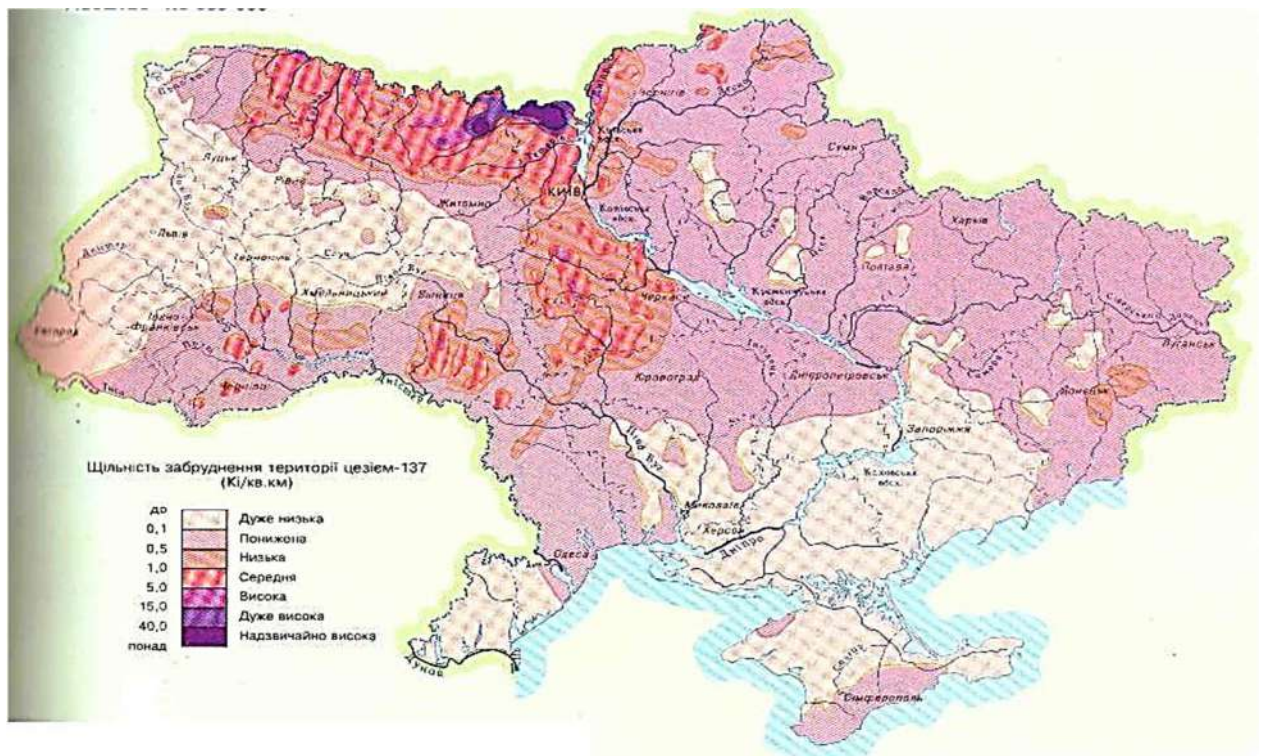


Рисунок 1.8 – Сумарне радіаційне забруднення ґрунтів України<sup>32</sup>

Ґрунт є унікальним орґано-мінеральним, гетерогенним, полікомпонентним природним утворенням, що виконує незамінні господарсько-виробничі та біосферно-екологічні функції.



Володіючи властивістю родючості, ґрунт виступає як основний засіб виробництва в сільському господарстві. Використовуючи його як засіб виробництва, людина істотно змінює ґрунтоутворення, впливаючи як безпосередньо як на властивість ґрунту, його режими і родючість, так і на природні фактори, що визначають ґрунтоутворення. В наслідок чого відбувається процес деградації ґрунтового покриву? Загалом нараховується 42 процеси руйнування, з яких тільки третина може бути виявлена за сучасних методів виробничого контролю.

За оцінкою академіка В. В. Медведєва, в Україні найбільшого розповсюдження набули 17 таких процесів, серед яких дегуміфікація, виснаження, ерозія, підкислення, засолення, осолонцювання, техногенне забруднення тощо.

Найнебезпечнішим видом деградації з екологічної точки зору є радіоактивне забруднення земель. Особливий негативний вплив на сільськогосподарське виробництво в Україні спричинила аварія на Чорнобильській атомній електростанції. Найбільш постраждалими від наслідків катастрофи є Київська, Житомирська, Вінницька, Чернігівська, Волинська, Хмельницька, Рівненська та Черкаська області.

Ґрунт виконує ряд екологічних функцій, які забезпечують стабільність окремих біогеоценозів та біосфери в цілому. Забруднення едафотопів важкими металами – один із негативних наслідків діяльності людини і в наш час набуває глобального характеру. Необхідно зауважити, що до групи – важких металів, якщо враховувати їх атомну масу, належить більше 40 елементів, проте найчастіше в науковій літературі розглядається екологічна небезпека хрому, мангану, феруму, вольфраму, молібдену, кобальту, нікелю, купруму, цинку, кадмію, плюмбуму, меркурію, талію, вісмуту, арсену і сурми. Тому необхідно розмежовувати поняття вміст елементу в середовищі і його токсичність. Загально відомо, що за певного рівня в ґрунтах більшість – важких металів є життєво необхідними для живих організмів (купрум, цинк, кобальт, манган та ін.) і належать до мікроелементів<sup>33 34</sup>.

Основними джерелами техногенного забруднення ґрунту важкими металами є аерозольні викиди в атмосферу промислових підприємств і автотранспорту у вигляді окислів та сульфідів, стічні води підприємств та побутові відходи міст<sup>35 36</sup>.

На сьогодні запропоновані наступні гранично-допустимі концентрації (ГДК) валових форм важких металів в едафотобах: цинк – 100; кадмій – 3; нікель – 85; плюмбум – 32; купрум – 55 мг/кг<sup>37</sup>.

Залежно від ступеня забруднення ґрунтів важкими металами виділяють п'ять типів екологічних ситуацій, які можуть скластися на землях будь-якого призначення: сприятливу, задовільну, передкризову, кризову, катастрофічну (табл. 1.3). За перших двох фізичні, хімічні та біологічні показники ґрунтів не змінюються. У передкризовій і кризовій ситуаціях відбуваються негативні зміни фізичних, хімічних і біологічних властивостей едафотопів: різко зменшується агрегованість ґрунтової маси і її пористість; зростає рухомість

глинистої фракції; зменшується вміст обмінних форм кальцію і мангану; руйнуються карбонати, гідроокси феруму і гіпсу; змінюється кількісний склад гумусу – підвищується рухомість гумінових кислот, знижується їх оптична густина, істотного пригнічення зазнає ґрунтова біота. У катастрофічній ситуації незворотних змін зазнають всі якості едафотопів (фізичні, хімічні і біологічні).

Таблиця 1.3

Запропоновані нормативи оцінок забруднення ґрунтів важкими металами<sup>38</sup>

Екологічна ситуація	Уміст важких металів	
	Валовий уміст	Рухомі форми
Сприятлива	На рівні кларків	< ГДК
Задовільна	< ГДК	< ГДК
Передкризова	< ГДК	1,1-2 ГДК
Кризова	1,1-10 ГДК	2-100 ГДК
Катастрофічна	>10 ГДК	>100 ГДК

Забруднення ґрунтового покриву важкими металами – один із негативних наслідків діяльності людини і в наш час набуває глобального характеру. Забруднення ґрунтів важкими металами становить серйозну загрозу для навколишнього середовища і здоров'я людей в глобальному масштабі. Токсичність важких металів призводить до зниження продуктивності і врожайності сільськогосподарських культур, руйнує клітинні структури рослин, порушує нормальне функціонування екосистем і негативно впливає на здоров'я населення. Тому дослідження рівня екологічної небезпеки для здоров'я людей внаслідок забруднення ґрунтів важкими металами є дуже актуальними<sup>39</sup>.

Визначення екологічного ризику погіршення стану ґрунтів і земельних ресурсів при збереженні існуючих тенденцій антропогенного навантаження, які представлено в роботах<sup>40 41</sup> показали, що в найбільш небезпечному стані знаходяться промислові регіони країни (Донецька, Дніпропетровська і Луганська області). В результаті аварії на Чорнобильській АЕС 26 квітня 1986 року значна частина території Українського Полісся виявилася забрудненою радіонуклідами. Радіоактивного забруднення зазнали значні регіони України, Білорусії та Росії. Всього в Україні виявилася забрудненою територія площею понад 50 тис. км<sup>2</sup> у 74 районах 12 областей. Забруднення навколишнього середовища важкими металами створило серйозні проблеми для безпечного сільськогосподарського використання ґрунтів<sup>42</sup>.

За оцінкою Інституту ґрунтознавства та агрохімії ім. Соколовського В Україні забруднено близько 20 % сільськогосподарських угідь важкими металами<sup>43</sup>. У зв'язку із збільшенням антропогенного навантаження на навколишнє середовище у перспективі важкі метали можуть стати більш небезпечними, ніж відходи атомних електростанцій і порівнятись з пестицидами. За останні роки забруднення важкими металами довкілля збільшилося у 2,5-3 рази<sup>44</sup>.

У біохімічні цикли щорічно надходить надходить  $3 \times 10^5$  тонн свинцю,  $2 \times 10^3$  тонн кадмію (рис. 1.9-1.11).

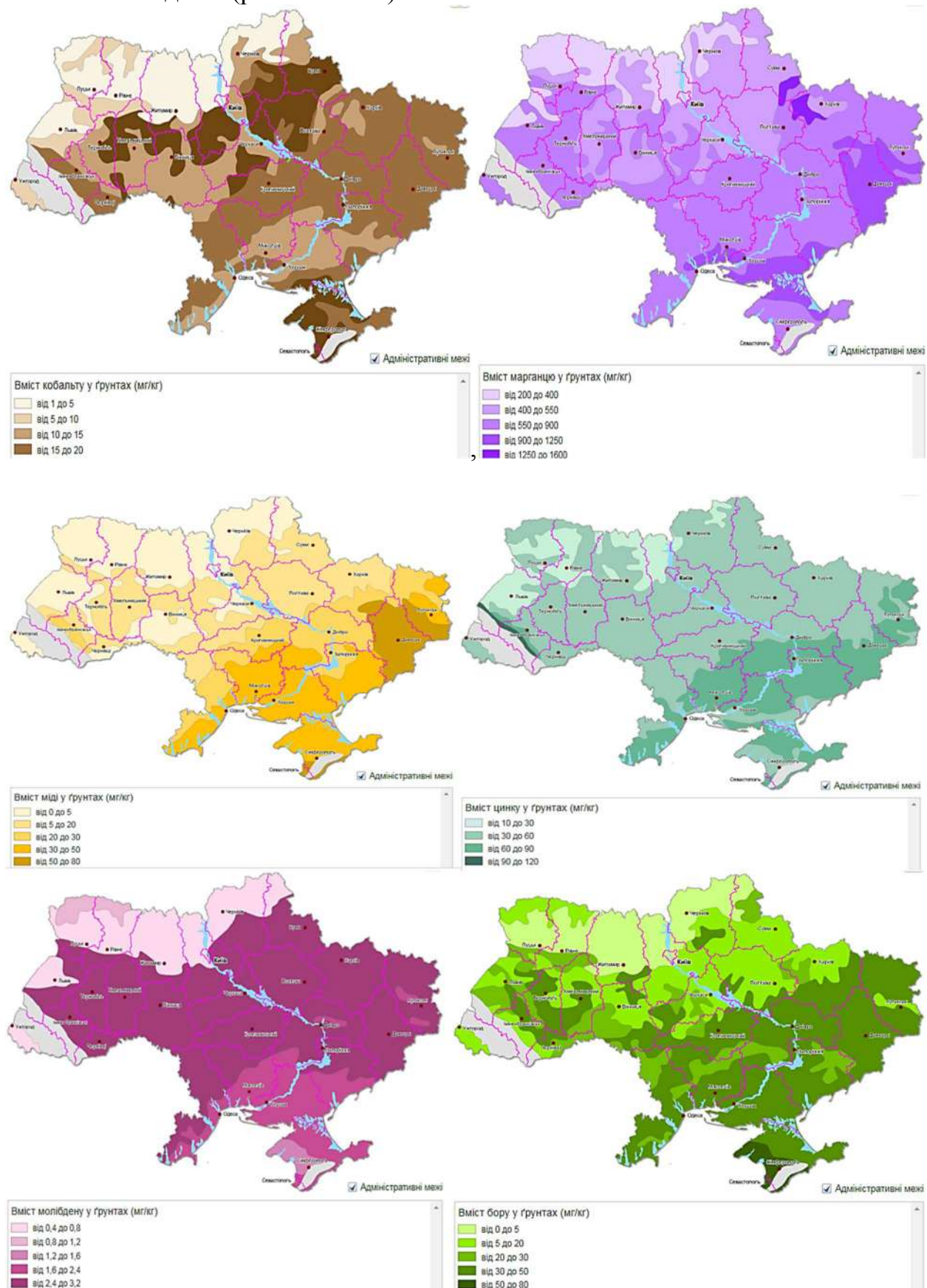


Рисунок 1.9 а – Вміст важких металів у ґрунтах України<sup>45</sup> (послідовно зліва-направо та зверху-вниз: Co, Mn, Cu, Zn, Mo, B).

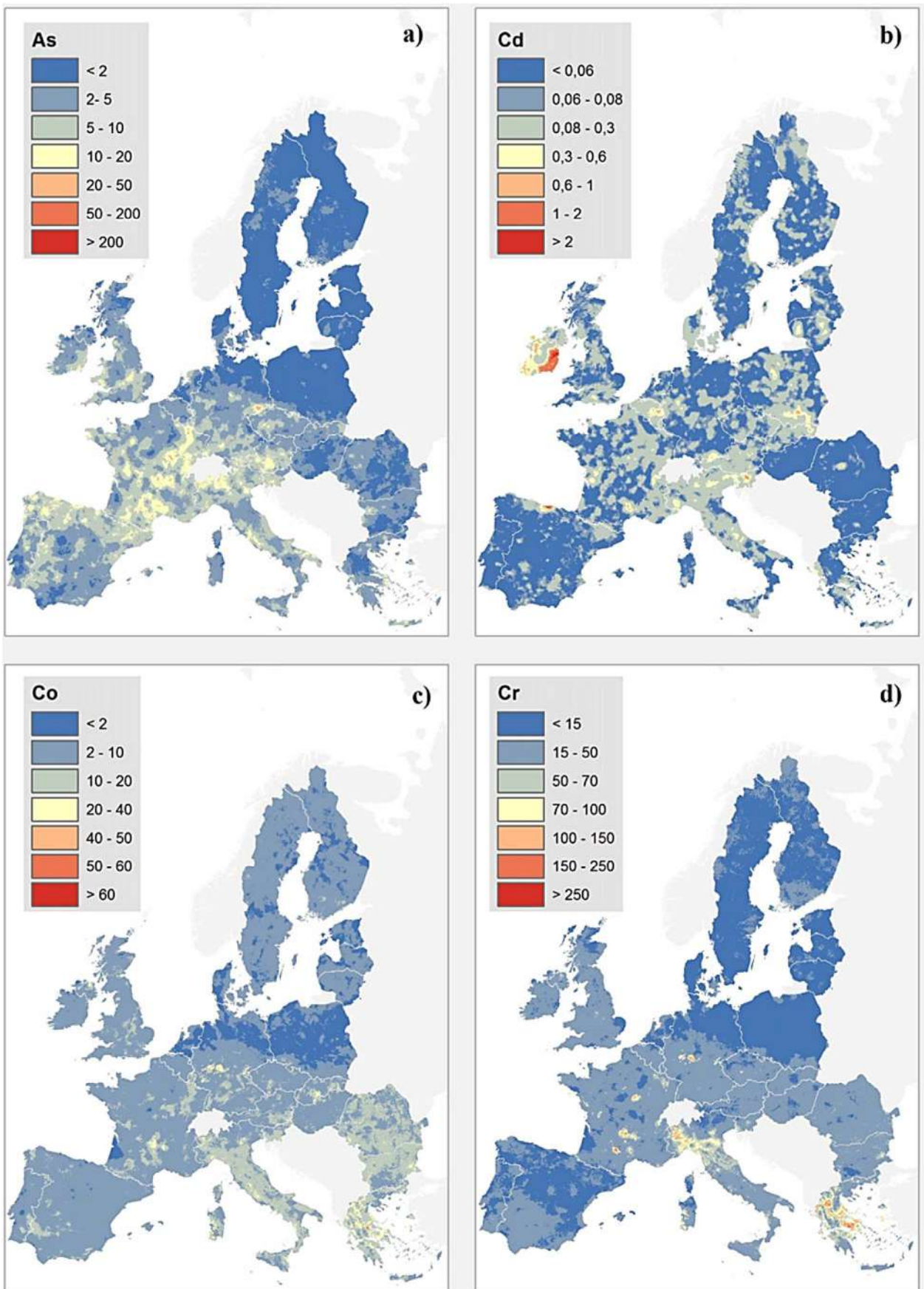


Рисунок 1.9 б – Концентрація важких металів у верхньому шарі ґрунту країн Європейського Союзу (для As, Cd, Co, Cr)<sup>46</sup>

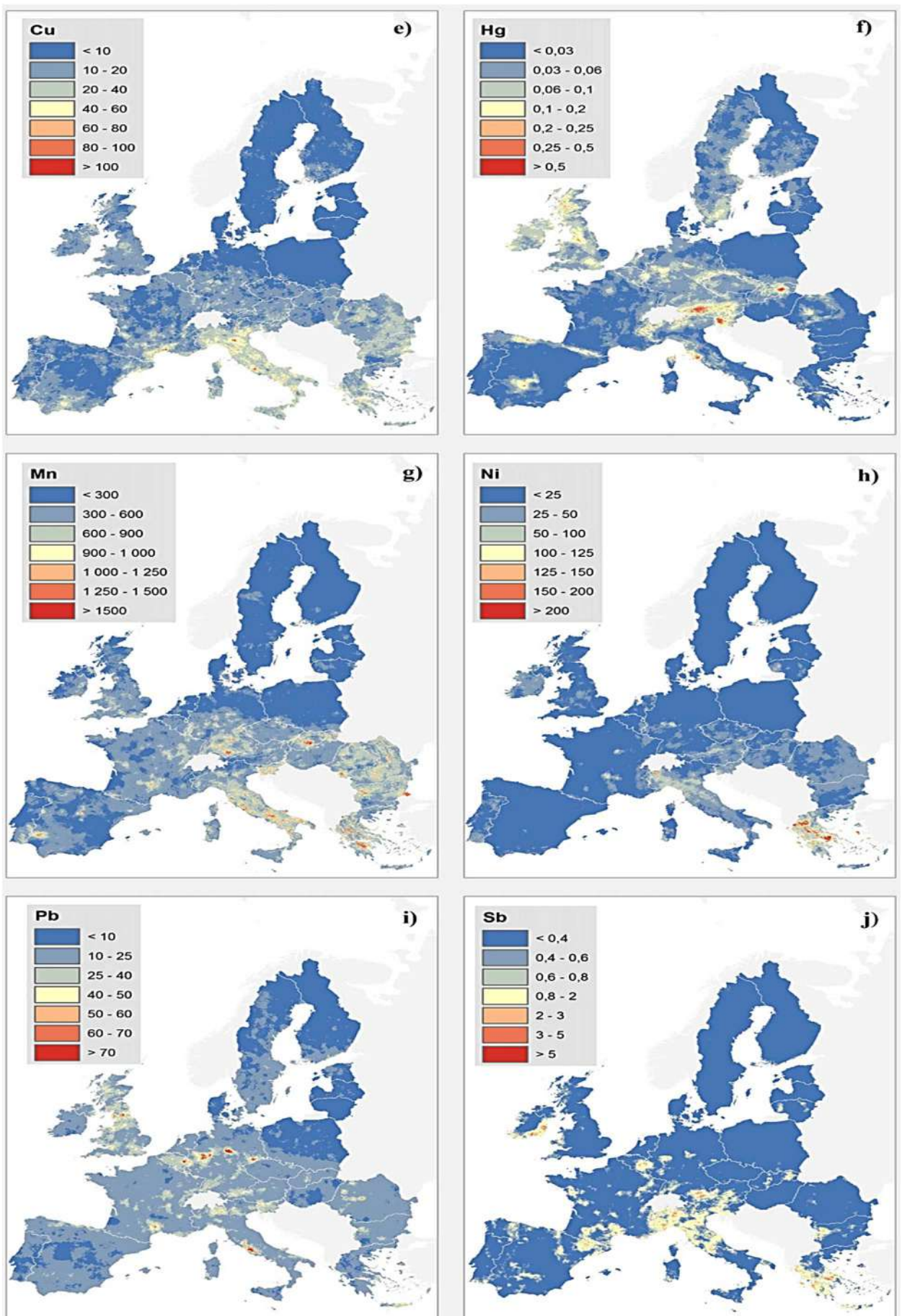


Рисунок 1.9 в – Концентрація важких металів у верхньому шарі ґрунту країн Європейського Союзу (для Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb)<sup>47</sup>

Велику небезпеку для живих організмів мають елементи високої токсичності – свинець, кадмій, ртуть, миш'як, селен, фтор, цинк<sup>48 49</sup>. Помірну токсичність мають бор, кобальт, нікель, мідь<sup>50</sup>.

Для кожного елемента – забруднювача встановлені ГДК (гранично допустимі концентрації). Велику небезпеку в агроecosистемах, становить забруднення ґрунтів такими елементами як свинець, кадмій, мідь, цинк<sup>51 52</sup>.

Свинець є кумулятивною отрутою і відноситься до особливо небезпечних забруднювачів. Відомо, що він у ґрунті може концентруватися у великих кількостях, є постійним компонентом органів і тканин живих організмів.

Кадмій має високу рухомість у ґрунті і має здатність накопичуватись у живих організмах. З ґрунту частина свинцю і кадмію переходить у рослини (кормові культури) через коріння<sup>53</sup>.

Велика кількість кадмію міститься у мазуті, дизпаливі, фарбах, лаках, промислових стічних водах.

Навіть за малих доз у довіклі він здатний накопичуватись впродовж всього життя людини. Кадмій має низьку інтенсивність виведення із живих організмів, викликає порушення обміну речовин, знижує здатність організму протистояти хворобам<sup>54 55</sup>.

Забруднення ґрунту важкими металами призвело до міграції і накопичення їх у продуктах харчування. Ряд науковців Hansen H. S., Knut Нове.1991 у своїй праці відмічають, що рослини здатні накопичувати важкі метали із ґрунту у великих кількостях<sup>56</sup>.

Ртуть – це небезпечний для живих організмів токсикант. Ґрунти нею забруднюються за рахунок викидів промислових підприємств, комунальних стічних вод. Її органічні сполуки ушкоджують центральну нервову систему, викликають канцерогенну, ембріотоксичну дію<sup>57</sup>.

Мідь бере активну участь у вуглеводному обміні, обміні заліза, процесах дихання, біосинтезі гемоглобіну<sup>58</sup>.

Максимальне накопичення її відмічається у печінці, нирках, м'язах. У комплексі з марганцем і кобальтом мідь стимулює ріст тварин, сприяє синтезу молочного жиру, підвищує перетравність протеїну, стимулює функції статевих залоз. Велика кількість міді міститься у стічних водах, тому їх не рекомендується використовувати у сільському господарстві для зрошення культурних рослин<sup>59</sup>.

Цинк входить до складу ферментів, бере участь у білковому, вуглеводному та фосфорному обміні речовин. Його відносять до помірно токсичних хімічних елементів<sup>60</sup>.

Таким чином, важкі метали – один з найнебезпечніших забруднювачів довкілля. Вони накопичуються у ґрунтах, рослинах, організмі тварин та людини. Встановлено максимально допустимий рівень важких металів у кормах для тварин (мг на 1 кг корму), зокрема, у зерні, грубих і соковитих кормах, коренебульбоплодах, кормах мікробного синтезу і мінеральних добавках, відповідно, становить: ртуті – 0,1; 0,05; 0,05; 0,1 і 0,1; кадмію – 0,3;

0,3; 0,3; 0,3 і 0,4; свинцю – 5,0; 5,0; 5,0; 5,0 і 50,0; міді – 30,0; 30,0; 30,0 ;80,0 і 500,0; цинку – 50,0; 50,0; 100,0; 100,0 і 1000,0; кобальту – 1,0; 1,0; 2,0;3,0 і 2,0<sup>61 62</sup>

Найбільш шкідливими з точки зору екологічної безпеки є погіршення якісних характеристик земель і ґрунтів шляхом забруднення їх небезпечними речовинами. Параметри вмісту шкідливих речовин є різними та залежать від їх виду. Власне, шкідливі речовини через велику різноманітність прийнято групувати. До першої групи, як правило, відносять речовини, що спричиняють радіонуклідне забруднення земель, зокрема цезій та стронцій. Другу групу складають речовини, що входять до складу хімічних засобів захисту рослин – нітрати та пестициди. Як відомо, забруднення земель хімічними та іншими речовинами шкодить їх якісному стану. Як наслідок, перевищення ГДК цих речовин замість користі завдає шкоду не лише земельним ресурсам, а й природі взагалі. Третя група представлена речовинами, які спричиняють промислове забруднення земель. Це тверді частинки, важкі метали, окисли та мінеральні кислоти.

Взагалі за ступенем екобезпеки важкі метали розподіляються на три групи:

- 1) високонебезпечні (миш'як – As, кадмій – Cd, ртуть – Hg, селен – Se, свинець – Pb, цинк – Zn, фтор – F);
- 2) середньонебезпечні (бор – B, кобальт – Co, нікель – Ni, молібден – Mo, сурма – Sb);
- 3) малонебезпечні (барій – Ba, ванадій – V, марганець – Mn, стронцій – Sz)<sup>63</sup>.

Деякі фахівці вважають, що найпоширенішими забруднювачами земель, які впливають на фізичні й хімічні процеси у них, ріст і розвиток рослин, функціонування наземних і водних екосистем, є мінеральні добрива, нафтопродукти, важкі метали, радіонукліди, пестициди.

Безперечно, ще одним із найнебезпечніших видів забруднення земель небезпечними речовинами є радіаційне забруднення. Радіаційний фон земної поверхні залежить від радіоактивності гірських порід, які виходять на поверхню. У породах вулканічного походження більше радіоактивних ізотопів, ніж в осадових. Джерелами радіоактивних ізотопів у ґрунті є такі:

- 1) розробка родовищ уранових руд;
- 2) аварії на АЕС;
- 3) випробування ядерної зброї;
- 4) паливно-енергетичний комплекс;
- 5) могильники радіоактивних відходів;
- 6) втрати під час переробки уранових руд<sup>64</sup>.

### 1.3. Перезподіл важких металів у агроландшафті під впливом техногену

Метали (лат. *metallum* – рудник) – глобально поширені у земній корі речовини, які видобуваються і використовуються людиною протягом багатьох тисячоліть. Особливу групу хімічних елементів із металічними властивостями складають важкі метали (ВМ), до яких відносяться перехідні метали, деякі лантаноїди та актиноїди. Існує кілька визначень цього терміну, які засновані на щільності, атомному номері або масі, хімічних властивостях, токсичності тощо<sup>65</sup>.

Оскільки термін «важкі метали» в науковій літературі не має чіткого визначення, кількість хімічних елементів, що відносяться до групи ВМ, варіює у широких межах. Термін «важкі метали» часто використовується як узагальнююча назва для металів, які є забруднювачами довкілля і потенційно токсичні для екосистем та, зокрема, людини<sup>66</sup>.

Найбільш поширене визначення терміну «важкі метали», яке використовується в екоотоксикології, мабуть, є наступне: важкі метали – це хімічні елементи з порядковим номером у періодичній системі Д. І. Менделєєва більше 20, а також питомою вагою не менше 5 г/см<sup>3</sup><sup>67</sup>.

Із 35 металів, які зазвичай потрапляють до організму людини (переважно із продуктами харчування, питною водою і вдихуванням повітрям), до ВМ, як правило, відносять 23 (розміщені за зростанням порядкового номера в періодичній системі Д. І. Менделєєва): Ванадій (V), Хром (Cr), Манган (Mn), Ферум (Fe), Кобальт (Co), Нікол (Ni), Купрум (Cu), Цинк (Zn), Галій (Ga), Арсен (As), Аргентум (Ag), Кадмій (Cd), Станум (Sh), Стибій (Sb), Церій (Ce), Тулій (Tm), Платина (Pt), Аурум (Au), Меркурій (Hg), Талій (Tl), Плюмбум (Pb), Бісмут (Bi) і Уран (U). Вони у невеликих кількостях присутні у продуктах харчування і більшість з них є необхідними для людини (так звані мікроелементи, вміст яких в живих організмах не перевищує 10-3 % і не менше 10-12 %, але у великих кількостях будь-який із цих хімічних елементів є токсичним. Хімічні елементи Арсен, Меркурій, Плюмбум і Кадмій включені Агентством з реєстрації токсичних субстанцій і хвороб (Agency for Substances and Disease Registry, ATSDR) у список 20 найбільш небезпечних для людини.

До ВМ також часто відносять Берилій (Be), Алюміній (Al), Скандій (Sc), Селен (Se), Стронцій (Sr), Ітрій (Y), Цирконій (Zr), Необій (Nb), Рутеній (Ru), Родій (Rh), Паладій (Pd), Індій (In), Барій (Ba), Лантан (La), Гафній (Hf), Тантал (Ta), Вольфрам (W) та Іридій (Ir). Усі ці хімічні елементи, як і попередньо наведені, здатні спричинювати у певних концентраціях токсичну дію на організм<sup>68</sup>.

Важкі метали приймають участь у кругообігу речовин у довкіллі, впливаючи на живу природу. Їх вилучення із цього процесу можливо тільки внаслідок захоронення, але і це не виключає потрапляння ВМ у довкілля,



оскільки не існує «вічних» сховищ, не виключена можливість їх руйнування як за рахунок «старіння», так і можливих різнобічних тектонічних катастроф. Забруднення довкілля ВМ відбувається внаслідок їх міграції від різноманітних джерел. Це, насамперед, дегазація земної кори, тектонічні рухи – різні за напрямленнями та інтенсивністю рухи земної кори, які викликають деформації або розриви її шарів. Джерелами ВМ є вулканічні викиди, вивітрювання і вимивання гірських порід, добування корисних копалин, спалювання палива, промислові та міські відходи, викиди в атмосферу та забруднення стічних вод внаслідок діяльності металургійної, хімічної, електротехнічної промисловості. Все це, а також використання металовмісних пестицидів, добрив, стоки із забрудненого ґрунту призводить до забруднення ВМ харчових продуктів, кормів та питної води. Суттєвим є те, що накопичення ВМ компонентами екосистем стало результатом швидкого індустріального розвитку суспільства, посилення хімізації сільського господарства і використання металовмісних побутових засобів. Наслідком міграції ВМ, як і будь-яких інших речовин, може бути їх розсіювання і концентрування. Розсіювання ВМ обумовлюється їх розбавленням або осадженням з транспортних потоків, а концентрування – у випадках, коли через певні причини швидкість транспортуючого потоку в цілому або швидкість переміщення яких-небудь частинок потоку різко зменшується. Такі природні ділянки у довкіллі є так званими геохімічними бар'єрами, а, в свою чергу, геохімічна міграція хімічних елементів – це нерозривний комплекс процесів, що призводить до їх перерозподілу в об'єктах довкілля. Вся система від джерела хімічних елементів до геохімічного бар'єру – це міграційний потік (ланцюг розповсюдження)<sup>69</sup>.

Переміщення хімічних елементів відбувається у транспортуючому середовищі у міграційних фізичних потоках, а також шляхом біогенного поглинання живими організмами і далі трофічними ланцюгами до інших організмів. Хімічні елементи, зокрема ВМ, можуть потрапляти до живих організмів різними шляхами. Для людини це:

1) через легені із вдихуванням повітрям, яке забруднене парами елементів, аерозолями, або частинками;

2) через шлунково-кишковий тракт із продуктами харчування, питною водою і напоями; кількість хімічних елементів, що потрапляють до організму через травну систему, може варіювати в широких межах у залежності від їх вмісту у продуктах споживання, хімічної природи, віку і харчового статусу індивідууму тощо;

3) контактним шляхом – через шкірний покрив, очі, слизові оболонки рота і носа. Після надходження до організму людини ВМ розподіляються у тканинах і органах. Їх виділення з організму, зазвичай, здійснюється через нирки і травний тракт, але метали здатні акумулюватися в деяких органах, зокрема, таких як печінка, нирки і кістки та зберігатися в них протягом багатьох років. Аналіз прояву негативної дії на організм людини ВМ свідчить, що через високу біологічну активність вони здатні порушувати

функціонування систем організму людини (травної, м'язової, кровотворної, нервової, ендокринної, імунної тощо), призводить до ураження тканин і органів: крові, серця, печінки, нирок, легенів, м'язів, кісток, мозку, слизових оболонок, очей і шкіри. Більшість з них володіють мутагенною, канцерогенною, тератогенною, ембріо- і гонадотоксичною дією.

В угрупованні організмів (біоценозі) зазвичай існує кілька паралельних ланцюгів міграції речовин, між якими можливий взаємозв'язок. Стосовно наземних екосистем, надходження ВМ у рослини відбувається внаслідок поверхневої адсорбції листям і стеблом, а також поглинання кореневою системою, тобто існує позакореневий і кореневий типи надходження речовин. Кореневий шлях надходження ВМ до рослин обумовлений фізико-хімічними властивостями цих речовин, ґрунту, видом рослин тощо. Позакореневий шлях надходження ВМ до рослин обумовлюється їх адсорбцією та здатністю до накопичення. Подальша міграція речовин у рослинах залежить як від їх фізико-хімічних властивостей, так і біологічних особливостей рослин. Позакореневе надходження речовин до рослин можливе також унаслідок вторинного вітрового підіймання з ґрунту (дефляції), що залежить, насамперед, від властивостей повітряних потоків та поверхні ландшафту і ґрунту. Наступне надходження ВМ до організму людини відбувається, зокрема, як внаслідок безпосереднього споживання у їжу забруднених ВМ рослин або їх плодів чи насіння, та і з продуктами тваринництва, які отримані від тварин, що харчувалися забрудненими рослинами.

У разі надходження ВМ до прісноводних водойм вони розподіляються між водою, донними відкладеннями (мулом) і біотою з можливістю взаємного переходу. Вода у водоймах відіграє роль сполучної ланки в ланцюзі міграції речовин до донних відкладень і організмів, що в ній мешкають. Важкі метали можуть міститися у воді в складі різних хімічних сполук, у водорозчинній формі чи у вигляді суспензій. У звичайних непроточних водоймах із сапропелевими (складається, в основному, з органічних речовин – залишків водних організмів) донними відкладеннями ВМ концентруються, як правило, у верхньому шарі мулу завтовшки 10–20 см. Висока поглинаюча здатність цього шару донних відкладень зумовлена великою кількістю органічних речовин, що містяться в ньому і перебувають у високодисперсному колоїдному стані. Саме завдяки цьому донні відкладення у водоймі відіграють роль депо, у якому концентруються речовини, що потрапили до нього. Концентраційна рівновага між водою і донними відкладеннями може зміщуватися в той чи інший бік. Одними з найважливіших чинників, що впливають на цей процес, є мінералізація та значення рН (водневого показника) води водойми. За розподілу ВМ у водоймах надзвичайно суттєву роль відіграє біота (гідрофауна і гідрофлора). Основну масу живих організмів у природних водоймах становить планктон (сукупність організмів, які мешкають у товщі води і пасивно переносяться водними течіями) і мікробентос (сукупність мікроорганізмів, які мешкають у

грунті водойм). Саме у мікроорганізмів (бактерій, одноклітинних водоростей, мікроскопічних грибів і найпростіших) швидкість розмноження максимальна і тому їх продуктивність набагато вища від такої у всіх інших представників біоти. Речовини, які утримуються в детриті (зважені у воді органічні речовини, які складаються з частинок тіла тварин і обривків рослин), разом із ним переходять у донні відкладання. Частина водорозчинних речовин, які первісно є у воді, накопичується як рослинами, так і тваринами безпосередньо з води, інша – надходить до цих організмів із донних відкладень. Для тварин також суттєвим є їх надходження до організму трофічними (харчовими) ланцюгами. Принциповим для міграції ВМ у річках є як їх кількість, що потрапила з повітрям, поверхневими стоками, підземними водами тощо, так і фізико-хімічними властивостями ВМ та їх сполук. Також важливими чинниками є швидкість течії води, рельєф дна, наявність плес, заплав і гідротехнічних споруд, можливість утворення донних відкладень тощо. Необхідно підкреслити, що надзвичайно небезпечним для здоров'я людини є споживання питної води, яка містить ВМ, що потрапили до неї в місцях забору з водосховищ і річок, з поверхневими та підземними водами. Таким чином, міграція ВМ у прісноводних екосистемах контролюється складними фізико-хімічними і біологічними процесами. Одні з них можуть зумовлювати розсіювання ВМ, а інші – їх концентрування в окремих ланках екосистеми. Значна частина ВМ утримується в донних відкладеннях, а певна – у воді, також може інкорпороватися організмами, що мешкають в цих екосистемах <sup>70</sup>.

Міграція ВМ ланцюгами екосистем – це доволі складний процес, який залежить від багатьох чинників. Це, зокрема, фізико-хімічні властивості самих ВМ та їх сполук, ґрунту, води тощо, дія абіотичних (температура, вологість тощо) і біотичних (ґрунтові і водні мікроорганізми та інші організми, які здатні накопичувати ВМ) чинників, шляхи надходження до живих організмів, швидкість їх метаболічних перетворень та багато іншого <sup>71</sup>. Не дивлячись на те, що термін «важкі метали» (ВМ) широко використовується в науковій літературі, чіткого його визначення немає, тому спершу розглянемо які метали відносяться до цієї категорії. В якості критеріїв належності хімічних елементів до ВМ використовують багаточисельні характеристики: атомну вагу, густину, токсичність, розповсюдженість в природному середовищі, ступінь залучення в природні і техногенні цикли. При цьому не менш важливим показником при характеристиці ВМ є їх висока токсичність для живих організмів навіть у відносно низьких концентраціях.

За класифікацією М.Ф. Реймерса (1980), ВМ слід вважати хімічні елементи з густиною більше  $8 \text{ г/см}^3$  : Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Co, Sb, Sn, Bi, Hg <sup>73</sup>. За Д.С. Орловим (2005) до ВМ відносяться хімічні елементи з атомною масою більше 50 (V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Hg, Pb, Bi та ін.). У своїй роботі він приводить список із найбільш типових металів-забруднювачів: Pb, Cd, Hg, Zn, Mo, Ni, Co, Sn, Ti, Cu, W <sup>74</sup>.

Класи забруднюючих речовин за ступенем їх небезпеки<sup>75</sup>

№	Класи	Хімічні елементи
I	Високо небезпечні	Hg, Cd, Pb, Zn, As, Se, F
II	Помірно небезпечні	Cu, Co, Ni, Mo, Cr, B, Sb
III	Мало небезпечні	V, W, Mn, Sr, Ba

Біогеохімічні властивості ВМ<sup>76 77</sup>

Властивості	ВМ						
	Cd	Co	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Біохімічна активність	В	В	В	В	В	В	В
Токсичність	В	П	П	В	П	В	П
Канцерогенність (здатність до мутацій)	-	В	-	-	В	-	-
Збагачення аерозолів	В	Н	В	В	Н	В	В
Мінеральна форма поширення	В	В	Н	В	Н	В	
Органічна форма поширення	В	В	В	В	В	В	В
Рухомість	В	Н	П	В	Н	В	П
Тенденція до біоконцентрування	В	В	П	В	В	В	П
Ефективність накопичення	В	П	В	В	П	В	В
Комплексоутворююча здатність	П	Н	В	П	Н	Н	В
Схильність до гідролізу	П	Н	В	П	П	П	В
Розчинність сполук	В	Н	В	В	Н	В	В
Час життя	В	В	В	Н	В	Н	В

Примітка: В – висока, П – помірна, Н – низька.

Важкі метали відносяться до пріоритетних забруднюючих речовин навколишнього середовища, спостереження за якими є обов'язковим у всіх його середовищах. За ступенем небезпеки ВМ поділяються на три класи і на даний час займають друге місце, поступаючись пестицидам і значно випереджаючи такі широко відомі забруднювачі, як двоокис вуглецю і сірки. Біогеохімічні властивості ВМ та їх вміст різних об'єктах біосфери відображено у табл. 1.5 і 1.6. Важкі метали, як особлива група хімічних елементів, в геохімії виділяються через їх токсичний (екотоксикологічний)

вплив на живі організми при високій їх концентрації. Серед ВМ багато мікроелементів, що є необхідними і незамінними компонентами біокатализаторів і біорегуляторів найважливіших фізіологічних процесів. Проте надмірний вміст ВМ у різних об'єктах біосфери чинить пригнічуючу і навіть токсичну дію на живі організми .

Таблиця 1.6

Вміст ВМ у різних об'єктах біосфери, мг/кг сухої маси

Хімічні елементи	Ґрунти	Рослини
Mn	1000 (20-10000)	0,3-1000
Zn	90 (1-900)	1,4-600
Cu	30 (2-250)	4-25
Co	8 (0,05-65)	0,01-4,6
Pb	35 (2-300)	0,2-20
Cd	0,35 (0,01-2)	0,05-0,9
Hg	0,06	0,005-0,02
As	6	0,02-7
Se	0,4 (0,01-12)	0,001-0,5
F	200	0,02-24
B	20 (2-270)	8-200
Mo	1,2 (0,1-40)	0,03-5
Cr	70 (5-1500)	0,016-14
Ni	50 (2-750)	0,02-4

Розглянемо екотоксикологічний вплив ВМ на ґрунти, їх мікробний ценоз, а також рослини. Ґрунти виконують найважливіші функції у всіх наземних екосистемах, тому еколого-геохімічний стан ґрунтового покриву визначає стійкість біосфери Землі – необхідної умови виживання людства. Оскільки техногенне навантаження на ґрунти призводить до їх деградації та зниження бонітету (показників якості і продуктивності: гранулометричний склад, наявність гумусу, елементів живлення рослин, водний і теповий режими; ступінь еродованості, засоленості, кислотності, солонцюватості, забрудненості та ін.), тому для збереження біосфери надзвичайно важливим є зберегти ґрунтовий покрив у задовільному стані. Особливо це стосується урбанізованих територій, де техногенне навантаження на ґрунти давно вже перевищило всі допустимі межі, що створює загрозу для здоров'я та життя населення.

Ґрунти є основним середовищем, у яке потрапляють ВМ, у тому числі із атмосфери, з поверхневим стоком, з підґрунтових порід і підземних вод. Вони служать джерелом вторинного забруднення приземного повітря і водного середовища. Із ґрунтів ВМ засвоюються рослинами, які потім потрапляють у їжу більш високоорганізованим тваринам і людині. На поверхню ґрунтів ВМ поступають у різних формах. Це і оксиди, і різні солі, як розчинні, так і практично нерозчинні у воді.

Загалом, джерела надходження ВМ у ґрунти, поділяють на природні

(вивітрювання гірських порід і мінералів, ерозійні процеси, вулканічна діяльність тощо) і техногенні (видобуток і переробка корисних копалин, спалювання палива, вплив автотранспорту, сільського господарства і т. д.). Такі території, де концентрація хімічних елементів вища або нижча оптимального для живих організмів рівня, називають природними і техногенними аномаліями або біогеохімічними провінціями.

Ґрунти, на відміну від інших компонентів довкілля, не тільки геохімічно акумулюють полютанти, але й виступають у ролі природного буферу і контролюють перенесення хімічних елементів та їх сполук в атмосферу, гідросферу і живу речовину.

Одна із основних вимог до ґрунтів у містах – забезпечення оптимальних умов росту зелених рослин. При достатній забезпеченості міських ґрунтів основними поживними елементами, лімітуючим фактором ґрунтової родючості та існування рослин слід вважати високе значення рН (> 7,0), переущільнення і забруднення ВМ, вуглеводнями та іншими токсичними речовинами<sup>78</sup>.

Екологічні наслідки забруднення ґрунтів ВМ залежать від параметрів забруднення, геохімічного стану і стійкості ґрунтів. До параметрів забруднення відносяться природа металу, тобто його хімічні і токсичні властивості, вміст його в ґрунтах, форма хімічної сполуки, термін від моменту забруднення і т. д.

Стійкість ґрунтів до забруднення залежить від гранулометричного складу, вмісту органічної речовини, кислотно-лужних і окисно-відновних умов, активності мікробіологічних і біогеохімічних процесів і т. д. Стійкість живих організмів, передусім рослин, до підвищених концентрацій ВМ та їх здатність накопичувати високі концентрації металів можуть представляти велику небезпеку для здоров'я людей, оскільки допускають проникнення забруднюючих речовин в харчові ланцюги.

Дуже складне питання – нормування ВМ у ґрунтах. В основі його рішення повинно лежати визнання поліфункціональності ґрунтів. У процесі нормування ґрунт може розглядатися з різних позицій: як природне тіло, як середовище мешкання і субстрат для рослин, тварин і мікроорганізмів, як об'єкт і засіб сільськогосподарського і промислового виробництва, як природний резервуар, що містить патогенні мікроорганізми. Нормування вмісту ВМ у ґрунті необхідно проводити на основі ґрунтово-екологічних принципів (табл. 1.7), які відкидають можливість знаходження поодиноких значень для всіх ґрунтів<sup>79</sup>.

Більша частина ВМ, що потрапили на поверхню ґрунту, закріплюються у верхніх гумусових горизонтах. Важкі метали сорбуються на поверхні ґрунтових частинок, зв'язуються з органічною речовиною ґрунту, зокрема у вигляді елементно-органічних сполук, акумулюються у гідроксидах заліза, входять у склад кристалічних решіток глинистих мінералів, формують власні мінерали у результаті ізоморфного заміщення, знаходяться у розчиненому стані у ґрунтовій волозі і газоподібному стані у ґрунтового повітрі, є

складовою частиною ґрунтової біоти.

Таблиця 1.7

Нормативи оцінок забруднення ґрунтів ВМ<sup>80 81</sup>

Типи екологічних ситуацій	Відносно кларків валової форми у ґрунтах	Відносно ГДК1		
		Валові форми у:		Рухомі форми у ґрунтах
		Ґрунтах	Рослинах	
Благополучна	1-2	< 0,5	< 1	< 1
Задовільна	2-4	0,5-1,5	< 1	< 1
Передкризова	4-5	1,5-2,0	< 1	1,1-2,0
Кризова	5-6	2,0-2,5	1,1-1,5	2,0-10,0
Катастрофічна	>6	> 2,5	> 1,5	> 1,0

Ступінь рухомості ВМ залежить від геохімічного стану і рівня техногенного впливу. Важкий гранулометричний склад і високий вміст органічної речовини призводять до зв'язування ВМ ґрунтом. Ріст значень рН посилює сорбованість катіоноутворюючих металів (Cu, Zn, Ni, Hg, Pb тощо) і збільшує рухомість аніоноутворюючих (Mo, Cr, V тощо). Посилення окисних умов збільшує міграційну здатність металів. В результаті за здатністю зв'язувати більшість ВМ, ґрунти утворюють наступний ряд: сірозем > чорнозем > дерново-підзолистий ґрунт.

Забруднення ґрунтів ВМ має відразу дві негативні сторони. По-перше, надходячи по харчовим ланцюгам із ґрунту в рослини, а звідти в організм тварин і людини, ВМ викликають у них серйозні хвороби (табл. 1.8). Зростає захворюваність населення і скорочується тривалість життя, а також знижується кількість і якість врожаїв сільськогосподарських рослин і тваринної продукції. По-друге, накопичуючись у ґрунті у великих кількостях, ВМ здатні змінювати багато його властивостей. Перш за все, зміни стосуються біологічних властивостей ґрунту: знижується загальна чисельність мікроорганізмів, звужується їх видовий склад (різноманіття), змінюється структура мікробіоценозів, падає інтенсивність основних мікробіологічних процесів і активність ґрунтових ферментів і т. д. Сильне забруднення ВМ призводить до зміни і більш консервативних ознак ґрунту, таких як гумусний стан, структура, рН середовища та ін. Результатом цього є часткова, а в ряді випадків і повна втрата ґрунтової родючості.

Вплив ВМ на рослини. Рослинна їжа є основним джерелом надходження ВМ в організм людини і тварин. За різними даними, з неї надходить від 40 до 80 % ВМ, і лише 20–40 % з повітрям і водою. Тому від рівня накопичення ВМ у рослинах, що використовуються в їжу, в значній мірі залежить здоров'я населення<sup>82</sup>.

Хімічний склад рослин, як відомо, відображає елементний склад ґрунтів. Тому надмірне накопичення ВМ рослинами обумовлено, перш за все, їх високими концентраціями у ґрунтах. У своїй життєдіяльності рослини

контактують тільки з доступними формами ВМ, кількість яких, в свою чергу, тісно пов'язано з буферністю ґрунтів. Однак, здатність ґрунтів зв'язувати та інактивувати ВМ має свої межі, і коли вони вже не справляються з потоком металів що надходять, важливе значення набуває наявність у самих рослин фізіологобіохімічних механізмів, які перешкоджають їх надходженню. Під впливом токсичних концентрацій (надлишку або недостатчі) ВМ у рослинах відбуваються фізіологічні порушення

Механізми стійкості рослин до надлишку ВМ можуть проявлятися у різних напрямках: одні види здатні накопичувати високі концентрації ВМ, але виявляти до них толерантність; інші прагнуть знизити їх надходження шляхом максимального використання своїх бар'єрних функцій.

Таблиця 1.8

Вплив токсичних концентрацій деяких ВМ на рослини <sup>83 84</sup>

Хімічні елементи	Концентрація в ґрунті, мг/кг	Реакція рослин на підвищені концентрації ВМ
Pb	100-500	Інгібування дихання і пригнічення процесу фотосинтезу, іноді збільшення вмісту Cd і зниження надходження Zn, Ca, P, S, зниження врожайності, погіршення якості рослинницької продукції; зовнішні симптоми – поява темно-зеленого листя, скручування старого листя, чахле листя
Cd	1-13	Порушення активності ферментів, процесів транспірації і фіксації CO <sub>2</sub> , гальмування фотосинтезу, інгібування біологічного відновлення NO <sub>2</sub> до NO, ускладнення надходження і метаболізму в рослинах ряду хімічних елементів живлення; зовнішні симптоми — затримка росту, пошкодження кореневої системи, хлороз листя
Zn		Хлороз молодих листків
Cr		Погіршення росту і розвитку рослин, в'янення надземної частини, пошкодження кореневої системи, хлороз молодого листя, різке зниження вмісту в рослинах більшості незамінних макро– і мікроелементів (K, P, Fe, Mn, Cu, B та ін.)
Ni		Пригнічення процесів фотосинтезу і транспірації, поява ознак хлорозу

Для більшості рослин першим бар'єрним рівнем є корені, де затримується найбільша кількість ВМ, наступний – стебла і листя, і, нарешті, останній – органи і частини рослин, що відповідають за відтворювальні функції (найчастіше насіння і плоди, а також корені і бульбоплоди та ін.).



Тобто, корені рослин – це перший шлях надходження ВМ у рослини<sup>85 86</sup>.

Інший шлях надходження ВМ до рослин некореневе поглинання з повітряних потоків. Воно має місце при значному випаданні металів з атмосфери на листовий апарат, найчастіше поблизу великих промислових підприємств. Надходження хімічних елементів до рослин через листя (фоліарне поглинання) відбувається, головним чином, шляхом неметаболічного проникнення через кутикулу. Важкі метали, поглинені листям, можуть переноситися в інші органи, тканини і включатися в обмін речовин. Не становлять небезпеки для людини ВМ, які осідають з пиловими викидами на листках і стеблах, якщо перед вживанням в їжу рослини ретельно промиваються. Однак тварини, що поїдають таку рослинність, можуть отримати велику кількість ВМ. Незважаючи на суттєву мінливість різних рослин до накопичення ВМ, біоаккумуляція хімічних елементів має певну тенденцію, що дозволяє впорядкувати їх у кілька груп: Cd, Cs, Rb – елементи інтенсивного поглинання; Zn, Mo, Cu, Pb, As, Co – середнього ступеня поглинання; Mn, Ni, Cr – слабого поглинання; Se, Fe, Ba, Te – елементи, важкодоступні рослинам.

Таблиця 1.9

Фізіологічні порушення у рослинах при надлишку  
і недостатчі вмісту в них ВМ<sup>87</sup>

Хімічні елементи	Фізіологічні порушення	
	При недостатчі	При надлишку
Cu	Хлороз, вилт, меланізм, білі скручені верхівки, послаблене утворення волоті, порушення одеревеніння, суховершинність дерев	Темно-зелені листки, як при Fe – індрукованому хлорозі; товсті, короткі або схожі на колючий дріт корені, пригнічене утворення пагонів
Zn	Міжжилковий хлороз (в основному у однодольних), зупинка росту, розетність листків дерев, фіолетовочервоні цятки на листках	Хлороз і некроз кінців листків, міжжилковий хлороз молодих листків, затримка росту рослини вцілому, пошкоджені корені, схожі на колючий дріт
Cd	–	Бурі краї листків, хлороз, червонуваті жилки і черешки, скручені листки і бурі недорозвинені корені
Hg	–	Деяке пригнічення пагонів і коренів, хлороз листків і бурі цятки на них
Pb	–	Зниження інтенсивності фотосинтезу, темно-зелені листки, скручування старих листків, чахла листя, бурі короткі корені

По мірі росту рослин хімічні елементи перерозподіляються по їх органам. При цьому для Cu і Zn встановлюється наступна закономірність у їх вмісті: коріння > зерно > солома. Для Pb, Cd та Sr вона має інший вигляд: коріння > солома > зерно. Відомо, що поряд з видовою специфічністю рослин у відношенні накопичення ВМ існують і певні загальні закономірності. Наприклад, найбільш високий вміст ВМ виявлено в листових овочах і силосних культурах, а найменше – у бобових, злакових і технічних культурах.

За визначенням В.О. Алексеєнка та О.В. Алексеєнка, великі геохімічні системи є сталими, якщо вміст хімічних елементів в них наближається до кларку<sup>88</sup>.

Дослідники проблеми міграції важких металів наголошують, що ґрунти – це не тільки середовище для вирощування рослин та резервуар для захоронення відходів, але й потужне джерело надходження багатьох забруднюючих речовин до поверхневих та підземних вод, атмосфери та продуктів харчування людини.

Відомо, що реакція середовища також безпосередньо впливає на рухомість хімічних елементів. У кислому середовищі більшість катіоногенних елементів (Cd, Hg, Pb, Ni, Co, Mn, Zn, Cu тощо) легко мігрує, а підвищення рН призводить до різкого зниження інтенсивності міграційних процесів унаслідок утворення малорозчинних сполук цих елементів. Завдяки цій особливості можливим є прогнозування виникнення осередків найбільшої небезпеки міграції потенційних токсикантів до джерел водопостачання в межах міської території<sup>89</sup>.

Іншим важливим чинником, що впливає на міграцію важких металів, є окисно-відновні умови. За оцінкою провідних фахівців, найнижчу рухомість вони мають у сильно відновних умовах (за Eh  $\approx$  50-150 мВ), а найвищою для Co, Cd, Mn, Fe, Ni, Zn є за значень Eh близько 400 мВ, для Cu – 700-800 мВ<sup>90</sup>.

На сьогодні в літературі виділяють три групи факторів, які впливають на рухомість забруднювачів у ґрунтах: пов'язані з властивостями ґрунтів, залежні від характеристик забруднювачів та ті, що визначаються кліматичними умовами. Рушійні сили, які викликають міграцію забруднювачів у ґрунтах в природних умовах, є дуже різноманітними за своєю природою й ступенем їх дії на міграцію. До них відносяться такі: фільтрація атмосферних опадів у глибину ґрунту, капілярний потік вологи до поверхні в результаті випаровування, термоперенесення вологи під дією градієнта температури, рух води в поверхні ґрунту, дифузія вільних та адсорбованих іонів, перенесення на колоїдних частках, що мігрують, перенесення кореневою системою рослин, ріюча діяльність ґрунтових тварин, господарська діяльність людини. Міграція забруднювачів, які потрапляють у ґрунт, призводить до їх перерозподілу й за глибиною ґрунту, і в горизонтальному напрямку<sup>91</sup>.

Таким чином, міграція важких металів у зонах техногенного забруднення істотно впливає на перебіг екологічної обстановки і залежить

від функціональної структури міста, рельєфу, рослинності, кислотно-основних та відновно-окислювальних умов. Разом з тим кількісно оцінити внесок міграційних процесів у акумуляцію або розсіяння важких металів у ґрунтовому покриві складно через їх повільний перебіг, що є завданням організації довгострокового моніторингу.

Перерозподіл хімічних елементів у системі ґрунтоутворюючі породи-ґрунт-води-агроценоз щільно пов'язаний з інтенсивністю та напрямком водної фізико-хімічної міграції у зоні аерації. Теорія процесів переміщення хімічних елементів у зоні гіпергенезу була вперше викладена в 20-х роках минулого століття у працях О.Є. Ферсмана і Б.Б. Полинова. У роботах О.І. Перельмана процес міграції хімічних елементів, який призводить до їх концентрації і розсіювання у просторі і часі, набув практичного втілення. Вчений визначив основні форми руху хімічних елементів як 4 види геохімічної міграції - механічна, біогенна, техногенна і фізико-хімічна (повітряна і водна); фактори міграції він розподілив на зовнішні (структура та хімізм ландшафтів) і внутрішні (хімічні властивості елементів)<sup>92</sup>.

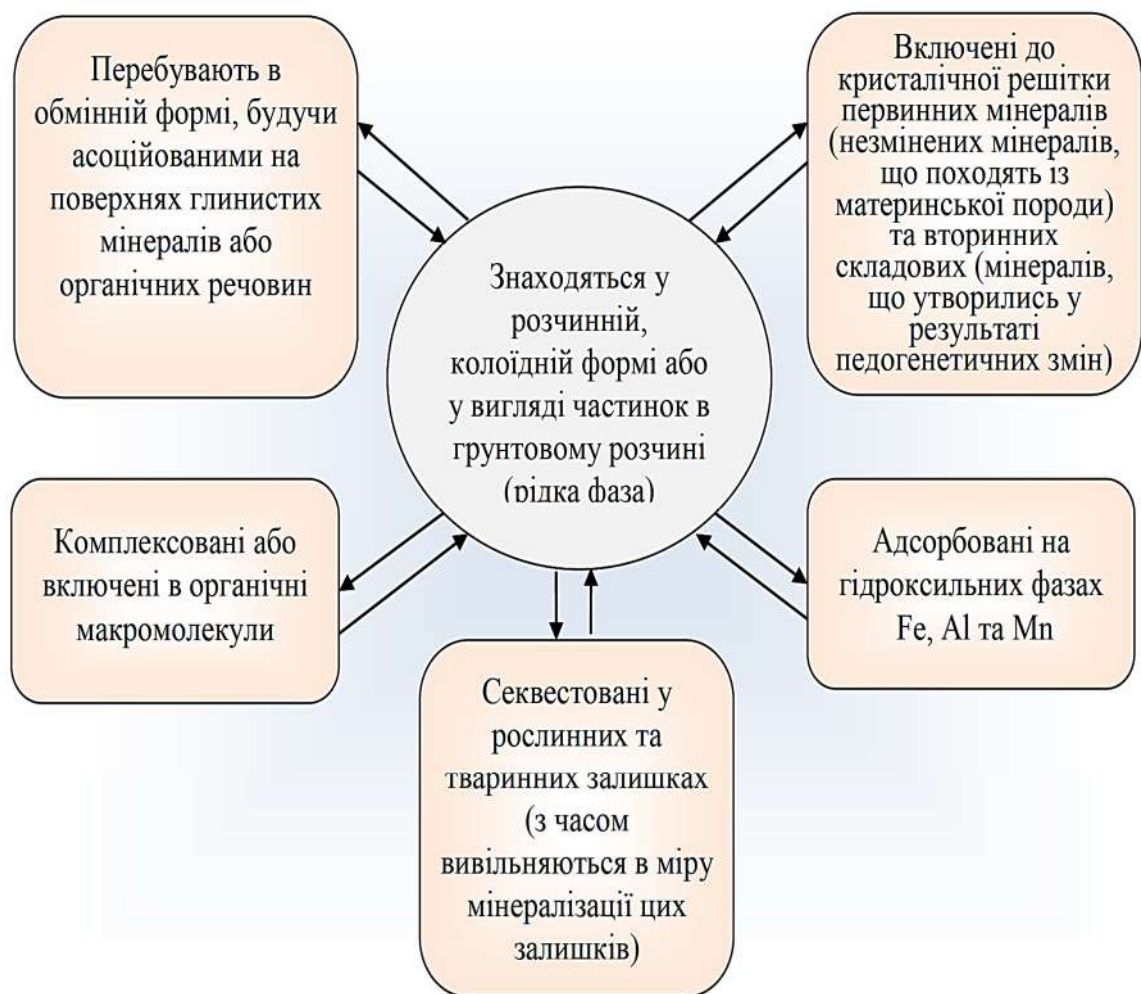


Рисунок .1.10 – Різні форми локалізації важких металів у ґрунті<sup>93</sup>

Водна фізико-хімічна міграція обумовлена переважно процесами розчинення, кристалізації і сорбції у гідрологічних і гідрогеологічних природних системах; вона підпорядкована фізико-хімічним законам і має визначальне значення у геохімічному кругообігу та перерозподілі хімічних елементів у ландшафтах. Зазначимо, що хімічні елементи переходять із гірських порід у поверхневі води з різною інтенсивністю, яку висвітлюють природні значення коефіцієнтів водної міграції ( $K_x$ ), відповідно до яких О.І. Перельман запропонував таку класифікацію водних мігрантів: дуже рухомі ( $K_x = 10\text{п} - 100\text{п}$ ), легко рухомі ( $K_x = \text{п} - 10\text{п}$ ), рухомі ( $K_x = 0, \text{п} - \text{п}$ ), слабо рухомі та інертні ( $K_x < 0, \text{п}$ ). Чим вище водна рухомість елемента, тим більш інтенсивною є його біогенна міграція та її коефіцієнти, тим вище його біофільність і можливість впливати на стан агроценозів<sup>94</sup>.

Б.Ф. Міцкевичем було виконано розрахунки та регіональний аналіз рухомості  $\text{Hg}$ ,  $\text{Pb}$ ,  $\text{V}$ ,  $\text{Ni}$ ,  $\text{Si}$ ,  $\text{Sr}$  у системі гірські породиводи за коефіцієнтом водної міграції; проведені дослідження засвідчили зниження рухомості  $\text{Hg}$ ,  $\text{Pb}$ ,  $\text{V}$ ,  $\text{Si}$  у степових геохімічних ландшафтах центральної частини України порівняно із нормальними граничними значеннями у континентальних водах за О.І. Перельманом<sup>95</sup>.

Методологія вивчення та екологічного аналізу процесів природно-техногенної міграції важких металів на землях сільськогосподарського призначення України була розроблена в Інституті агроекології і природокористування НААН на ландшафтно-геохімічних принципах із урахуванням функціонального зонування (табл. 1.10)<sup>96</sup>.

Аридність клімату та висока мінералізація природних вод сприяють формуванню тут випаровувальних фізико-хімічних бар'єрів природного і природно-техногенного генезису, як солончакового типу, так і карбонатного. Завдяки цьому у ґрунтах агроландшафтів накопичується значна кількість катіонів, що потрапляють із атмосферних опадів, природних вод та, значною мірою, із поливних вод. Нейтральне та лужне середовище та низька розчинна здатність природних розчинів сприяють концентрації у ґрунтах, крім інших,  $\text{Mn}$ ,  $\text{Mo}$ ,  $\text{Sr}$ ,  $\text{Ba}$ ,  $\text{Pb}$ ,  $\text{V}$ ,  $\text{Zn}$ ,  $\text{Cu}$ ,  $\text{Ca}$ ,  $\text{Na}$ ,  $\text{Cl}$ . Між тим, регіональні дослідження автора з екологічного оцінювання фонового вмісту важких металів у Степових агроландшафтах України, засвідчили інтенсивну техногенно-природну концентрацію у поверхневих водах – більшості важких металів, у ґрунтах – лише  $\text{Cu}$  і  $\text{Zn}$ .

Відмічається, що згідно аналізу рухомості важких металів у розглянутих функціональних зонах земель сільськогосподарського використання свідчить про незначні відміни у коливаннях розбігу та середньостатистичних оцінках коефіцієнтів водної міграції, як і інших статистичних параметрів. Однак для мікроелементів легкорухомих та частини рухомих ( $\text{Co}$ ,  $\text{V}$ ,  $\text{Cu}$ ) спостерігається відносне зниження рухомості у межах орних земель та зростання – у межах селищ і сіл, що може бути обумовлене підвищенням тут ролі зрошувальної меліорації у межах приватних господарств.

Таблиця 1.10

Статистичні параметри коефіцієнтів водної міграції легкорухомих і слаборухомих важких металів у функціональних зонах агроландшафтів України<sup>97</sup>

Функціональна зона агроландшафтів	Статистичні параметри розподілу Кх важких металів: розбіг значень (у чисельнику) і середньостатистичне (у знаменнику)			
	Сг	Мо	Zп	Сг
Рухомість за О.І. Перельманом <sup>98</sup>	легкорухомі			слаборухомі
Рілля (n = 267)	<u>0,03-24</u> 4,0-4,5	<u>0,03-15</u> 1,9-1,7	<u>0,01-10</u> 0,4	<u>0,002-2,5</u> 0,3
Багаторічні культури (n = 78)	<u>0,5-15</u> 4,4-4,2	<u>0,3-12</u> 2,1-1,8	<u>0,04-1,3</u> 0,6 0,3	<u>0,001-0,6</u> 0,1
Селища та села (n = 431)	<u>0,5-32</u> 4,8	<u>0,1-20</u> 2,0-2,1	<u>0,03-13,3</u> 0,5	<u>0,002-6,5</u> 0,3
Глобальні норми Кх за О.І. Перельманом <sup>99</sup>	n-10n (1-90)	n-10n (1-90)	n-10n (1-90)*	< 0.n (< 0.1)
Оцінювання водної фізико-хімічної міграції				
Поширення рухомих і легкорухомих умов міграції, % проб	99 100	99-100	62-76	16 33
Поширення слаборухомих умов міграції, % проб	0-1	0-1	2-138	67-84

Примітка: \* – цифри, які прийняті для розрахунків.

По відношенню до глобальних норм коефіцієнтів водної міграції, які розраховані О.І. Перельманом, рухомість Zn до рівня  $K_x < 1$  знижено у межах 95-100%, Сг – 7-13%, Мо – 50-63% площі досліджених функціональних зон агроландшафтів. Це свідчить про зниження біогеохімічної активності цих мікроелементів, у першу чергу Zn, та формування їх дефіциту у сільгоспкультурах. Площі ландшафтів, де рухомість інших мікроелементів є пониженою відносно глобальних норм, дещо менші.

Слабку рухомість у водному середовищі на рівні  $K_x < 0,1$  та, відповідно, у біогеохімічних ланцюгах, тут проявляють всі рухомі важкі метали. Площі поширення агроландшафтів із недостатньо низькою рухомістю цих мікроелементів становлять від 83 до 8% і зменшуються у ряду  $Pb < Mn < V < Co < Ba < Ni < Cu$ . Зазначена послідовність важких металів визначає регіональні особливості їх накопичення у депонуючому середовищі ґрунтового покриву та зростання площ імовірного забруднення сільгоспкультур.

Таблиця 1.11

Статистичні параметри коефіцієнтів водної міграції рухомих важких металів у функціональних зонах агроландшафтів України<sup>100</sup>

Функціональна зона агроландшафтів	Статистичні параметри розподілу Kx важких металів: розбіг значень (у чисельнику) і середньостатистичне (у знаменнику)						
	Cu	Ni	Ba	Co	V	Mn	Pb
Рілля (n=267)	$\frac{0,05-6}{0,4}$	$\frac{0,0-4}{0,5-0,4}$	$\frac{0,04-3}{0,4}$	$\frac{0,04-1,6}{0,3-0,2}$	$\frac{0,02-0,6}{0,2}$	$\frac{0,002-25}{0,3}$	$\frac{0,01-1}{0,1}$
Багаторічні культури (n=78)	$\frac{0,1-1}{0,3}$	$\frac{0,1-3}{0,3}$	$\frac{0,03-3}{0,4}$	$\frac{0,1-1,5}{0,2}$	$\frac{0,1-1,7}{0,2}$	$\frac{0,01-2}{0,4-0,2}$	$\frac{0,02-0,6}{0,1}$
Селища та села (n=431)	$\frac{0,1-2,5}{0,4}$	$\frac{0,02-6}{0,5}$	$\frac{0,03-8}{0,4}$	$\frac{0,1-2,6}{0,3}$	$\frac{0,03-1,9}{0,2}$	$\frac{0,00-10}{0,5-0,4}$	$\frac{0,00-11}{0,1}$
Глобальні норми Kx за О.І. Пельманом <sup>101</sup>	$\frac{0,п-п}{(0,1-5)^*}$	$\frac{0,п-п}{(0,1-5)}$	$\frac{0,п-п}{(0,1-5)}$	$\frac{0,п-п}{(0,1-5)}$	$\frac{0,п-п}{(0,1-5)}$	$\frac{0,п-п}{(0,1-5)}$	$\frac{0,п-п}{(0,1-5)}$
Оцінювання водної фізико-хімічної міграції							
Поширення рухомих і легкорухомих умов міграції, % проб	88-92	70-80	70-71	56-62	50-57	33-39	17-22
Поширення слаборухомих умов міграції, % проб	8-12	20-30	29-30	38-44	43-50	61-67	78-83

Природні ландшафтні особливості процесів водної міграції в Україні обумовлюють фізико-хімічну концентрацію більшості важких металів на природних випаровувальних і кальцієвих геохімічних бар'єрах, що сформовані у ґрунтовому шарі і ґрунтоутворюючих породах. Розрахунки коефіцієнтів водної міграції надали можливість кількісно оцінити рухомість Zn, Mo, Sr, Co, Ba, Pb, V, Mn, Ni, Cu, Cr у агроландшафтах різного функціонального використання. Аналіз рухомості розглянутих мікроелементів засвідчив пріоритет природних ландшафтно-геохімічних процесів та нівелювання техногенного впливу на водну рухомість важких металів у сучасних агроландшафтах України.

Між тим, інтенсивність водної міграції більшості досліджених мікроелементів коливається у широкому інтервалі і має просторову диференціацію. На більшій половині площі Степових агроландшафтів України пониженою відносно глобальних оцінок є рухомість Zn, Mo, Mn, Pb;

на третині площі – рухомість Co, Ba, V, Ni. Як результат, це спричиняє нестачу життєвонеобхідних Zn, Mo, Mn, Co, Ba у біогеохімічних ланцюгах та сільгоспродукції на території зазначених агроландшафтів; поряд з цим, відбувається їх інтенсивна концентрація у ґрунтовому шарі, що може помилково бути віднесено до небезпечного техногенного забруднення.

На міграцію ВМ у агроландшафтах впливає також комплекс абіотичних чинників. Відомо, що під впливом сезонних флуктуацій температурного режиму та кількості атмосферних опадів відбувається зміна концентрацій ґрунтового розчину, зумовлена перерозподілом запасу хімічних елементів між фракціями, що відрізняються за ступенем розчинності.

В результаті проведеного кореляційного аналізу<sup>102</sup> встановлено тісний зв'язок погодних умов з кількістю кислоторозчинної фракції ВМ у ґрунті (табл. 1.12-1.13). Слід відмітити що, за визначення зв'язку між вмістом ВМ із температурою повітря в середньому за вегетацію отримано додатні коефіцієнти кореляції ( $r = 0,994-0,999$ ), а із кількістю опадів від'ємні ( $r = -0,972- -0,993$ ).

Із збільшенням кількості опадів у червні, липні та вересні вміст ВМ також зростає, а у решту місяців спостерігали обернену залежність між показниками. За весь період вегетації найслабшим був зв'язок у червні та вересні ( $r = 0,010^{0,453}$ ).

Разом з цим, визначено від'ємний кореляційний зв'язок ВМ з температурою повітря у квітні ( $r = -0,394-0,749$ ), та вересні ( $r = -0,059 -0,479$ ).

Аналізуючи взаємозв'язок ВМ з погодними умовами за різного агрохімічного навантаження в сівозміні, встановлено тісну ( $-0,999 < r < 0,999$ ) кореляційну залежність у цинку, свинцю, кадмію і марганцю за будь-якого удобрення. У міді, нікелю та заліза кореляція відповідала різним рівням градації, залежно від кількості використаних добрив (табл. 1.14-1.15).

Таблиця 1.12

Коефіцієнти кореляційного зв'язку між вмістом ВМ у ґрунті та температурою повітря (середнє за 2005-2007 рр.)<sup>103</sup>

Місяць року	Cu	Zn	Pb	Cd	Fe	Mn
Березень	0,990	0,996	0,992	0,996	0,956	0,999
Квітень	-0,749	-0,710	-0,737	-0,716	-0,394	-0,687
Травень	0,825	0,791	0,814	0,796	0,504	0,771
Червень	0,981	0,968	0,977	0,970	0,803	0,959
Липень	0,450	0,500	0,466	0,493	0,788	0,528
Серпень	0,981	0,990	0,984	0,989	0,970	0,994
Вересень	-0,479	-0,428	-0,463	-0,436	-0,059	-0,399
Жовтень	0,919	0,940	0,926	0,937	0,999	0,950
Середнє за вегетацію	0,991	0,997	0,994	0,997	0,952	0,999

Таблиця 1.13

Коефіцієнти кореляційного зв'язку між вмістом ВМ та кількістю опадів  
(середнє за 2005-2007 рр.)<sup>104</sup>

Місяць року	Cu	Zn	Pb	Cd	Fe	Mn
Березень	-0,885	-0,910	-0,893	-0,906	-0,999	-0,923
Квітень	-0,905	-0,928	-0,913	-0,925	-1,000	-0,940
Травень	-0,995	-0,999	-0,997	-0,999	-0,941	-1,000
Червень	0,010	0,067	0,028	0,058	0,436	0,099
Липень	0,927	0,947	0,934	0,945	0,998	0,957
Серпень	-0,860	-0,888	-0,869	-0,884	-0,996	-0,902
Вересень	0,029	0,086	0,047	0,078	0,453	0,118
Жовтень	-0,920	-0,941	-0,927	-0,938	-0,999	-0,951
Середнє за вегетацію	-0,979	-0,989	-0,983	-0,988	-0,972	-0,993

Тісна кореляційна залежність за вмістом міді відзначена у варіантах без мінеральних добрив, або при найменшій їх кількості. Тоді як на ділянках з систематичним внесенням мінеральних добрив спостерігали середній та низький рівень кореляційної залежності.

У нікелю та заліза лише за заорювання побічної продукції рослинництва спостерігали найслабший кореляційний зв'язок з погодними умовами, який відповідав середньому рівню ( $-0,492 < r < 0,427$ ), за іншого удобрення вміст металів тісно корелював як з температурою, так і з кількістю опадів.

Таблиця 1.14

Коефіцієнти кореляційного зв'язку між вмістом ВМ та температурою повітря у середньому за вегетаційний період за різного агрохімічного навантаження<sup>105</sup>

Номер варіанта, удобрення, кг/га	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn
12- без добрив, контроль	0,959	0,989	0,992	0,959	-0,972	0,674	0,901
11- N <sub>64</sub> P <sub>72</sub> K <sub>75</sub>	0,538	1,000	0,998	0,959	-0,972	0,888	0,999
На фоні заорювання побічної продукції рослинництва							
1- N <sub>32</sub> P <sub>36</sub> K <sub>37,5</sub>	-0,203	0,934	0,898	0,959	-0,581	0,996	0,993
2- N <sub>64</sub> P <sub>72</sub> K <sub>75</sub>	–	0,963	-0,910	0,724	0,972	0,975	0,952
5- N <sub>96</sub> P <sub>108</sub> K <sub>112,5</sub>	0,005	0,969	0,889	0,995	-0,459	0,871	0,964
6*- N <sub>64</sub> P <sub>72</sub> K <sub>75</sub>	0,747	0,907	0,823	0,959	-0,724	0,959	0,796
9- N <sub>18,5</sub>	0,999	0,991	0,995	0,724	-0,972	0,755	1,000
10 - фон	0,949	150,986	0,972	0,959	-0,283	0,427	0,975

\*Застосування добрив на фоні внесення РК в запас.



Таблиця 1.15

Коефіцієнти кореляційного зв'язку між вмістом ВМ та сумою опадів за вегетаційний період за різного агрохімічного навантаження<sup>106</sup>

Номер варіанта, удобрення, кг/га	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn
12- без добрив, контроль	-0,936	-0,976	-0,979	-0,936	0,987	-0,727	-0,866
11- N <sub>64</sub> P <sub>72</sub> K <sub>75</sub>	211	-0,599	-0,998	-0,991	-0,936	0,987	-0,919
На фоні заорювання побічної продукції рослинництва							
1- N <sub>32</sub> P <sub>36</sub> K <sub>37,5</sub>	0,275	-0,905	-0,863	-0,936	0,640	-1,000	-0,999
2- N <sub>64</sub> P <sub>72</sub> K <sub>75</sub>	—	-0,981	0,938	-0,773	-0,987	-0,989	-0,972
5- N <sub>96</sub> P <sub>108</sub> K <sub>112,5</sub>	-0,079	-0,949	-0,852	-0,986	0,523	-0,832	-0,981
6*- N <sub>64</sub> P <sub>72</sub> K <sub>75</sub>	-0,695	-0,935	-0,863	-0,936	0,773	-0,936	-0,749
9- N <sub>18,5</sub>	-1,000	-0,998	-0,986	-0,773	0,987	-0,802	-0,997
10 - фон	-0,970	-0,972	-0,952	-0,936	0,353	-0,492	-0,956

\*Застосування добрив на фоні внесення РК в запас.

Наведені коефіцієнти кореляції свідчать про значний вплив абіотичних факторів на перерозподіл ВМ у ґрунті. Результати дисперсійного аналізу підтверджують, що обидва досліджувані чинники як погодні умови, так і удобрення, із врахуванням оцінки значущості (Р - значення при  $\alpha = 0,05$ , а також відношення Fфактичний і Eфитичний), мали істотний вплив на перерозподіл в орному шарі ґрунту цинку, свинцю, кадмію, марганцю та заліза. При цьому помітного впливу погодних умов на нагромадження кислоторозчинної фракції міді (Eфактичний < Eкритичний) не встановлено, що пояснюється низькими запасами елемента в орному шарі досліджуваного ґрунту.

При порівняльному аналізі впливу досліджуваних факторів на закономірності перерозподілу важких металів у ґрунті встановлено, що в нагромадженні міді, цинку, свинцю та нікелю вагоміша частка належала удобренню, де вона становила відповідно 63,7, 55,3, 51,2, 44,1% (рис. 1.11).

Для решти металів визначальною була частка погодних умов, особливо для марганцю, де вона сягала 82,9%.

Частка участі інших неврахованих факторів, до яких належить повторення і похибка (інші), у формуванні вмісту кислоторозчинної фракції більшості ВМ знаходилась у межах 0,5-17,4%. Слід відмітити, досить високу частку впливу сторонніх факторів на перерозподіл у ґрунті вмісту міді та нікелю, де вона відповідно становила 23,1 і 33,9%.

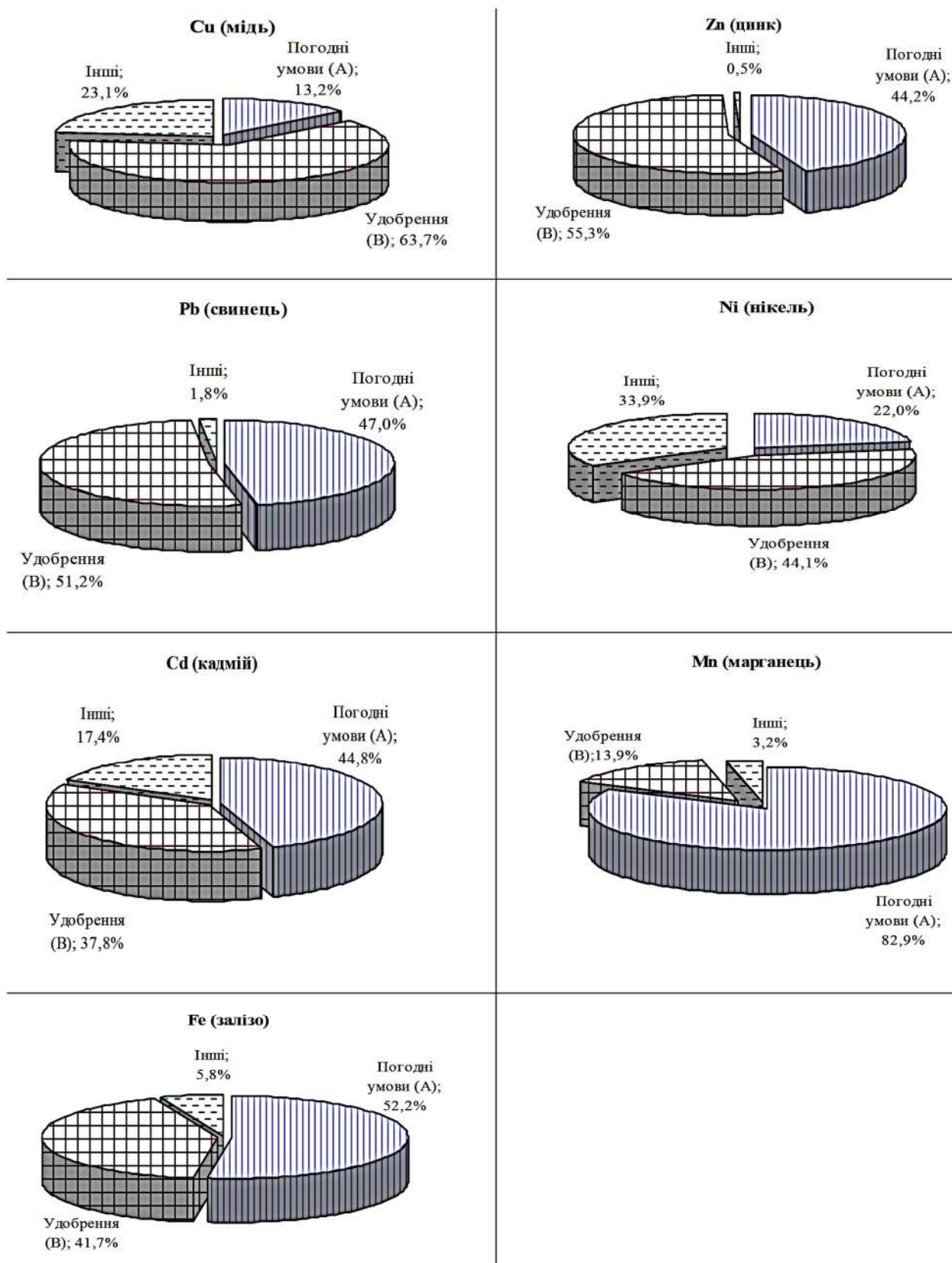


Рисунок 1.11 – Частка участі факторів у нагромадженні важких металів у ґрунті (середнє за 2005-2007 рр.)<sup>107</sup>

Статистичний аналіз показників вмісту ВМ у ґрунті свідчить про те, що кожен з них мав певний рівень стабільності та інтервал коливань кількісних величин. Зокрема, вміст міді, свинцю, нікелю та марганцю мав високу

стабільність, що підтверджується величиною коефіцієнтів варіації  $V = 2,6-5,4\%$  (табл. 1.16).

Таблиця 1.16

Математичні характеристики вмісту важких металів у ґрунті,  
(середнє за 2005-2007 рр.)<sup>108</sup>

Елемент	$X \pm Sx$	$V, \%$	S	2*S
Cu	3,94±0,05	4,1	0,15	0,30
Zn	5,45±0,54	26,8	1,53	3,07
Pb	4,02±0,06	4,3	0,18	0,36
Cd	0,12±0,01	22,1	0,03	0,06
Ni	3,58±0,03	2,6	0,09	0,18
Mn	37,87±0,73	5,4	2,07	4,14
Fe	11,14±0,56	12,1	1,58	3,16

Варіабельність вмісту заліза відповідала середньому рівню ( $V = 12,1\%$ ), а цинку та кадмію – високому з відповідними коефіцієнтами варіації 26,8 та 22,1%.

У підсумку відмічено, що вплив фактора удобрення, із врахуванням оцінки значущості ( $p$  – значення при  $\alpha = 0,05$ , а також відношення  $F$  фактичний і  $\Gamma$  тичний) був вагомим у перерозподілі міді, цинку, свинцю та нікелю у ґрунті (частка впливу знаходилась у межах 44,1-63,7%). Для кадмію, заліза і марганцю визначальною була частка впливу погодних умов, де вона становила 44,8-82,9%.

Частка участі інших факторів, у тому числі і вплив фітоценозу, для більшості ВМ знаходилась у межах 0,5-17,4%, але для міді та нікелю вона була досить високою і становила відповідно 23,1 і 33,9%.

## 1.4. Особливості накопичення та впливу важких металів на екосистему ґрунту

Сучасний стан функціонування сільськогосподарського виробництва перебуває в умовах зростання техногенного навантаження. Антропогенна діяльність супроводжується розсіюванням значної кількості хімічних елементів, залучених до міграційного процесу, серед яких одними з основних являються солі важких металів. Значна кількість важких металів, що забруднюють навколишнє середовище, надходить до ґрунту<sup>109</sup>.

Їхня подальша міграційна здатність по профілю залежить від фізико-хімічних властивостей ґрунтів. Із атмосфери ВМ потрапляють частіше за все у формі оксидів. Вони поступово розчиняються, переходячи у гідроксиди, карбонати чи обмінні катіони. Якщо ґрунти міцно зв'язують ВМ (що зазвичай спостерігається на збагачених гумусом, важкосуглинкових і

глинистих ґрунтах), то це захищає від забруднення ґрунтового і питної води, рослинну продукцію. Однак, ґрунти поступово стають більш забрудненими і може відбутися руйнування органічної речовини ґрунтів з надходженням ВМ у ґрунтовий розчин. В результаті такі ґрунти стають не придатними для сільськогосподарського використання на прилеглих до міста територіях <sup>110</sup>.

Геохімічна асоціація, в основному представлена такими хімічними елементами: Pb, Cu, Zn, Cr, Mn. Для кожного з цих хімічних елементів характерні слідувачі особливості їх латерального розподілу у ґрунтах.

Свинець (Pb) достатньо розповсюджений ВМ – в земній корі його знаходиться 13 мг/кг <sup>111</sup>.

Загальна кількість Pb-мінералів – 315, більшість з них халькогеніди. Значна розповсюдженість Pb пояснюється тим, що три із чотирьох природних ізотопів свинцю (з масами 206, 207 і 208) є кінцевими стабільними продуктами радіоактивних елементів. В залежності від походження ізотопний склад Pb змінюється. Найбільш важливий мінерал Pb – галеніт (PbS). Крім нього, в земній корі серед основних Pb-мінералів присутні всього чотири: англезит (PbSO<sub>4</sub>), церусит (PbCO<sub>3</sub>), піроморфіт (Pb(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>Cl), міметизит (Pb<sub>5</sub>(AsO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>Cl).

Вміст всіх останніх мінералів у земній корі незначний. У ґрунтоутворювальних мінералах Pb максимально збагачені плагіоклази, в середньому 40 мг/кг, серед акцесорних мінералів виділяються сфен 221 і гранати – 180 мг/кг. Склад свинцевих мінералів у ґрунтах відмінний – від їх складу у земній корі.

Регіональний фон цього хімічного елементу становить 18 мг/кг.

Мідь (Cu) відносно розповсюджений, життєво важливий і сильно токсичний головний кольоровий d-метал. Розчинність сполук Cu знижується від легкорозчинних CuSO<sub>4</sub> і CuCl<sub>2</sub> до дуже важкорозчинних CuCO<sub>3</sub>, CuOH і до сульфідів; рН початку осадження CuOH<sub>2</sub> – 5,4 <sup>112</sup>.

Мідь утворює велику кількість мінералів, серед яких найбільш розповсюджені первинні мінерали – прості і складні сульфіди. Вони досить легко розчиняються при вивітрюванні і вивільняють іони Cu. Особливо характерно це для кислих середовищ, саме тому Cu вважається одним із найбільш рухомих ВМ при гіпергенних процесах. Однак, катіони Cu володіють різноманітними властивостями – в ґрунтах проявляють велику схильність до хімічної взаємодії з мінеральними і органічними компонентами. Іони Cu можуть також легко осаджуватись такими аніонами, як сульфід, карбонат і гідроксид. У підсумку Cu – відносно малорухомих хімічний елемент у ґрунтах, її сумарний вміст виявляє порівняно незначні варіації у ґрунтових розрізах <sup>113</sup>.

Мідь здатна мігрувати по ґрунтовому розрізу і акумулюватися на значних глибинах. Регіональний фон Cu у ґрунтах становить – 20 мг/кг.

Цинк (Zn) є біофільним і технофільним хімічним елементом широкого діапазону дії на живі організми з високою рухомістю, що визначає актуальність дослідження його поведінки у різних середовищах, у тому числі

у міських ґрунтах. Кларк Zn в земній корі 76 мг/кг <sup>114</sup>.

Цинк в земній корі відноситься до халькофілів. Цинк – мінералогенний хімічний елемент, для якого відомо 143 мінерали. Основні цинкові мінерали в земній корі – сфалерит ( $ZnS$  – гіпогенний мінерал) і смітсоніт ( $ZnCO_3$  – гіпергенний). Розповсюджені також оксид цинку і заліза — франклініт ( $ZnO \times Fe_2O_3$ ) і гідросилікат цинку геміморфіт ( $Zn_4Si_2O_7(OH) \times 2H_2O$ ). Високий вміст Zn в мінералах групи шпінелі. Цинк закріплюється також оксидами мангану.

Кларк Zn в ґрунтах за Н. Боуеном 90 мг/кг, в чорноземах 46-55 мг/кг .

Для металів-халькофілів (Ag, Cd, Hg, Zn) характерне осадження у вигляді сульфідів і комплектація з органічною речовиною. Реакції в окисних умовах призводять до окислення сульфідів і органічної речовини, що провокує супутній вихід ВМ у ґрунтовий розчин <sup>115</sup>.

Цинку властива значна рухомість. Однак, навіть у найбільш сприятливих для його міграції середовищах він швидко сорбується мінеральними (Al, Fe, Mn) і органічними компонентами <sup>116</sup>.

Регіональне фонове значення Zn для ґрунтів становить – 78 мг/кг.

Хром (Cr) важливий метал чорної металургії. Електронна будова атому Cr подібна до будови Fe і особливо Mn. Хром характеризується як токсичний хімічний елемент. Кларк Cr в земній корі відносно високий – 122 мг/кг. Число мінералів (54) – низьке, але за розповсюдженістю його головних мінералів — хромшпінелідів, Cr не поступається іншим поширеним чорним металам. Найбільша кількість його мінералів відноситься до класу оксидів, серед них 15 хромітів. Крім головних компонентів у склад хромітів входять до: 12 % Ti; 0,8 % Mn; 1,2 % V; 0,6 % Co.

Вміст Cr знижується від ультраосновних порід до основних і далі до кислих і лужних. В гіпербазитах концентрація Cr досягає 4400—6500 мг/кг. Гранітоїди бідні на хром. При ґрунтоутворенні хроміт та інші мінерали, що містять Cr стійкі до вивітрювання, що зумовлює присутність хрому в залишковому матеріалі.

Кларк Cr в ґрунтах світу складає 200 мг/кг <sup>117</sup>. Пізніше він був знижений до 70 мг/кг. Деякі регіональні кларки дуже відрізняються від світових. Наприклад, кларк для ґрунтів США – всього 40 мг/кг, що вказує на важливість дослідження регіонального фону для Cr. У ґрунтах на гранітоїдах вміст Cr низький – 10 мг/кг, на габроїдах зростає до 100 мг/кг, а на ультрабазитах до 300 мг/кг.

Токсичність Cr залежить від ступеню його окислення. Хромат оксианіону,  $CrO_4^{2-}$ , дуже рухомий у ґрунтах і ґрунтових водах. Відновлена форма Cr (III) утворює малорозчинний гідроксид і формує міцні комплекси з ґрунтовими мінералами. Можливість редукції Cr (VI) до Cr (III) дозволяє зменшити негативну дію цього токсиканту <sup>118</sup>.

Манган (Mn) другий за важливістю метал чорної металургії. Цей токсичний ВМ геохімічно тісно асоційований із Fe. Мінералогія Mn вельми різноманітна. Виявлено 301 його мінеральний вид майже всіх класів і типів:

110 силікатів, 47 фосфатів, 32 оксидів, 27 гідроксидів, 29 арсенатів і т. д. Особливо широко розповсюджені і представляють найбільшу промислову цінність оксиди і гідроксиди Mn.

У ґрунтах Mn широко розповсюджений і відіграє велику роль у формуванні їх хімічного складу. Середній вміст його у ґрунтах оцінюється у 850 мг/кг<sup>119</sup>. Регіональне фонове значення Mn у ґрунтах становить – 500 мг/кг

Олово (Sn) розповсюджений хімічний елемент у породах земної кори. Його концентрації підвищені у глинистих відкладах (6–10 мг/кг) і понижені в ультраосновних і вапняних породах (0,35–0,50 мг/кг). Олово утворює лише декілька самостійних мінералів, із яких найбільш важливий рудний мінерал – каситерит (SnO<sub>2</sub>), дуже стійкий при вивітрянні. Про присутність Sn у ґрунтах мало даних, хоча олово потрапляє у ґрунти головним чином із материнських порід. Поверхневі горизонти всіх ґрунтів містять майже однакові кількості Sn, в середньому 1,1 мг/кг. Презант (E.W. Presant) приводить інтервал вмістів Sn у ґрунтах 1,1-4,6 мг/кг, а Кік (H. Kick) та ін. 1-4 мг/кг<sup>120</sup>.

Органометалічні форми Sn та їх здатність до біоаккумуляції привертають в наш час велику увагу через їх зростаюче розповсюдження у навколишньому середовищі і небезпечність для здоров'я людини .

Регіональне фонове значення Sn для ґрунтів становить 2 мг/кг.

Такі ВМ як Mn, Cr, Cu, Pb, Zn, Sn по різному закріплюються у профілі ґрунту. Міцно закріплюється у поверхневому горизонті чорноземів Pb. Мідь утворює міцні зв'язки з органічними комплексами і мігрує з ними вниз по профілю ґрунту. Положення Zn може змінюватися в залежності від типу міцності комплексів з органічною речовиною. Хром здатний мігрувати по ґрунтовому розрізу, так як сполуки Cr мають малі константи стійкості.

Велику роль при утворенні техногенних геохімічних аномалій у ґрунтах відіграють геохімічні бар'єри: перший – комплексний сорбційний бар'єр розміщений у верхньому горизонті 0–10 см на якому може акумулюватися до 50 іноді 90 % іонів ВМ; другий – карбонатний.

Нагромадження важких металів у ґрунті впливає на його родючість і мікробіологічну активність. Забруднення важкими металами є одним із факторів, що визначають продуктивність сільськогосподарських культур та якість сільськогосподарської продукції<sup>121</sup>.

Токсичність важких металів по відношенню до рослин визначається не валовим їх вмістом в ґрунті, а в основному вмістом їх рухомих сполук .

Визначення рівня забруднення ґрунтового покриву орних земель лісостепової частини Житомирської області рухомими формами важких металів має важливе значення, тому що на основі нього здійснюється оцінка їх вмісту в орному шарі ґрунту, по відношенню до гранично допустимої кількості (ГДК). Дана інформація необхідна для визначення екологічно небезпечних зон, а також для розробки та вжиття відповідних заходів по збереженню та відтворенню екологічної стійкості ґрунтового покриву орних

земель.

Важлива роль у циркуляції важких металів у довкіллі належить ґрунтам. Вони – ключове середовище наземних екосистем, яке має універсальні адсорбційні властивості. Безперечно, саме ґрунт відображає рівень багаторічного антропогенного впливу на довкілля в цілому. При насиченні ґрунту хімічними компонентами, а саме ксенобіотиками, ґрунт може стати джерелом вторинного забруднення для води, водойм, атмосферного повітря, для кормів тварин і продуктів харчування людини. На відміну від інших середовищ (наприклад, повітря, де переважають процеси розсіювання), у ґрунтів відсутня можливість їх швидкого очищення. Тому хімічні забруднювачі можуть зберігатися в ньому довгі роки і, включаючись до екологічних ланцюгів, обумовлювати тривалу дію токсикантів. Це підвищує ризик виникнення хронічних інтоксикацій. Тому ґрунти потребують тривалого екологічного обстеження (моніторингу).

При забрудненні екосистем відбуваються якісні зміни у хімічному складі ґрунтів. Важливий показник ступеня техногенного впливу на ґрунти – вміст важких металів, які нині займають провідне місце серед техногенних поллютантів. Сполуки важких металів належать до токсикантів, які, більшою мірою, викидаються у повітря на територіях індустриальних агломерацій.

Ґрунтів суттєво відрізняється від інших компонентів біосфери як за рівнем організації та складністю будови, так і за функціями. Напрямок процесів, які відбуваються у ґрунті в кожний конкретний момент часу, контролюється багатьма факторами, у тому числі, температурою, вологістю, станом кислотного-лужного та окисно-відновного рівноваги. Проте, навіть при однакових величинах рН і Eh екологічна поведінка різних важких металів у процесі ґрунтоутворення може суттєво відрізнитися.

Важкі метали надходять у ґрунт у формі оксидів і солей (як розчинних, так і практично нерозчинних у воді – сульфатів і сульфідів). Існує припущення, що оксиди важких металів закріплюються, головним чином, у твердій фазі ґрунту, особливо при нейтральному або лужному рН. Вважають, що вони рівномірно розподілені у ґрунті, у результаті чого їх токсична дія не проявляється у повній мірі. Треба зауважити, що це у повній мірі залежить від таких чинників, як тип ґрунту та рН порового розчину. Поведінка важких металів у ґрунтах значною мірою відрізняється від поведінки більшості катіонів макроелементів.

Вивчення закономірностей фазових переходів важких металів у ґрунтах – теоретична база для регулювання цих процесів із метою мобілізації елементів, необхідних рослинам і виведення зі сфери біологічного поглинання рослинами важких металів, які мають токсичні властивості. Важкі метали, які надійшли у ґрунт (передусім їх мобільні форми), підлягають різним трансформаціям. Одним із таких процесів є зв'язування металу гумусовими речовинами. Закріплення металу здійснюється також у результаті утворення комплексних сполук між металами та органічними кислотами. Можлива адсорбція іонів металів на поверхні органічних

колоїдних систем. Міграційна здатність металів за рахунок цих процесів знижується. Іншим можливим процесом зв'язування металів є їх адсорбція на поверхні мінеральних часток. Можливе їх проникнення в міжпакетний простір глинистих мінералів або ізоморфне заміщення іонів інших елементів у кристалічній решітці. Несхідній міграції металів можуть перешкоджати гідроксиди та оксиди заліза та марганцю, які зазвичай концентруються у верхній частині профілю ґрунтів. Тому необхідна не тільки якісна, а і кількісна оцінка цих процесів.

Поглиняльну здатність ґрунту щодо свинцю, міді, цинку та кадмію вивчали у нейтральних і кислих розчинах. Встановлено, що при  $\text{pH} = 2$  поглиняльна здатність ґрунту дуже низька, потім вона різко зростає у діапазоні  $\text{pH}$  від 3 до 4. У цьому діапазоні величина поглиняльної здатності ґрунту підвищується учетверо. Подальше підвищення  $\text{pH}$  порового розчину не викликає суттєвої зміни поглиняльної здатності ґрунту. Як інтегральну характеристику сорбції використовували криву розподілу (ізотерму) поглиняльної здатності ґрунту. Для достовірної оцінки максимальної можливої здатності ґрунту до сорбції важких металів додатково вивчали динаміку та кінетику цього процесу. Швидкість процесу поглинання металу залежить не тільки від часу, а і від концентрації металу у поровому розчині. У кінетиці даного процесу можливо виділити дві стадії механізму поглинання: швидка (декілька хвилин – катіонний обмін на поверхні глинистих часток) і повільна (години, доби – дифузія катіонів у міжшаровому просторі).

Ообливість поглиняльної здатності дослідженого ґрунту – те, що до 90 % свинцю, внесеного у ґрунт у вигляді легкорозчинних солей, переходить у поглинутий стан уже через декілька годин після внесення. Це пояснюється тим, що свинець здатний утворювати важкорозчинні осади основних карбонатів, фосфатів або гідроксидів. Таку геохімічну поведінку свинцю можна трактувати як здатність геохімічних форм свинцю утворювати термодинамічно малостійкі сполуки, і у процесі сорбції відбувається трансформація іонів свинцю до малорозчинних стійкіших форм.

Особливість поглинання чорноземом міді – перебіг процесів утворення малорозчинних сполук у вигляді гідроксиду або карбонату міді. За ступенем сорбційних властивостей малокарбонатного чорнозема досліджені метали можна розташувати у наступний ряд:  $\text{Pb} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Cu}$ .

До найбільш небезпечної групи речовин, нагромадження яких призводить до значного погіршення стану навколишнього середовища, відносять ртуть, свинець, кадмій, миш'як і інші важкі метали, які мають особливе екологічне, біологічне і медичне значення.

Ґрунтовий покрив не тільки акумулює компоненти забруднень, але і виступає природним буфером, що істотно знижує токсичну дію важких металів і регулює надходження хімічних елементів в рослини і, як наслідок, в організм тварин та людини. На відміну від атмосфери і гідросфери, де спостерігаються процеси періодичного самоочищення від важких металів,



грунт практично не має такої здатності до самоочищення. Metали, що накопичуються в ґрунтах, виводяться з нього вкрай повільно лише при вилуговуванні, споживанні рослинами, ерозії і дефляції. В зв'язку з цим розробка агротехнічних заходів, що знижують надходження важких металів у сільськогосподарські рослини, здобуває велике агроекологічне значення.

Важкі метали можуть виступати в ролі ведучого екологічного фактора, що визначає спрямованість і характер розвитку агробіоценозів. Масове забруднення ними навколишнього середовища призводить до явно виражених токсикозів рослин, тварин і людини, а тому порівняно легко діагностується.

Серед усіх важких металів найвищу акумулятивну здатність в організмах теплокровних тварин і людини мають свинець і кадмій, тому в результаті забруднення ґрунту і рослин цими металами найбільшій небезпеці піддаються кінцеві ланки харчового ланцюга, у тому числі людина. Одним з найбільш шкідливих токсикантів є кадмій. Потрапляючи в ґрунт, він абсорбується кореневою системою рослин, накопичується в них і по харчових ланцюгах може надходити в організм тварин і людини.

Кадмій, ртуть і свинець практично неможливо вилучити з ґрунту, тому вони все більше накопичуються в ньому і різними шляхами попадають в організм людини. Основний шлях зменшення вмісту важких металів у рослинній продукції – розробка досконалих технологічних прийомів зниження їх рухливості в ґрунті <sup>122</sup>.

ВМ у ґрунті знаходяться у вигляді атомів або іонів хімічних елементів, що переведені із твердої фази у розчин за допомогою певного екстрагента. Вони мають близьку ступінь рухомості у ґрунті, яка залежить від застосованого екстрагенту і/або сполучені в ґрунті з певним типом реакційних центрів <sup>123</sup>.

У зв'язку зі зростанням забруднення ґрунтів ВМ збільшується інтерес до тих компонентів ґрунтів, які міцно їх закріплюють, що перешкоджає потраплянню ВМ у ґрунтову воду і ускладнює надходження їх до рослин. Важливу роль у закріпленні ВМ відіграють гумус, сполуки заліза та мангану та глинисті мінерали.

Потрапляючи у ґрунти ВМ, перш за все їх мобільна форма, зазнають різних трансформацій. Один з основних процесів, що відбувається – закріплення ВМ гумусовою речовиною. Закріплення відбувається за рахунок утворення ВМ солей з органічними кислотами, адсорбції іонів на поверхні органічних колоїдних систем чи утворення комплексів з гумусовими кислотами. Міграційні здатності ВМ при цьому знижуються. Саме цим в значній мірі пояснюється підвищений вміст ВМ у верхньому шарі ґрунтів з найбільшою кількістю гумусу. Деяка частина іонів ВМ адсорбується на поверхні мінеральних часток. Можливим є також їх проникнення у міжплощинний простір глинистих мінералів чи ізоморфне заміщення іонів інших хімічних елементів в кристалічній решітці <sup>124</sup>.

Найменша кількість ВМ характерна для водорозчинної форми, яка

містить 0,1–0,15 % від валової кількості хімічних елементів. Слід відмітити, що не дивлячись на дуже високі рівні забруднення ґрунтів, що значно перевищують фонові значення ВМ за валовим вмістом, їх вміст у водній витяжці залишається доволі низьким і перевищує ГДК лише у найбільш забруднених ґрунтах.

Для досліджених ґрунтів вміст ВМ у обмінній формі становить 8-11 %, для фонових – 1-2,3 %.

Наявність форм ВМ, сполучених з карбонатами, є відмінною рисою чорноземів звичайних у зв'язку зі специфічною міцелярною формою карбонатів. Кількість ВМ, сполучених з карбонатами у техногенно-забруднених ґрунтах складає 12-14 %.

Значна частина металів зв'язана з оксидами і гідроксидами заліза. Слід відмітити, що більша частина металів зв'язана з аморфними сполуками заліза. Частка сполук у цій формі складає 38-42 % від валового вмісту ВМ. Ймовірно, це пов'язано з розвитком відновлювальних процесів і оглеєння в перезволожених ґрунтах, які призводять до збільшення частки аморфних сполук і відновленню  $Fe^{3+}$  до  $Fe^{2+}$ .

Сполуки двовалентного  $Fe^{2+}$  більш рухливі, вони розчиняються при більш високих значеннях рН, а разом з ними звільняються і сполуки інших ВМ, співосаджених з оксидами заліза. Ці фактори призводять до збільшення рухомості ВМ при надлишковій вологості ґрунтів.

У ґрунтах фонових ділянок більша частина ВМ міцно утримується у важкорозчинній формі 87-94,5 % від валового вмісту, для забруднених ґрунтів ця величина в 3-4 рази менша.

При розробці заходів щодо зниження вмісту важких металів у сільськогосподарських рослинах, що знаходяться на ґрунтах, які піддаються антропогенному забрудненню, виникає необхідність вирішення ряду проблем. З агрономічної й екологічної точки зору необхідні такі прийоми оброблення культур, що одночасно сприяли б зниженню надходження важких металів у рослини і зменшенню їх вмісту в кореновому шарі ґрунту. Труднощі рішення даної проблеми полягають у тому, що агрохімічні заходи, які сприяють зменшенню надходження важких металів у рослини (вапнування, внесення органічних добрив, підвищення ємності катіонного обміну), викликають нагромадження їх в ґрунті у формі малорозчинних сполук, в результаті чого рухливість металів і їх природна міграція по профілю ґрунту знижується.

В умовах інтенсивного антропогенного забруднення ґрунт акумулює значні кількості важких металів, у тому числі кислотнорозчинних форм свинцю 15-20 мг/кг і кадмію 1,0-1,6 мг/кг. Періодичне вапнування легкосуглинкового дерново-підзолистого ґрунту незалежно від способів її основної обробки призводить до значного зниження концентрації свинцю і кадмію в бульбах картоплі як у досліді без добрив, так і при внесенні мінеральних та органічних добрив.

Агрохімічні методи – вапнування і внесення органічних добрив – істотно

знижують можливість попадання металів в рослини. Завдяки вапнуванню вдається в кілька разів зменшити вміст свинцю в сільськогосподарських культурах, вирощуваних на забруднених ґрунтах. Вапно є найкращим засобом для захисту рослин, на ґрунтах, забруднених кадмієм. Правильний вибір доз, термінів і способів внесення добрив, співвідношення поживних елементів не тільки забезпечить отримання високого врожаю, але й дозволить виключити забруднення ґрунтів і продукції токсичними елементами і сполуками, а також підтримувати природну родючість ґрунтів на необхідному рівні <sup>125</sup>.

## **1.5. Загальні особливості біокумуляції важких металів рослинами**

Однією із екологічно суттєвих проблем як нашої країни, так і зарубіжжя є забруднення ґрунтів важкими металами (ВМ). Антропогенна діяльність спричиняє забруднення ґрунту, зміну його природного хімічного складу за рахунок збільшення концентрацій елементів і сполук до величини, що перевищує встановлені нормативи.

Небезпека забруднення ВМ підсилюється і тим, що вони легко переходять із ґрунту в рослинницьку продукцію. За таких умов необхідно обрати найменш енергоємні й низьковартісні способи очищення ґрунтів. У цьому контексті особливої уваги заслуговує метод фітореMediaції, який передбачає пошук та використання рослин-акамуляторів, толерантних до ВМ і спроможних не лише забезпечити отримання продукції рослинництва, а й ліквідувати поллютанти (елементи-забруднювачі) за рахунок відчуження їх із ґрунту.

Рослинність є одним з найважливіших компонентів довкілля. Техногенне надходження ВМ у навколишнє середовище негативно впливає не тільки на ґрунти, але і на рослинність. Тому дослідження процесів переходу ВМ із ґрунтів у рослини має важливе наукове та практичне значення. Актуальність даного питання полягає ще й у тому, що рослинність виступає проміжною ланкою міграції ВМ між ґрунтом і організмом людини. Рослини по різному адаптуються до екстремальних еколого-геохімічних умов природного середовища і володіють різною граничною чутливістю до ВМ.

Основними факторами, що визначають вміст хімічних елементів у рослинах є: умови геохімічного середовища (вміст хімічних елементів у ґрунтах, відносна кількість їх форм знаходження, що засвоюються рослинами, еволюція і адаптація рослин до умов еколого-геохімічного середовища) і вид рослинності (фаза розвитку, особливості розподілу хімічних елементів по органам рослини).

В умовах хімічного забруднення всі перераховані фактори модифікуються під впливом забруднення, що призводить до зміни хімічного складу рослин <sup>126</sup>.

Рослини по різному адаптуються до екстремальних еколого-геохімічних умов природного середовища і володіють різною граничною чутливістю до ВМ.

Основними факторами, що визначають вміст хімічних елементів у рослинах є: умови геохімічного середовища (вміст хімічних елементів у ґрунтах, відносна кількість їх форм знаходження, що засвоюються рослинами, еволюція і адаптація рослин до умов еколого-геохімічного середовища) і вид рослинності (фаза розвитку, особливості розподілу хімічних елементів по органам рослини).

В умовах хімічного забруднення всі перераховані фактори модифікуються під впливом забруднення, що призводить до зміни хімічного складу рослин.

Забрудненість ґрунтів, атмосферні викиди і зміна геологічного середовища міста призвели до погіршення стану рослинності, що підтверджується даними візуальних спостережень. На листі розвивається міжжилковий хлороз, плямистий некроз, випадки знебарвлення листової пластинки.

Важкі метали є необхідним компонентом в метаболізмі рослин, однак у високих концентраціях вони здатні до акумуляції та токсичних впливів. Вивчення хімічного складу рослин дозволяє встановити критерії їх індикаторної здатності, а також дає підстави використовувати їх у якості чутливих біоіндикаторів рівнів забрудненості ґрунтів<sup>127</sup>.

Надходження ВМ в рослини з ґрунту контролюють дві групи чинників: вміст рухомих форм ВМ в ґрунті, який регулюється властивостями самого ґрунту та біологічними особливостями рослин по відношенню до іонів ВМ<sup>128</sup>, їх поглинанню рослинами та інтенсивному накопиченню, ніж при вільній міграції ВМ в більш глибокі горизонти ґрунту<sup>129 130 131</sup>.

Отже, сорбція ВМ ґрунтами регулює їх транслокацію з ґрунту в рослини та як наслідок накопичення їх рослинами. Неоднакова міцність закріплення ВМ в ґрунтах свідчить, що їх надходження в рослини в першу чергу визначається типом ґрунту і тими його властивостями, які відповідають за поглинаючу здатність. На надходження важких металів впливає кілька факторів: видові особливості рослин, тип ґрунту, кон-центрація, форма знаходження ВМ, рН ґрунту, гранулометричний склад, вміст органічних речовин, ємність поглинання катіонів в ґрунті, наявність техногенних джерел забруднення ландшафтів тощо<sup>132</sup>.

Ґрунтам з високим рН, вмістом глинистих мінералів, карбонату кальцію та органічної речовини властива висока поглинаюча здатність по відношенню до ВМ. Такі ґрунти або повністю звільняють рослину від контакту з ними, або роблять ці контакти менш небезпечними.

Видалення ВМ з ґрунтового розчину відбувається в процесі осаду або адсорбції. ВМ мають підвищену здатність до адсорбції органічною речовиною та оксидами, а також до заміщення лужних і лужноземельних металів. У кислих ґрунтах рухливість ВМ підвищується і тим самим збільшується їх доступність. Як правило, з кислих ґрунтів ВМ надходять в

рослини в значно більших кількостях, ніж з слаболужних, нейтральних або слабокислих. Так, на дерново-підзолистому ґрунті (рН = 5,3) при однаковій концен-трації Рb насиченість листової тканини пшениці в 2 рази вище, ніж на високобуферному малогумусному чорноземі (рН = 6,9)<sup>133 134</sup>.

У той же час рослини мають захисні властивості щодо поглинання ВМ. У них існує кілька систем контролю за надходження іонів. В основному вони зна-ходяться в коренях та репродуктивних органах (насінні і плодах). Тут зосереджені механізми регламентації надходження іонів в рослини. Вивчення транс-локації ВМ в рослини показало, що на перших етапах надходження ВМ з ґрунтів їх основна частина затримується в коренях рослин<sup>135</sup>.

Передбачається, що затримання відбувається по периферії коренів, в зоні так званого паска Каспарі<sup>136</sup>.

Разом з тим захисні механізми кореневої системи обмежені і при інтенсивному надходженні токсичних іонів з ґрунту вони не в змозі повністю захистити вегетативну масу від забруднення, ВМ починають проникати в надземну частину рослин. При цьому рослини забезпечені механізмами контролю надходження хімічних елементів в репродуктивну частину (насін-ня).

Хімічний склад рослин залежить від складу ґрунтів, на яких вони ростуть, але не повторюють його, тому що вибірково поглинають необхідні елементи відповідно до фізіологічних і біохімічних потреб. Механізми стійкості рослин до надмірного надходження важких металів різноманітні: одні здатні накопичувати високі концентрації металів і проявляти до них толерантність, інші – зменшувати кількість їх надходження шляхом максимального використання бар'єрних властивостей. Рівень накопичення важких металів рослинами залежить від їх генетичних і видових осо-бливостей<sup>137</sup>.

Незважаючи на істотну мінливість властивостей рослин щодо накопичення металів, біоакумуляція елементів має певну тенденцію, що дозволяє впоряд-кувати їх в кілька груп: 1) Cd, Cs, Rb – елементи інтенсивного поглинання; 2) Zn, Mo, Cu, Ni, Pb, As – середнього ступеня поглинання; 3) Mn, Cr, Co – слабого поглинання; 4) Se, Fe, Ba, Te – елементи важкодоступні для рослин. Відомо, що поряд з видовою специфічністю рослин щодо накопичення ВМ існують загальні закономірності: найбільш високий вміст важких металів виявлено в листових овочах і силосних культурах, найменше – в бобових, злакових і технічних культурах<sup>138</sup>.

Відомості щодо розподілу ВМ в органах рослин вельми суперечливі. Одні автори вказують на велику акумуляцію ВМ в надземних органах, інші – в коренях. Часто відзначається відмінність концентрацій ВМ у різних надземних органах (листках, стеблах, плодах), що може бути пов'язане з видоспецифічністю метаболізму рослин та з властивостями елементів<sup>139</sup>.

Багатьма авторами відзначені видові відмінності рослин в характері металоакумуляції. При цьому встановлено, що видова специфічність

металоаккумуляції може проявлятися дуже чітко, оскільки для деяких видів нормою стають концентрації ВМ, які в сотні і тисячі разів перевершують фоніві. Такі аномальні властивості до металоаккумуляції – рідкісні, але вони є фітоіндикаторами підвищеного вмісту важких металів або окремого елемента в ґрунтах і підстилаючих породах<sup>140</sup>.

На процес поглинання ВМ рослинами ґрунт впливає двоїм чином. З одного боку, ґрунти в процесі поглинання (сорбції) знижують кількість акумулюючих елементів в рослині. Однак, з іншого боку, акумуляція сорбованих елементів у верхніх горизонтах, тобто в зоні найбільшого поширення коренів, сприяє

Проведено еколого-геохімічне дослідження трав'янистої рослинності, на прикладі пирію повзучого (*Elytrigia repens*), який є найбільш розповсюдженим представником міських біоценозів. Аналіз коефіцієнтів біологічного переходу дозволив виявити деякі закономірності у біологічному поглинанні ВМ пирієм повзучим із твердої фази ґрунту.

Найбільш інтенсивно пирій повзучий поглинає Мо і Сu (хімічні елементи сильного біологічного накопичення), менш інтенсивно Ni, Со, найменше – Cr і V. Коефіцієнт біогеохімічної активності виду, що характеризує інтенсивність поглинання хімічних елементів рослинами становить 10,4. Зольність становить 13,5-14,5 %, що є підвищеним значенням у порівнянні із зольністю трав'янистої рослинності Українського Полісся<sup>141</sup>. Коефіцієнт біологічного поглинання Сu високий, так як цей метал має здатність утворювати міцні комплекси з органічною речовиною (коріння і детрит збагачені Сu). Також високий коефіцієнт біологічного поглинання Мо, так як це хімічний елемент високої біофільності<sup>142</sup>.

Дерева рослинність найбільш активно з ґрунту поглинає Мо, Ni, Со (хімічні елементи сильного біологічного накопичення), менш інтенсивно Сu, Sn, найменш інтенсивно – V і Cr. Найбільший коефіцієнт біогеохімічної активності із досліджених видів дерев мають акація біла і каштан їстівний, найменший – ялина європейська.

Вміст Сu у рослинах на не забруднених територіях коливається від 1 до  $n \times 10$  мг/кг сухої маси, а в золі – від 5 до 1500 мг/кг<sup>143</sup>.

Зада рослинах Pb присутній постійно, але вміст його зазвичай незначний. Коефіцієнт біогенності Pb доволі низький. Нормальною вважається концентрація 5-10 мг/кг (суха маса), надлишковою – токсичною 30–300 мг/кг. Природний рівень вмісту Pb у травах суходолу 0,1-10 мг/кг. З авторських даних слідує, що середній валовий вміст Pb у золі трав'янистої рослинності СЗЗ підприємств чорної металургії 27-61 мг/кг, максимальне значення – 300 мг/кг. У золі деревної рослинності значення Pb становлять 10-40 мг/кг.

Вміст Zn в рослинах при фоновому його вмісті у ґрунтах доволі непостійний – від 1,2 мг/кг (суха маса) до 73 мг/кг (Kabata-Pendias, Pendias, 2001). Природний рівень вмісту Zn у травах суходолу 12-47 мг/кг. За авторськими даними середні значення вмісту Zn у золі трав'янистої

рослинності СЗЗ підприємств чорної металургії 156–190 мг/кг, максимальне значення – 450 мг/кг. У золі деревної рослинності вміст Zn становить – 80–600 мг/кг.

Аналіз рослинного матеріалу дає менш чітку картину просторового розподілу забруднення в силу здатності біологічних систем до вибіркості і перерозподілу ВМ.

У результаті проведеного дослідження встановлено, що коефіцієнт біологічного поглинання – відносно постійна величина, хоча на техногеннозабруднених ділянках вміст ВМ у золі рослин у 2–3 рази вищий у порівнянні з фоновими значеннями.

Грунтово-хімічні умови забрудненої радіонуклідами території відіграють головну роль у накопиченні радіонуклідів рослинами. Цей висновок зроблено на основі спостережень за накопиченням  $^{137}\text{Cs}$  рослинами з ґрунту упродовж усього післяаварійного періоду. За цей час у розподілі радіоактивних часток у ґрунті та рослинності відбулися суттєві зміни, виявлена закономірність – питома активність радіонукліду знижується вглибину по ґрунтовому профілю<sup>144 145</sup>.

На рівень забруднення надземної фітомаси рослин  $^{137}\text{Cs}$  впливають видова специфічність рослин, погодні умови вегетаційного періоду, фаза онтогенезу, фізіологобіохімічний стан рослинного організму та інші<sup>146</sup>.

Існують різні думки щодо розподілу радіонуклідів у рослинах. На думку одних вчених,  $^{137}\text{Cs}$  переважно накопичується вегетативними органами рослин у меншій мірі – генеративними. Інші вчені вважають, що найбільша кількість радіонуклідів збирається в кореневій системі, а надземна містить меншу кількість радіонуклідів. Деякі вчені розглядають рівень забруднення радіонуклідами в залежності від способу розмноження<sup>147</sup>.

## **1.6. Принципові шляхи зниження вмісту важких металів в агроекотопах**

Антропогенне навантаження на довкілля протягом останніх років обумовило значне техногенне забруднення компонентів навколишнього середовища (ґрунти, рослинність, поверхневі і підземні води, атмосферне повітря тощо).

Найбільшу небезпеку для навколишнього середовища становить забруднення ґрунтів ВМ, що потрапляють переважно від внесення мінеральних добрив та пестицидів.

Забруднення ґрунтів різними полютантами призводить до їх деградації, що діагностується перш за все спадом їх родючості. Деградація ґрунтів призводить до зниження рівня безпеки життєдіяльності людини, ґрунтово-екологічного дискомфорту, втрати придатності ґрунтів для екологічно орієнтованого сільськогосподарського виробництва.

Основними ознаками деградації є такі<sup>148</sup>:

- під дією кислих поллютантів і внаслідок взаємодії катіонів ВМ з поглинальним комплексом ґрунтів спостерігається підкислення ґрунтового розчину у темно-сірих ґрунтах до рН 4,5; чорноземах опідзолених – до 4,6; чорноземах південних – до 5,3.

- забруднення ґрунтів ВМ значно посилює вилуговування лужних і лужноземельних металів (Са, Mg, К та ін.) і гумусових речовин.

- внаслідок декальцинації верхніх шарів ґрунтів при забрудненні ВМ знижується агрегативна стійкість колоїдного комплексу, що за сприятливих умов зволоження призводить до втрати тонкодисперсного матеріалу.

- при техногенному забрудненні погіршується мікробіологічна і ферментативна активність ґрунтів.

В умовах збільшення антропогенного навантаження від забруднення довкілля ВМ досить актуальним є пошук шляхів їх детоксикації для відновлення екологічних функцій ґрунтів <sup>149</sup>.

При дослідженні впливу ВМ на ґрунти та інші компоненти довкілля виділяють три основні напрямки дослідних проблематик <sup>150</sup>:

1) екологічний – дослідження впливів техногенних хімічних факторів на навколишнє середовище, шляхів міграції поллютантів по трофічних ланцюгах, природоохоронного значення меліорантів;

2) санітарний – зменшення вмісту ВМ у компонентах навколишнього природного середовища до гранично допустимих (безпечних) рівнів, впровадження спеціальних заходів (технологічних, методичних та ін.);

3) гігієнічний – розробка допустимих концентрацій поллютантів, вимог і рекомендацій у поєднанні з моніторингом стану та якості навколишнього середовища.

Існують два напрями боротьби із забрудненням ВМ ґрунтів: перший із них – запобігання надходження токсикантів у ґрунтову екосистему; другий шлях – боротьба з уже існуючим забрудненням <sup>151</sup>.

Запобігання надходження іонів ВМ у ґрунти – скорочення небезпечних викидів: перехід на новітні технології вирощування сільськогосподарських культур, обмеження використання органічних і мінеральних добрив, пестицидів та хімічних меліорантів тощо.

Боротьба з уже існуючим забрудненням. Всі методи детоксикації (видалення) ВМ у ґрунтах поділяються на фізичні, хімічні та біологічні (наприклад, фіторемедіація). Використання фізичної детоксикації (видалення і захоронення забрудненого шару, промивання ґрунту, електроремедіація) є досить обмеженим. Поширенішими є методи хімічної детоксикації, яку здійснюють шляхом взаємодії катіонів ВМ з хімічними компонентами ґрунту за реакціями гідролізу, окиснення–відновлення, хімічної сорбції та ін.

Фіторемедіація складається з двох принципово різних стратегій: фітоекстракції – вирощуванні рослин–гіперакумуляторів, здатних вилучати ВМ у значних кількостях, та, навпаки, фітостабілізації – толерантних рослин до рівня забруднення ґрунту до 1,5 ГДК.

Загальноприйняті методи детоксикації техногенно-забруднених ґрунтів іноді зумовлюють цілий ряд проблем: призводять до виникнення



несприятливих побічних ефектів (формування фронту рН при електрохімічній ремедіації, порушують мінеральний режим живлення рослин при застосуванні цеолітів), або спричинюють вторинне забруднення навколишнього середовища (промивання забрудненого шару ґрунту може призвести до надходження ВМ у ґрунтові води). Більшість методів фізичної та хімічної детоксикації складно застосовувати для очищення територій, де родючість має велике значення .

Серед заходів детоксикації ґрунтів, забруднених ВМ слід відзначати такі як вапнування, внесення органічних добрив, використання природних і штучних сорбентів, глинування, застосування мінеральних добрив, біоремідіація, фітомеліорація, промивання, видалення забруднюючого шару<sup>152</sup>.

– вапнування (внесення вапна); є мало ефективним і недоцільним на слабкокислих і нейтральних ґрунтах важкого гранулометричного складу;

– внесення органічних добрив (гній великої рогатої худоби, осад стічних вод, пташиний послід, компост з побутового сміття, свинячий гній, житня солома).

Найменш стійкими до забруднення є малогумусні низькородючі ґрунти зі слабкою буферною здатністю. Внесення органічних добрив, сприяючи поліпшенню ґрунтової родючості (підвищується біологічна активність, збільшується запас поживних елементів, ємність катіонного обміну, поліпшуються водно-фізичні властивості ґрунтів), призводять зазвичай до підвищення стійкості ґрунтів до антропогенного впливу. Компоненти органічних добрив при цьому, утворюючи з іонами ВМ органо-мінеральні сполуки різної природи, знижують їх рухливість

Однак ефект від застосування різних видів органічних добрив неоднозначний. Значний вплив на рухливість ВМ надає ступінь розкладання органічних добрив. Так, відразу після внесення у ґрунт не розкладеної соломи відбувається підвищення рухливості ВМ за рахунок утворення низькомолекулярних розчинних органо-мінеральних комплексів. Потім, у міру розкладання органічної речовини, починає проявлятися іммобілізуючий ефект<sup>153</sup>.

Застосування оптимальних доз органічних добрив покращує гумусовий стан ґрунту, а гумус відіграє важливу роль у зв'язуванні токсичних ВМ, можна однозначно рекомендувати цей захід. Однак позитивний результат при цьому, швидше за все, виявиться лише через деякий час, тому внесення органічних добрив необхідно застосовувати у комплексі з іншими заходами (вапнування, фосфоритування, внесення сорбентів та ін.) З ряду органічних добрив найкраще застосовувати торф і торфогнойові компости з високим ступенем розкладання. Звичайно, солома і слаборозкладений гній через деякий час також дадуть позитивний ефект, але для його прискорення їх краще піддати компостуванню, що сприятливо і з агрохімічної точки зору – використання природних (цеоліти – кліноптилоліт тощо) і штучних (комплексоутворювачі, іонообмінні смоли, активоване вугілля, відходи деяких виробництв і т. д.) сорбентів.

Одним з перспективних природних сорбентів вважаються цеоліти.

Дані мінерали діють за принципом молекулярних сит, розділяючи суміші речовин залежно від розмірів атомів і молекул. Структурні особливості цеолітів визначають участь в іонообмінному процесі тільки катіонів, в основному, катіонів ВМ. Найбільшою ємністю володіє Na-форма цеоліту.

При випробуванні цеоліту у польових умовах навіть максимальна доза 40 т/га не дозволила отримати гігієнічно чисту продукцію. Збільшення ЕКО ґрунту від 40 тон/га цеоліту склало не більше 1-3 % <sup>154</sup>.

Для отримання необхідного ефекту норма даного сорбенту не повинна бути нижче 40–50 тон/га на низькородючих ґрунтах, а на родючих, що мають важкий гранулометричний склад і відносно високий вміст гумусу, норма має бути ще вищою. Найчастіше застосування цеолітів виявляється економічно недоцільним і можливе лише у випадку, коли вони є місцевою сировиною.

Крім природних сорбентів, робляться спроби створення штучних сорбентів, що володіють високою ємністю, селективністю і низькою вартістю виробництва і застосування. В якості штучних сорбентів випробовуються комплексоутворювачі, іонообмінні смоли, активоване вугілля, відходи деяких виробництв тощо.

Актуальним напрямком еколого-геохімічних досліджень є розробка реабілітаційних заходів з використанням композиційних сорбентів-меліорантів. Меліорантами називають речовини, що використовуються для покращення фізико-хімічних властивостей ґрунтів. Вони впливають на хід реакції, склад і співвідношення основ, форм міграції ВМ у ґрунтових розчинах і поглинаючому комплексі. Характер хімічної меліорації визначається вмістом у ґрунті макро- і мікроелементів, потребою рослин у мінеральних солях, кислотністю, засоленістю та мікробіологічною діяльністю.

Меліоранти слід розглядати як антидоти у системі «ґрунт–рослина», застосування яких сприяє запобіганню, зниженню або ліквідації токсичних процесів, спричинених забрудненням.

Виділяють чотири види хімічної меліорації: солерегулююча – внесення у ґрунти мінеральних добрив, гіпсування ґрунтів; кислоторегулююча – вапнування ґрунту; ґрунтоукріплююча – поліпшення структури ґрунтів; санітарно-дезінфекційна – обробка поля пестицидами. Як хімічні меліоранти використовують такі хімічні речовини: карбонат кальцію, оксид кальцію, хлорид амонію, гідроксид амонію, а також різні мінеральні добрива – сечовину, амонійну селітру, а також багато інших калійно-фосфатних добрив.

Особливо цінними меліорантами для покращення фізико-хімічних властивостей і водного режиму як піщаних так і глинистих ґрунтів є цеоліти, доломіти, мергелі, глауконітвміщуючі породи, сапропелі, торфи, монтморилоніти, глауконіти <sup>155</sup>.

Застосування мінеральних добрив може впливати на рухливість ВМ, при цьому добрива можуть відігравати як позитивне, так і негативне

значення.

Внесення мінеральних добрив сприяє зниженню концентрації ВМ у рослинах за рахунок прояву ефекту «біологічного розбавлення». Крім того, мінеральні добрива сприяють відтворенню органічної речовини ґрунту, збільшенню її біологічної активності, зростанню мікробної біомаси сприяє поліпшенню агро екологічного стану ґрунтів.

За умови відновлення життєздатності й видової розмаїтості природного мікробіоценозу ґрунту біологічні методи є ефективними, проте сам процес очищення забрудненого ґрунту досить повільний і тривалий. Велику роль у зменшенні вмісту важких металів у ґрунті відіграє біоремедіація. Це процес, у якому використовують рослини та їх ферменти, мікроорганізми, гриби. Даний захід спрямований на очищення довкілля від поллютантів, повернення його в природний стан<sup>156</sup>.

Біоремедіацію ґрунтів можна здійснювати з внесенням у забруднений ґрунт біоелементів (N, P), води, кисню, що сприяє збільшенню активності ґрунтових мікроорганізмів, а також біоаугментацією. Пов'язане з внесенням у ґрунт селекціонованих чи генетично модифікованих високоактивних штамів-деструкторів. Важливе місце у зменшенні вмісту поллютантів в ґрунті відіграє фітомеліорація. Це здатність спеціально підібраних рослин концентрувати у своїй біомасі токсичні хімічні елементи і наступному їх видаленні<sup>157 158</sup>.

При відновленні забруднених ґрунтів методом фітомеліорації виділяють чотири етапи:

1) перший етап пов'язаний з оцінкою ступеню забруднення території і виявлення пріоритетного забруднювача;

2) другий етап пов'язаний з підбором культур, здатних до екстракції хімічних речовин, що забруднюють ґрунт.

За ступенем акумуляції ВМ у біомасі запропоновано обирати рослини, що нагромаджують більше 1 % вмісту металів або в 100 разів більше, ніж зазвичай виявляють у рослинах.

В якості гіперакумуляторів пропонуються до використання гірчиця сарептська і біла, пирій повзучий, верба прутувидна, ярутка синювата, ріпак, гречка. У разі забруднення ґрунтів Pb слід використовувати бобові культури: вику, люцерну, горох, чорні боби тощо.

3) розробка системи культивування рослин – фітоекстракторів, при цьому основна увага приділяється пошуку речовин, що підсилюють рухливість елементів, що вилучаються. Технологія вважається ефективною, якщо на відновлення забрудненої території витрачається не більше 5-10 років.

4) прибирання та утилізація отриманої біомаси, в основному в якості біопалива або для повернення частини матеріалів або енергії для повторного використання у тому ж технологічному процесі.

В цілому фітомеліорація може вважатися досить перспективним методом очищення забруднених ВМ сільськогосподарських ґрунтів.

## РОЗДІЛ 2. ІННОВАЦІЙНІ ПІДХОДИ ДО ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ҐРУНТІВ (ЗЕМЕЛЬ)

### 2.1. Біоіндикація та біотестування у приміненні до технологій фіторемедіації ґрунтів

Спостереження і контроль за станом ґрунтів проводиться, як правило, лише за допомогою фізико-хімічних аналізів, які визначають вміст окремих забруднювачів. Однак ці аналізи не дають змогу оцінити вплив забруднювачів на живі організми, в тому числі людину. Сьогодні альтернативними при дослідженні стану ґрунтів прилеглих до територій кар'єрів є біологічні методи, зокрема біоіндикація. Біоіндикація дає змогу визначити сумісну біологічну активність впливу фізико-хімічних факторів на природне середовище<sup>159</sup>.

Основний принцип біоіндикації – це пошук індикатора відповідного фактора чи системи яку індукують. Наявність певних зв'язків між подіями, логічність тверджень і достовірність фактів ще не означають можливість і доцільність використання цих даних для індикації. Кожен біоіндикатор має критичний рівень інформації, поза межами якого він не лише не працює, а може суттєво заплутати інформацію і навіть спотворити її<sup>160</sup>. Тому, для достовірності результатів дослідження, важливим є етап вибору тест-культури і параметрів зміни її життєдіяльності.

Питанням оцінки забруднення ґрунтів за допомогою методів біоіндикації займалось багато провідних вчених, серед них Горова А.І.<sup>161 162 163</sup>, Губачов О.І.<sup>164</sup>, Маячкіна Н.В.<sup>165 166 167 168 169</sup>, Чугунова М.В.<sup>170 171 172</sup>, Бешлей З.М., Бешлей С.В., Баранов В.І., Терек О.І.<sup>173</sup>, Миленька М.М.<sup>174 175 176</sup> та інші.

На думку ряду дослідників<sup>177 178</sup> важливою характеристикою будьякого біоіндикатора є його достовірність. Існує багато рекомендацій щодо використання того чи іншого виду рослин для біоіндикації ґрунтів, проте єдиних загальноприйнятих способів оцінки достовірності не розроблено. Тому здійснюючи біоіндикацію, слід враховувати **шість основних принципів вибору тест-культури**.

1. Простота. Індикатори повинні бути доволі прості й представлені у зрозумілий спосіб, інакше біоіндикація втрачає сенс.

2. Наукова ймовірність. Дані, отримані під час використання індикаторів, мають бути доступними для детального розгляду і забезпечувати можливість подальшої інтеграції та екстраполяції. Результати повинні бути можливими для їх наукового доведення.

3. Технічна досяжність. Індикатор має бути отриманий на основі показників, ознак, які б відповідали вимогам моніторингу, адже вимоги часу і вартості не дають можливості накопичувати необмежену базу даних.

4. Попереджувальна здатність. Індикатор має забезпечити картину не лише наявних умов в екосистемі і тенденції зміни таких умов, а й вказати на можливість деградації до того, як виникне загроза.

5. Просторове висвітлення. Інтерпретаційні обмеження індикаторів мають бути зрозумілими. Індикатори, які виконують функцію забезпечення інформацією на глобальному рівні, не можна безпосередньо використовувати на регіональному чи локальному рівні.

6. Гнучкість. Це торкається таких аспектів, як можливе розширення меж дії індикатора, інтерпретації часових змін, оцінки інших опосередкованих факторів, отримання певної додаткової інформації тощо.

Наголошується<sup>179</sup>, що при виборі тест-організмів суттєвим є використання біотестів, найчутливіших до дії забруднюючих компонентів. Друга важлива вимога щодо тест-організму полягає в тому, що дія токсиканта на нього має обов'язково викликати зворотну реакцію організму. Окрім того, тест-організми в межах одного дослідження мають бути візуально однаковими. Це означає, що для рослин-біоіндикаторів необхідне обов'язкове колібрування насіння за масою та розмірами. Для біоіндикаторів не придатні організми, пошкоджені хворобами, шкідниками та паразитами.

Підсумовується<sup>180</sup>, що виходячи з вищенаведеного, виділено наступні критерії, які повинен задовольняти оптимальний рослинний тест-організм: бути типовим видом для природної зони, де розташовується об'єкт дослідження; бути поширеним на усій досліджуваній території, що дає можливість простежити динаміку забруднення; мати високу чисельність у досліджуваному екоотопі; мати чітко виражену кількісну і якісну реакцію на порушення характеристик місця існування від екологічної норми; мати добре вивчену біологію виду тест-організму; мати короткий період онтогенезу, щоб була можливість відстеження впливу фактора на наступні покоління. У науковій літературі наведено приклади застосування різних рослинних тест-об'єктів для фітотоксичної оцінки стану ґрунтів<sup>181</sup>.

Відмічається<sup>182 183 184 185 186</sup>, що біота і ґрунт у природних умовах пройшли тривалий шлях коеволюції. Нині їх тісний взаємозв'язок зберігається на різних ієрархічних рівнях структурно-функціональної організації цієї системи. Ґрунти, що знаходяться на клімаксовому рівні еволюції, мають стійке полікомпонентне угруповання біоти, різноманітність видів, життєві форми і фізіологічні функції яких відображають їх властивості. Однак еволюційно сформована єдність ґрунту й біорізноманіття дуже вразливі і можуть збалансовано функціонувати лише за умови збереження цілісності всіх його компонентів і природних ландшафтів загалом.

Екологічна оцінка стану ґрунтів складається з біологічного моніторингу – контролю стану навколишнього природного середовища за допомогою живих організмів, біодіагностики – виявлення причин зміни стану середовища за допомогою видів-індикаторів, яка включає в себе біоіндикацію та біотестування<sup>187 188 189 190 191 192</sup>.

Перевагою біоіндикації стану довкілля є те, що вона дає змогу визначити сумісну біологічну активність впливу фізико-хімічних факторів едафотопу на природне середовище. Інтегральна оцінка, зроблена методами біоіндикації, є досить об'єктивною, оскільки враховує і вплив невідомих забруднювачів, які неможливо визначити фізико-хімічними методами<sup>193</sup>. Основними вимогами до показників біологічної активності, які мають бути залучені для проведення біодіагностичних досліджень, є: інформативність, висока чутливість, репрезентативність, доступність у методичному виконанні, а саме дослідження повинно мати невелику похибку та характеризуватись простотою визначення<sup>194 195</sup>.

Перспективним є використання методів біотестування, які є достатньо універсальними, відносно швидкими і недорогими<sup>196 197</sup>. Вони дозволяють отримати інтегральну токсикологічну характеристику природних середовищ незалежно від складу забруднюючих речовин. Одним із провідних біологічних методів оцінки стану навколишнього природного середовища є фітоіндикація. В основі фітотестування чутливість рослин до екзогенного хімічного впливу, що виявляється у зміні ростових і морфологічних характеристик. Основними вимогами до застосовування методу фітотестування є: експресність, доступність і простота експериментів, відтворюваність і достовірність отриманих результатів, економічність.

Біологічні індикатори мають низку переваг. По-перше, це висока чутливість до дії зовнішніх чинників. По-друге, вони дозволяють простежити за негативними процесами на ранніх стадіях розвитку процесів.

Вважають<sup>198 199 200 201 202</sup>, що мікробіологічні показники ґрунту як найбільш інформативні і чутливі, повинні бути враховані при проведенні комплексного моніторингу ґрунтів. У цьому плані важливою є біоіндикація ґрунтового покриву за характером формування, функціонування та біологічної структури його біоти та мікробіоти.

Базисом для проведення біодіагностичних досліджень є **біологічна активність ґрунту** – це сумарний результат біохімічних процесів, що відбуваються одночасно, і обумовлених життєдіяльністю ґрунтової мікробіоти. Поліфункціональність мікроорганізмів дає їм змогу брати участь у протилежних біохімічних реакціях ґрунту, забезпечуючи при цьому функціонування, продуктивність і гомеостаз екосистеми<sup>203 204 205</sup>.

**Біологічна діагностика ґрунтів** дозволяє визначити характер і ступінь антропогенного впливу на ґрунтовий покрив на ранніх стадіях розвитку процесів. Під час проведення екологічних досліджень ґрунту використовують два види екологічних стандартів. Перший – це природний стандарт, який відповідає цілинним, непорушеним ґрунтам. Другий – антропогенний екологічний стандарт, який сформувався за довготривалого впливу будь-якої діяльності людини. Для агроекосистеми за такий стандарт приймають контрольні варіанти (ділянки), які зазнають тривалого систематичного антропогенного впливу<sup>206</sup>. Для виявлення і оцінювання ступеня порушення екосистеми необхідно порівняти будь-які її показники з

аналогічними не порушеної екосистеми, так званого еталону. Тому ґрунтовий еталон – це ґрунт у вихідному стані, який є своєрідною точкою відліку для всіх наступних порівнянь у процесі тривалих систематичних спостережень, у т.ч. моніторингу. Найбільш об'єктивним еталоном є цілинний, бажано абсолютно заповідний ґрунт, який не зазнає антропогенного впливу, тому порівняння такого ґрунту із орними ґрунтами, дає обґрунтовані висновки про зміни останніх у антропогенного впливу. Мікроорганізми ґрунту є чутливим індикатором середовища існування. Вони реагують на найменші зміни, що відбуваються у ґрунті за дії чинників різної природи і походження, тоді як на рівні вищих організмів (наприклад, рослини) такі зміни проявляються значно пізніше. Власне мікробіота, її таксономічна і функціональна структура, біологічна активність можуть виступати як екологічні й біохімічні індикатори дії різних антропогенних чинників та зміни ґрунтовокліматичних умов<sup>207 208 209 210</sup>

**Мікробіологічна характеристика ґрунтів** – найбільш складний розділ ґрунтової біодіагностики. Різна чутливість компонентів мікробного угруповання ґрунту до дії різних біотичних та абіотичних чинників, у т.ч. антропогенного впливу, призводить до випадання найменш стійких його ланок, порушення природної рівноваги між окремими групами мікроорганізмів. Своєю чергою, це змінює інтенсивність окремих стадій процесів кругообігу біогенних елементів, що призводить до деградації ґрунтів, їх дегуміфікації, порушення екологічних функцій та втрати ґрунтової родючості. У числі фактологічних і функціональних критеріїв стану ґрунтового мікробіоценозів традиційно використовують чисельність окремих видів мікроорганізмів, а також їх еколого-трофічних і функціональних груп<sup>211 212 213 214</sup>.

Будь-який мікробіоценоз складається з мікроорганізмів різних функціональних і таксономічних груп, які різняться вимогами до умов середовища, живлення та джерела енергії. Кількісне співвідношення між цими групами повністю залежить від умов навколишнього природного середовища (абіотичних і біотичних чинників), в яких формується мікробний ценоз<sup>215 216 217</sup>.

Екологічний стан ґрунту агроекосистеми характеризують різні показники рівня його біологічної активності, які залежать від типу та родючості саме ґрунту, а також застосованих агрозаходів<sup>218 219 220 221</sup>.

Своєю чергою мікробне угруповання кількісно і якісно змінюється при внесенні у ґрунт будь-якого субстрату, особливо органічного походження, які відрізняються за поживністю, складом речовин, інтенсивністю розкладання (деструкції) тощо, тому активізує різні за функціональністю ґрунтові мікробні популяції. Слід враховувати, що деструкція органічних речовин і асиміляція мікробним угрупованням та рослинами доступних продуктів їх розкладу підвищує продуктивність агроекосистем не лише в аспекті отримання сільськогосподарської продукції, а й в аспекті відновлення, збереження та підвищення родючості ґрунту, що є дуже актуальним

завданням сучасної агроекологічної науки. Важливими показниками стану мікробіоценозу ґрунту є співвідношення чисельності певних еколого-трофічних груп мікроорганізмів за якими розраховують коефіцієнт мінералізації-іммобілізації, оліготрофності, педотрофності, гуміфікації та ін. Вони вказують на спрямованість мікробіологічних процесів, що відбуваються у ґрунті, у сторону деградації або відновлення його родючості<sup>222 223</sup>. Видову різноманітність мікробних угруповань оцінюють за допомогою екологічних індексів – Шеннона та Сімпсона. Багато дослідників вважають, що здатність екосистеми підтримувати гомеостаз, тобто стан динамічної рівноваги, визначається складністю поліфункціональних зв'язків та видовим різноманіттям ґрунтових мікроорганізмів<sup>224 225 226</sup>.

Структура ґрунтового мікробного угруповання може змінюватися у відповідь на зміну параметрів навколишнього середовища, тому може слугувати діагностичним критерієм. Зокрема, високе або зростаюче у структурі мікробіоценозу співвідношення мікроміцети : бактерії у ґрунті запропоновано використовувати як індикатор повернення екосистеми до природного стану<sup>227 228 229</sup>.

Також використовують окремі види мікроорганізмів як тест-об'єкти. Зокрема, у більшості досліджень екологічного стану ґрунту використовують бактерії роду *Azotobacter* як індикатор сприятливих екологічних умов ґрунту та його родючості. Особливо чутливим щодо негативної дії природних та антропогенних чинників, зокрема забруднювачів, є вид *Azotobacter chroococcum*<sup>230</sup>. Мікробна біомаса є важливим, живим і лабільним компонентом органічної речовини ґрунту і його природним мікробним потенціалом, що дозволяє цей показник широко використовувати при оцінюванні як стану мікробіоценозу, так і ґрунту<sup>231</sup>.

Програмою стандартного моніторингу ґрунтів України запропоновано такі біодіагностичні показники: активність азотфіксації; нітрифікаційна, амоніфікаційна, денітрифікаційна здатність, активність пероксидази, поліфенолоксидази, дегідрогенази, інвертази, а також сумарна біологічна активність – продукування діоксида карбону<sup>232 233</sup>.

Крім того, у практиці досліджень широко використовують інтегровані показники екологічного стану ґрунту: відхилення чисельності мікроорганізмів від меж їх природної норми, вміст органічного карбону, вміст карбону та нітрогену в мікробній біомасі, частку мікробного від загального органічного карбону ґрунту, загальну біогенність; тощо<sup>234 235</sup>.

Одним з важливих показників, що визначає стан і активність мікробіоценозу ґрунту за різного впливу біотичних і абіотичних чинників є ферментативна активність. Дослідження в цій області проводилися багатьма вченими<sup>236 237 238</sup>, які встановили високу ефективність та перспективність використання цього показника для діагностики динаміки родючості ґрунту за впливу різних антропогенних і природних чинників на екосистеми. Завдяки біокаталітичним процесам, ґрунти здійснюють найважливіші біогеоценологічні функції: гумусово-енергетичні, трофічні,



санітарновідновлювальні тощо. Показано, що активність ґрунтових ферментів може виступати додатковим діагностичним показником родючості ґрунту, чутливим індикатором для оцінки рівня деградації ґрунту у природних екосистемах.

**Ферментативний потенціал ґрунтів** залежить від життєдіяльності ґрунтової біоти, складу мікробіологічних угруповань, тому будь-які зміни мікробоценозу відображаються на ферментативній активності<sup>239240</sup>.

Мікробіота ґрунту є невід'ємною складовою, яка відіграє провідну роль у багатьох біологічних процесах, що відбуваються у природних і трансформованих екосистемах. Біодіагностика ґрунтів, зокрема біоіндикація і біотестування дозволяють здійснити комплексну оцінку екологічного стану ґрунту з урахуванням його біологічних властивостей і показників функціонування мікробоценозу, які є більш динамічними і дозволяють проводити ранню діагностику будь-яких змін навколишнього природного середовища. Вагомий внесок у інтегральний показник біологічної активності вносять мікроорганізми, які виступають редуцентами органічних залишків, техногенних забруднювачів і беруть участь у виконанні однієї з найважливіших функцій ґрунту – перетворення речовини і енергії, як в природних, так і в трансформованих екосистемах. При комплексному дослідженні якості ґрунтів з метою їх подальшого раціонального використання обов'язково слід враховувати біодіагностичні показники, оскільки, вони є інформативними і дозволяють швидко оцінити різні рівні антропогенного навантаження на едафотопи наземних екосистем.

Можливості оцінки середовища за рослинності вивчаються спеціальним розділом ботаніки – індикаційною геоботанікою. Її основний метод – використання екологічних шкал, тобто спеціальних таблиць, в яких для кожного виду вказані межі його поширення по факторам зволоження, багатства ґрунту, засолення, випасу і т.і. У СРСР екологічні шкали були складені Л. Г. Раменським.

Розроблено різні методи біоіндикації – фітологічне картування ( картування числа видів і ступеня проективного покриття і порівняння з еталоном), експозиція в забрудненому середовищі рослин-біоіндикаторів, вирощених в нормальних умовах, аналіз видимих пошкоджень організмів, вміст забруднюючих речовин в організмах у разі біоаккумуляції. Зазвичай біоіндикатори використовуються при великомасштабних дослідженнях забруднень навколишнього середовища.

До перспективних, а головне, поширених індикаторів різних стадій порушення біогеосистем належить надґрунтова і ґрунтова мезо- і мікрофауна. За комплексами ґрунтових тварин можливо визначити типи ґрунтів, їх зміни під впливом людини. Для ґрунтового середовища однією з найзручніших груп безхребетних тварин є дощові черв'яки. Вони мають постійний, тісний контакт із забрудненим ґрунтом. Наприклад, пестициди впливають на черв'яків як крізь зовнішні покрови, так і зсередини, потрапляючи разом з великою кількістю ґрунту, що ковтається<sup>241</sup>.

Дані про накопичення пестицидів, важких металів і радіонуклідів у тканинах дощових черв'яків часто використовуються з метою біоіндикації.

Орієнтовна оцінка якості ґрунту може бути здійснена за допомогою так званих індикаційних рослин. Так, кропива є біоіндикатором високої концентрації у ґрунті кальцію; багато рослин – галофіти вказують на високий ступінь засолення ґрунту. В колишньому СРСР біологічна індикація ґрунтів, яка базується на відмінностях ґрунтової фауни, запропонована М. С. Гіляровим (1949) і на мікробіологічних показниках – Е. М. Машустінім (1950)<sup>242,243</sup>.

Внаслідок розвитку сільського господарства на науковій основі багато агроєкосистем значно покращились, перевтілюючись у квітучі ареали. Разом з тим сільське господарство свідомо чи мимоволі спричинилося до повного знищення понад 100 видів тварин і птахів, які щезли з планети безповоротно. Основна причина збіднення видового складу полягає у знищенні необхідного тваринам і рослинам життєвого простору: лісів, лісостепових і заболочених ділянок, а також мілких річок та озер. Наприклад, внаслідок цього у тяжкому стані опинились такі типово степові види, як бабак, дрофа, стрепет, які зникли у багатьох частинах ареалу.

Зрошення як шлях до різкого підвищення врожайності в посушливих районах, зокрема, в степовій зоні України, одночасно служить могутнім комплексним фактором, що діє не тільки на ґрунти, але і на природу в цілому. Цей комплексний антропогенний фактор включає взяття води з поверхневих або підземних джерел, влаштування зрошувальної мережі (канали, канали і ріллі, поверхневі і підземні трубопроводи), створення водосховищ, систематичне внесення на зрошувані ділянки солей, скиди у водойми надлишкових і дренажних (промивних) вод. Все це викликає різноманітні за значенням і масштабами зміни у природному комплексі зрошуваної території: обміління і повне зникнення водойм, зниження рівня ґрунтових вод біля підземного водозабору, забруднення поверхневих вод, підвищення вологості ґрунту і навіть заболочування, надмірне накопичення солей у ґрунті, іригаційну ерозію ґрунту, підвищення вологості атмосфери тощо<sup>244</sup>.

Багато тварин степу реагують на антропогенні зміни ландшафту тим, що мігрують з зони, яка освоюється людиною. З іншого боку, значна кількість видів змогла утриматись у нових сільськогосподарських біотопах, розширила за їхній рахунок свій попередній ареал або змогла розмножитись тут у масовій кількості. Те ж саме стосується і рослин: посухостійкі зникають, а вологолюбиві з'являються. Таким чином, поведінка тварин, зміна видового складу біоценозів і кількості організмів у них можуть служити біоіндикаторами ступеня змін у зовнішньому середовищі, що відбуваються під впливом сільськогосподарської діяльності людини<sup>245</sup>.

Прийнята у 1970-х роках. Європейська ґрунтова хартія<sup>246</sup> визначила, що будь-яка біологічна, фізична або хімічна деградація ґрунту визнається

першочерговою небезпекою, і відповідні заходи для захисту ґрунтів повинні бути проведені негайно.

Якщо не зупиняться на рідкісних специфічних забруднювачах, то наймасовішими забруднювачами ґрунтів, особливо міських, є вуглеводні, важкі метали, поліциклічні ароматичні вуглеводні, хлорорганічні сполуки (розчинники, пестициди). Присутність цих токсикантів у ґрунті погіршує екологічну обстановку, наприклад, відбувається пригнічення газонної, паркової рослинності, пригнічується ризосферна біота, ґрунтові токсиканти впливають на здоров'я населення, особливо у великих містах. Велику небезпеку забруднені ґрунти несуть тваринному світу.

Важкі метали накопичуються в ґрунті, де вони зв'язуються з її мінеральними компонентами і можуть переходити в ґрунтовий розчин при закисленні ґрунту і далі споживаються рослинами і ґрунтовими організмами, впливаючи на їх розвиток, а також вимиватися в ґрунтові води. Ґрунтові токсиканти потрапляють і в сільськогосподарську продукцію, забруднюють харчові ланцюжки і, що дуже важливо, погіршують якість питної води.

За оцінками Агентства захисту навколишнього середовища США (EPA USA), обсяг забрудненого ґрунту перевищує 1 млрд кубічних метрів. Тільки в ЄС є понад півтора мільйона забруднених ділянок, на очищення яких необхідно понад 85 млрд євро<sup>247</sup>. Потреба відновлення забруднених територій практично потроюється кожні десять років. У Євросоюзі в 2000 р. витрати на очищення ґрунтів склали приблизно 9 млрд. євро, при оцінці ринку в 85 млрд. євро<sup>248</sup>.

Величезна кількість хімічних речовин, що використовуються в сільському господарстві у вигляді пестицидів, гербіцидів і добрив, а також промислові викиди підприємств призвели до значного забруднення навколишнього середовища. Враховуючи, що щорічно в світі розробляються і потім виробляються десятки нових речовин, не властивих живій природі, абсолютно неможливо передбачити їх токсичний вплив на навколишній світ і людину на основі одних лише їх хімічних чи фізичних властивостей. Тому особливо гостро постають питання комплексного вивчення екології навколишнього середовища.

Наявність, розробка та вдосконалення технологій очищення ґрунтів визначається їх зростаючою затребуваністю як практичних інструментів вирішення конкретних екологічних та гігієнічних завдань. Слід зазначити, що вимагають очищення території відрізняються один від одного за якістю і кількістю забруднень, ґрунтовим і кліматичним умовам і, головне, цілям і завданням очищення, тобто планованого використання очищеної території.

Для ремедіації ґрунтів успішно застосовують технології, які впливають на сам забруднювач, при цьому відбувається деструкція або окислення токсичних речовин або їх трансформація в менш токсичні сполуки.

Методи ремедіації, засновані на обробці ток-сикантів, класифікуються як фізичні, у тому числі термічні методи, хімічні, у тому числі затвердіння та стабілізація, та біологічні методи – біоремедіація<sup>249</sup>.

**Біоремедіація** – це комплекс методів очищення ґрунтів і вод, заснований на використанні біохімічного потенціалу мікроорганізмів (бактерій, грибів), водоростей, вищих рослин. Найважливіша перевага цих технологій полягає в їх безпеці для навколишнього середовища: вони засновані на процесах самоочищення живої природи, і, як правило, відсутні вторинні відходи, що утворюються при інших методах ремедіації. Біоремедіація – лікування життям (*bios* – життя, *remediatio* – лікування), очищення, відновлення за допомогою живих організмів.

Успішний розвиток біоремедіаційних технологій для відновлення забруднених ґрунтів почався в 1970-і рр., насамперед, у зв'язку з очищенням земель, що залишаються після нафтовидобутку, аварій при транспортуванні та переробці нафти та застосування нафтопродуктів.

У цих біотехнологіях використовують як стимулювання місцевої ґрунтової мікрофлори, що володіє здатністю до окислення нафтових вуглеводнів, так і внесення в місця забруднення біопрепаратів-нафтодеструкторів (аугментація)<sup>250 251</sup>. Розробляються нові мікробні препарати-деструктори, специфічні до певних видів вуглеводневих субстратів (мазути, креозоти, бітуми, поліароматичні сполуки), і нові технологічні рішення, що дозволяють повністю ліквідувати наслідки аварійних і систематичних вуглеводневих ґрунтів відновити природне, довкілля.

Перевага біоремедіаційних технологій пов'язане з найширшими можливостями живих систем, особливо мікроорганізмів, метаболізувати тією чи іншою мірою велику кількість різних органічних речовин (табл. 2.1)

Крім того, дуже важливо, що застосування біоремедіаційних технологій передбачає м'який вплив на очищуване середовище, що не призводить до істотних змін основних ґрунтових показників. Важливим моментом є менша вартість біоремедіації.

Таблиця 2.1  
Біодеструкція органічних токсикантів<sup>252 253</sup>

Технологія біоремедіації	Органічні токсиканти
Биокомпостування	НВ, ЛОС, НОС, ПАВ, пестициди, ПХБ
Биовентилювання	НОС, ЛОС
Обробка забрудненого ґрунту на території (ландфармінг)	НВ, НОС, ЛОС, пестициди, ПХБ
Фітовідновлення територій	НОС, ЛОС, важкі метали

Примітка: НВ – нафтові вуглеводні; ЛОС – леткі органічні сполуки; НОС – напівлеткі органічні сполуки; ПАВ – поліароматичні вуглеводні; ПХБ – поліхлоровані біфеніли.

До недоліків біологічних процесів очищення та відновлення ґрунтів відносяться низька швидкість біодеградації токсиканту і необхідність проведення попереднього обстеження забрудненої ділянки для уточнення технологічних режимів біотехнологічних робіт.

За прийнятою міжнародною класифікацією біоремедіаційні технології діляться на три групи<sup>254</sup>.

**Біоремедіація ex situ:** Вилучення забрудненого ґрунту, переміщення його на майданчики знешкодження, агротехнічні роботи; відмивання видобутого ґрунту від забруднення (в основному від нафти), повернення на колишнє місце та проведення меліорації; Екскавація ґрунту і проведення рідкофазної або твердофазної ферментації в біореакторах з додаванням біогенних елементів в аеробних або анаеробних умовах (кілька днів або місяців, зниження концентрації ксенобіотика на 90-99%).

**Біоремедіація on site:** Забруднений ґрунт залишається на місці; Проводяться меліорація, біостимулювання, фіторемедіація (1-2 роки, зниження концентрації токсиканту на 60-90%); Забруднений ґрунт залишається на місці, тільки при необхідності механічно знімається верхній, сильно забруднений шар ґрунту, далі проводяться обробка біопрепаратами-деструкторами і весь комплекс агротехнічних робіт (2-4 роки або більше, зниження концентрації ксенобіотика до 90%).

**Біоремедіація in situ** (забруднення знаходиться під поверхнею ґрунту): Біовентилювання – закачування повітря, тривалість – від кількох днів до місяця, зниження концентрації ксенобіотика на 90-99%; Біобарботування – закачування поживних розчинів, тривалість – від декількох днів до місяця, зниження концентрації ксенобіотика на 90-99%;

Біодеструкція при відкачуванні рідкої фази забруднювача під вакуумом (тривалість – від кількох днів до місяця і року).

**Технологія біостимуляції in vitro.** Особливістю даної технології є те, що біостимуляція мікрофлори забрудненого ґрунту проводиться насамперед в умовах лабораторії, або на промисловому рівні в біореакторах чи ферментерах. При проведенні біостимуляції в біореакторі відбувається зростання тих мікроорганізмів, які здатні з найбільшою ефективністю розкласти нафту та нафтопродукти. Після проведення біостимуляції отриману мікробіоту вносять у забруднений ґрунт.

**Технологія біоагулентації.** Ця технологія включає внесення мікроорганізмів, здатних утилізувати різні групи поллютантів. Особливістю цієї технології є те, що мікроорганізми, що вносяться, є чужорідними для забрудненого ґрунту. Критерієм вибору мікроорганізмів є ефективність окиснення цього забруднювача. Розмноження обраної культури мікроорганізмів відбувається в умовах, максимально близьких до умов ґрунту у ферментерах. На даний момент найбільш ефективною технологією ремедіації ґрунту є стимуляція та активація аборигенних мікроорганізмів ґрунту<sup>255</sup>.

Під стимуляцією ґрунтової мікробіоти розуміють створення оптимальних умов середовища, за яких відбувається прискорення активності мікроорганізмів нафтодеструкторів. Внесення органічних та мінеральних добрив є одним із способів прискорення деградації вуглеводнів у ґрунті. Внесення розчинних мінеральних сполук азоту та фосфору є найефективнішими методами активації ґрунтової мікробіоти, оскільки вони відіграють важливу роль у життєдіяльності клітин. Для активації мікроорганізмів здатних до окислення нафтопродуктів у ґрунт, забруднений нафтою, вносять біостимулятори. До біостимуляторів можна віднести біогумус, перегній, гній тощо<sup>256</sup>. Застосування торфу як сорбенту сприятливо б'є по рекультивації нафтезабруднених ґрунтів. Це зумовлено тим, що торф має високі сорбційні властивості по відношенню до нафти та нафтопродуктів. Крім того, як натуральні сорбенти широко використовуються тирса, солома, лушпиння вівса і пшениці; із синтетичних сорбентів виділяють лавсан, пінопласт, каучукову крихту, відходи ватного виробництва та ін. Останнім часом йде активне вивчення впливу цеолітів на ефективність деградації нафти у ґрунті. Цеоліти, маючи велику площу активної поверхні та пористу структуру, абсорбують нафтопродукти та сприяють злиттю клітин нафтоокислюючих мікроорганізмів. За умов наявності в ґрунті мікроелементів, фосфору та азоту в достатній кількості цеоліти сприяють активному розкладанню нафти та нафтопродуктів<sup>257</sup>.

**Біоремедіація on site.** За цими технологіями, біоремедіація проводиться прямо на місці забруднення, що дозволяє обробляти ґрунт без його вилучення та транспортування і тим самим істотно знизити витрати на очищення. Суть таких методів полягає або в активізації природної мікрофлори, що розкладає токсикант у місці забруднення, або у внесенні біопрепаратів-деструкторів, специфічних саме до цільового забруднювача.

Слід зазначити певний недолік таких технологічних рішень, пов'язаний з низькою швидкістю масопереносу в такому гетерогенному середовищі, як ґрунт. Очищення зазвичай відбувається протягом тижнів і місяців, що може призводити до зміни термінів подальшого використання території, що очищається. Тому насамперед проводяться роботи з вивчення складу ґрунту, складу забруднення, рівня та напряму струму (складу) ґрунтових вод, і далі, вже на основі отриманих даних, уточнюється технологічний регламент проведення біоремедіації. Основна увага при використанні біоремедіаційних технологій приділяється забезпеченню процесу киснем для мікробіологічного окислення токсиканту.

Неможлива біоремедіація забруднених ґрунтів і ґрунтів у присутності елементів живлення, необхідних для зростання та розмноження клітин. Як правило, процеси деструкції здійснюються в певному діапазоні величин рН. Наприклад, при окисленні вуглеводнів утворюються проміжні продукти метаболізму - органічні кислоти, що зсувають величини рН ґрунту в кислу сторону. Тому застосовуються розкислювачі ґрунту та стабілізатори рН ґрунтового розчину.

При зниженні температури відбувається уповільнення процесів, що забезпечуються активністю мікроорганізмів, що є визначальним для північних регіонів, хоча мікроорганізми-деструктори, як правило, залишаються життєздатними і при температурі нижче точки замерзання води і відновлюють активність при підвищенні температури навколишнього середовища.

Слід зазначити важливість присутності води в ґрунті при проведенні біоремедіації, так як тільки вона є тим транспортним середовищем, через яку і забруднювач, і елементи живлення надходять у клітину, а також виводять продукти метаболізму.

Як правило, завершальним етапом очищення та відновлення ґрунтів забруднених територій є фіторемедіація – посів стійких до нафтового забруднення трав.

**Біоремедіація ex situ.** До таких способів біоремедіації відносяться технології лендфармінгу, біокомпостування в буртах на майданчиках і обробка забрудненого ґрунту в біореакторах.

**Лендфармінг** – це очищення витягнутого забрудненого ґрунту, розподіленого на поверхні землі шаром 0,3-0,5 м, за рахунок біостимулювання аборигенної мікрофлори агротехнічними прийомами, такими як розпушування та внесення мінеральних добрив, для забезпечення збалансованого харчування мікрофлори, а також полив та обробка біопрепаратами-деструкторами одночасно з поливом та внесенням добривом на тлі заходів, що проводяться.

Ця досить проста і недорога технологія дозволяє очистити ґрунт за час від 2-3 місяців до декількох років, але вимагає значних площ. Використовується для очищення ґрунту з невисоким рівнем забруднення речовинами, деструкція яких відбувається повільно, такими як поліароматичні вуглеводні, хлоровані розчинники (перхлоретилен, трихлоретилен, дихлоретилен), діоксини.

Успіх біокомпостування в буртах на майданчиках знешкодження сильнозабруднених ґрунтів і ґрунтів (20%-е забруднення) залежить від застосовуваних агротехнічних рішень і ефективності біопрепаратів-деструкторів токсиканту.

Складування забруднених ґрунтів і ґрунтів у бурти дозволяє здійснити процес біоремедіації у більш контрольованих умовах, ніж при лендфармінгу. Якщо біокомпостування проводиться в буртах з примусовою аерацією, то висота бурта досягає кількох метрів, всередині розміщується система перфорованих труб, через які насом прокачується повітря. Якщо аерація здійснюється природним чином, то організується бурт не більше 0,5 м висоти і з регулярним перемішуванням компосту. Для проведення біоокислення токсикантів бурти періодично зволожують і вносять елементи живлення. Дуже часто, особливо при високому рівні забруднення, ґрунти змішують з об'ємним розріджувачем (сидерати, торф, тирса, листяний опад). Як правило, біокомпостування ґрунтів, ґрунтів, відходів з

вуглеводневим забрудненням проводиться від декількох місяців до 1-2 вегетативних сезон, при ретельному дотриманні регламентних робіт на майданчику.

Обробка забрудненого ґрунту в біореакторах найбільш ефективна і дає можливість досягти високого ступеня очищення в мінімальні терміни, але економічно цей спосіб найдорожчий.

**Біоремедіація *in situ*.** Проблеми деконтамінації забруднень територій на глибину, особливо під об'єктами міської забудови, виникають у великих містах, коли йде перепрофілювання територій промислових підприємств, що знаходяться в межах міста, розвиток і розширення міської забудови. Від ефективної ліквідації таких забруднень залежать містобудівні рішення.

Новими та успішними в Європі та США є методи біовентилювання, біобарботування та відкачування рідкої фази під вакуумом для видалення адсорбованих летких та напівлетючих токсикантів та забруднювачів у рідкому стані. Для інтенсивного протікання мікробіологічних процесів проводять нагнітання повітря через інжекційні свердловини. Рух повітря стимулює життєдіяльність ґрунтових мікроорганізмів та міграцію забруднювачів у зону дерну та кореневої ризосфери. Відпрацьоване повітря додатково очищається в установках каталітичного допалювання, фільтрах, біофільтрах. При реалізації цих методів, крім насичення повітрям, застосовують біопрепарати і біогенні елементи і добавки (зазвичай біологічно сумісні поверхнево-активні агенти) що сприяють десорбції адсорбованих на частинах ґрунту забруднюючих речовин і збільшенню їх біодоступності аборигенної або інтродукованої мікрофлори.

Біоремедіація тісно пов'язана з біоіндикацією та біотестуванням. Традиційно для еколого-токсикологічної оцінки територій застосовують хіміко-аналітичні методи. Вони дають як би "моментальний знімок" картини забрудненості певних об'єктів (вода, ґрунт, донні відкладення і т.д.) конкретними токсикантами. Проте вони не можуть відобразити стан екосистеми в цілому, оцінити весь спектр забруднювачів і їх взаємодію один з одним (ефект «коктейля»). Один забрудник може як підсилювати дію іншого, так і послаблювати її, можливий варіант, коли він деяким чином модифікує її. Таким чином, визначити можливі наслідки їх впливу, використовуючи одні лише традиційні засоби, без використання в якості досліджуваних об'єктів живих організмів практично не можливо. Крім того, великими недоліками цих методів є їх висока трудомісткість, необхідність придбання високоточного, дорогого аналітичного устаткування. При цьому виявлення одного лише спектру забруднювачів компонентів навколишнього середовища часто не дозволяє судити про їх токсичності для теплокровних тварин і людини. Для багатьох хімічних речовин не розроблені гігієнічні нормативи (гранично-допустимі концентрації, порогові дози і т.п.), за якими можна оцінити ступінь впливу на людину. Для інтегральної оцінки впливу забруднювачів на агроценози більш зручні біологічні методи з використанням спеціально обраних тварин або рослин – біоіндикаторів.



У порівнянні з іншими методами очищення навколишнього середовища від забруднення, біоремедіація *in situ* набагато дешевша. За експертними оцінками, середня вартість способів біоремедіації становить менше 20% вартості хімічних методів. При розсіяному забрудненні альтернативи біоремедіації просто немає<sup>258</sup>. На відміну від промислової біотехнології, де є можливість витримувати всі параметри технологічного процесу, біоремедіація, як правило, здійснюється у відкритій системі, тобто у навколишньому середовищі. Різновидність поллютантів, включаючи токсини біологічного походження, що потрапляють у навколишнє середовище, диктує і різноманітність методів біоремедіації та застосування широкого кола організмів-біоремедіаторів.

Зрештою ***швидкість і якість біоремедіаційних процесів визначаються*** трьома можливостями організмів або біосистем:

1) здатністю до руйнування поллютантів до сполук менш токсичних або не токсичних зовсім; їх детоксикацію і 2) здатністю інгібувати діяльність організмів-токсикоутворювачів.

Перша особливість біоремедіаторів пов'язана з синтезом екзоферментів, найчастіше гідролітичних або оксидоредуктаз; друга особливість визначається різними метаболічними механізмами, що переводять токсиканти в неактивний стан; третя – заснована на механізмі антагоністичної репресії<sup>259</sup>. У системі біоремедіаційних заходів спираються на групи організмів, здатних знижувати токсичність забруднених ґрунтів – аборигенну мікрофлору. При цьому потрібні додаткові прийоми, що забезпечують більш активне розмноження автохтонних видів, що руйнують або адсорбують ксенобіотики; – виділені та відселектовані штами мікроорганізмів, які мають деструктивну здатність щодо забруднюючих речовин. У цьому випадку використовують:

– відселектовану аборигенну мікрофлору, і спеціалізовані мікроорганізми, виділені з інших забруднених місцепроживання, чужі для даного місця (прийом отримав назву «біоаугментація»);

– скомбіновані консорціуми мікроорганізмів, члени яких адитивно доповнюють оздоровчі функції партнерів;

– вищі рослини-фіторемедіатори, здатні акумулювати забруднюючі речовини у своїх органах, завдяки чому відбувається видалення поллютантів безпосередньо з ґрунту або води з подальшим видаленням з екосистеми самих рослин;

– асоціативні рослинно-ризо-мікробні комплекси, в які мікроби-детоксиканти вводяться шляхом інокуляції насіння або іншого посадкового матеріалу.

Для еколого-токсикологічної характеристики біоремедіаційних заходів пропонуються ***критерії оцінки безпеки та ефективності технологій біоремедіації ґрунту***:

1. Виділені штами-біодеструктори вивчають на нешкідливість для теплокровних тест-тварин за найбільш суворими критеріями, прийнятими в міжнародній практиці. лікарських препаратів.

2. Перед біоремедіацією складають (на основі даних хімічного аналізу) карту ділянки, що містить інформацію про фактичний вміст забруднюючих речовин у ґрунті та їх розподіл по ґрунтових горизонтах.

3. Для всебічної оцінки ефективності біоремедіації вивчають інтегральну токсичність ґрунту та його біофункціональну активність.

4. Оцінюють ризик захворюваності населення, що проживає в зоні біоремедіації<sup>260</sup>.

Стратегія використання мікроорганізмів в охороні навколишнього середовища здійснюється за двома головними напрямками – екстенсивним і інтенсивним. Екстенсивні методи засновані на стимулюванні або інгібуванні діяльності аборигенних мікроорганізмів, що руйнують ксенобіотики і являють собою самостійний розділ біотехнології, що оперує з природними асоціаціями в місцях їх природного існування. Ці методи засновані на процесах, що характеризуються невеликими швидкостями, але можуть бути застосовані для охорони від забруднення величезних обсягів ґрунтів і природних вод при невеликих капітальних витратах. Інтенсивні методи засновані на інтродукції активних мікроорганізмів-деструкторів у забруднений ґрунт у вигляді суспензії вільних або іммобілізованих на спеціальних носіях клітин.

**Біоремедіація з використанням аборигенної мікрофлори.** Це група прийомів, яка в даний час використовується найчастіше. На забруднені території для стимуляції аборигенних мікробних популяцій вносять різні речовини: окисники, косубстра-ти (мелясу, етанол, гній, гнійні стоки), джерела азоту та фосфору, емульгатори.

Для поліпшення аерації проводиться орання ґрунту. Застосовність і ефективність використання різних технологій активації автохтонної мікрофлори залежить від «віку» і характеру забруднення, від механічного складу ґрунту, розміру території, що очищається, і напрямки її господарського використання<sup>261 262</sup>. Останнім часом запропоновано сорбційно-біологічний метод, заснований на використанні природних сорбентів і агроприймів, що створюють оптимальні умови для розвитку та життєдіяльності власної специфічної ґрунтової біоти<sup>263</sup>. При цьому сорбент грає роль своєрідного буфера, який підтримує концентрацію хімікатів у ґрунтовому розчині на низькому рівні токсичності, забезпечуючи тим самим умови для детоксикації як розчинених, так і сорбованих ксенобіотиків.

Запропоновано оригінальний прийом активізації аборигенної мікрофлори, що бере участь у деструкції нафти, який полягає в періодичному (1 раз на 4 місяці) внесенні в забруднений ґрунт вуглеводневокисляючих бактерій<sup>264</sup>.

Іншими авторами<sup>265</sup> для стимуляції аборигенної нафтоокислюючої мікрофлори в ґрунтах, що мають різний термін і тип нафтового

забруднення, пропонуються прийоми, засновані на внесенні мінеральних добрив, меляси та поверхнево-активних речовин. Найбільший спад нафти (46% за 9 місяців культивування) спостерігалася при внесенні всього комплексу стимулюючих добавок. Зниження вмісту нафти у ґрунті на 98,2% за сім місяців біоремедіаційних робіт було досягнуто при комплексному використанні аборигенної мікрофлори, стимуляцію розвитку якої проводили шляхом внесення азотно-фосфатних добрив. Подальша інтенсифікація процесу деструкції вуглеводнів здійснювалася шляхом інтродукції в нафтозабруднений ґрунт попередньо виділених з неї ж нафтоокислюючих мікроорганізмів, біомаса яких нарощувалась в лабораторних умовах і в польовому резервуарі. Для ліквідації залишкових вуглеводнів, зниження фітотоксичності ґрунту та доведення всіх агрохімічних характеристик до норми очищений ґрунт засівали люцерною<sup>266</sup>.

**Біоремедіація з використанням інтродукованих активних штамів мікроорганізмів-деструкторів.** Обов'язковими умовами успіху інтродукції є: докладне дослідження стану екосистеми, в яку будуть введені мікроорганізми-деструктори; рівня концентрації забруднюючої речовини; деструктивної активності інтродуцента

Прогноз успіху інтродукції виділеного мікроорганізму-деструктора складається на підставі перевірки його стабілізації в модельній екосистемі та прояві деструктивних властивостей на рівні мікробного навантаження при відповідних концентраціях забруднюючої речовини. Дані прогнозу повинні поєднуватися з показниками абсолютної екологічної безпеки інтермедіатів тих метаболічних перетворень, які властиві цьому мікроорганізму<sup>267</sup>. Крім того, значні успіхи біоремедіаційних заходів залежать від способу закріплення мікроорганізмів-деструкторів на різних носіях – природних для ґрунту (торф, сапропель, різні рослинні залишки) і тонковолокнистих, дрібнозернистих, утворюють велику поверхню для закріплення.

Комбінацією необхідних властивостей для проведення біоремедіації, включаючи ріст-стимулюючий ефект і антагоністичну активність проти фітопатогенів, володіють, зокрема, бактерії роду *Pseudomonas*<sup>268 269</sup>. Біопрепарати, розроблені на основі штамів цього роду, застосовуються як для захисту культурних рослин від хвороб, так і для ремедіації ґрунтів і водойм, забруднених нафтою і важкими металами.

Біолугання для очищення ґрунтів, забруднених ТМ, з наступною постадійною екстракцією здійснюється за допомогою автотрофних бактерій *Thiobacillus* spp., що продукують сірчану кислоту<sup>270</sup>. Найбільше вилучення ТМ (~90%) встановлено Ва, Cu, Pb; для Cd, Co, Ni, Sr – 60-80%.

Вивчено можливість видалення високо-токсичного металу кадмію зі стічних вод за допомогою живої та неживої біомаси акти-номіцетів<sup>271</sup>. Було показано, що параметри, що впливають на ефективність процесу видалення кадмію – час контакту, рН розчину, температура та концентрація біомаси

бактерій та токсичного металу. Після біосорбцією кадмію був використаний метод дисперсійно-повітряної флотації відділення зібраних суспендованих навантажених металом мікроорганізмів.

При використанні оптимальних умов досягалося більш ніж 95% видалення кадмію з розчину. В результаті експериментального і математичного моделювання популяційної динаміки ризосферних бактерій в умовах кадмієвого стресу була рекомендована до використання у складі біопрепаратів для стимуляції росту рослин в умовах забруднення важкими металами бактерія *Klebsiella mobilis* 880, яка володіла, найбільшою виживання при кадмієвому стресі<sup>272</sup>. При видаленні з розчинів ТМ використовують і таку бактерію, як *Arthrobacter vicosus*<sup>273</sup>. Популяція бактерій, поміщена на гранульоване активоване вугілля, сприяла видаленню із забрудненого розчину 50-100% свинцю та 30-100% заліза. Для видалення свинцю з синтетичних стічних вод використовується відпрацьована біомаса *Corynebacterium glutamicum*, яка накопичується в ході промислової ферментації лізину<sup>274</sup>. Коли свинець зв'язується з біомасою, рН розчину падає, вказуючи, що протони в біомасі заміщені на іони свинцю. Порівняно з іншими сорбентами, такими як природний цеоліт, активоване вугілля та синтетичні іонообмінні смоли, протонувана біомаса корінебактерій визнана цілком задовільним біоматеріалом для біоочищення забруднених вод.

Ефективними біосорбентами таких металів, як Ag, Au, Cd, Co, Cr, Ni, U, Th, Zn є дріжджі родів *Saccharomyces*, *Candida*, *Pichia*. Оцінка сорбційної здатності організмів базується на класичній ізотермі сорбції, яку отримують у ході рівноважних експериментів і яка залежить від рН, властивостей іонів металів, концентрації біомаси, присутності різних органічних та неорганічних іонів, температури. Дріжджова біомаса може бути отримана за допомогою використання багатьох промислових процесів, що значно зменшує вартість сорбенту<sup>275</sup>.

Не тільки дріжджі, а й міцеліальні мікроміцети здатні видаляти ВМ з водних середовищ. Дана здатність до біосорбції Pb, Cd, Ni, Cr виявлена у *Rhizopus arrhizus* та *Aspergillus niger*<sup>276</sup>. Ризопус максимально адсорбував свинець (44,5%), аспергіл – кадмій (59,7%). Показано можливість адаптації грибів до високих концентрацій ТМ (100 мг/л) на стадії активного зростання. У цьому випадку адсорбція свинцю ризопусом становить близько 60%. Автори пропонують адаптовані до високих концентрацій ВМ штами грибів використовуватиме видалення ВМ з промислових стічних вод.

Спороутворюючі бактерії *Bacillus* sp. (біопрепарат Бациспецин) успішно застосовуються для зниження фітотоксичності нафтозабрудненого сірого лісового ґрунту. У цьому зниження токсикозу ґрунту відбувається у результаті деградації нафти, а й шляхом придушення бацилами фітотоксичних форм мікроміцетів, чисельність яких через півроку інкубації внесених бактерій зменшується на 12-20%, через рік – на 20-25%<sup>277</sup>. Швидкість самоочищення ґрунту від нафти підвищується і у разі внесення різних видів роду *Azotobacter*.

Доведено, що ці бактерії здатні засвоювати вуглеводні нафти як єдиного джерела вуглецю та енергії як у присутності пов'язаного азоту, так і при азотфіксації<sup>278</sup>. Крім того, азотобактер активує розмноження і аборигенних вуглеводневих бактерій, що входять до складу препарату деворойл. Внаслідок цього використання *Azotobacter* рекомендують для підвищення ефективності біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів.

Поряд з бактеріями як основа біопрепаратів для ремедіації нафтозабруднених ґрунтів застосовуються, хоча й рідше, гриби, здатні до утилізації ксенобіотиків. Так, при культивуванні спеціально відібраних штамів ксилосапротрофних базидіоміцетів зниження вмісту нафти в субстраті склало 37-39% (рід *Trametes*) та 21-22% (рід *Fomitopsis*) за три тижні<sup>279</sup>.

Гриби розвивалися як на поверхні, а й у всьому обсягу нафтезабрудненого субстрату. Високо оцінюються перспективи створення біопрепарату на основі штамів бактерій р. *Bacillus* для ремедіації ґрунтів, забруднених поліхлорованими біфенілами (ПХБ). Колекційні штами бацил, виділені з біогумусу і сероземних ґрунтів, забруднених гексахлорциклогексаном, здатні виживати в середовищі, де єдиним джерелом живлення та енергії є ПХБ, і активно руйнують дані з'єднання<sup>280</sup>.

На підставі результатів вивчення активності мікроорганізмів-деструкторів хлорфенолів виявлено високу здатність представників родів *Rhodococcus*, *Pseudomonas* і *Bacillus* руйнувати токсиканти, що повною мірою виправдовує використання їх в очищенні забрудненого ґрунту<sup>281</sup>.

Розроблено технології відновлення міських ґрунтів, забруднених поліциклічними ароматичними вуглеводнями (ПАВ) на основі біопрепаратів, до складу яких включені аборигенні мікроорганізми-деструктори ПАУ, носії для мікроорганізмів і сорбенти для забруднювачів<sup>282</sup>. Внесення у ґрунт мікро-біологічного препарату різко прискорює процес біодеградації ПАУ по відношенню до контрольного необробленого забрудненого ґрунту. За 3 місяці спостережень у дослідних випадках розклалося від 65 до 95% ПАУ залежно від композиції препарату та концентрації ПАУ.

В експериментах з біоремедіації порушених мікробіоценозів ґрунтів лісорозплідників використовували метод біоаугментації, що передбачає внесення в забруднений ґрунт спеціалізованих мікроорганізмів, здатних змінити ґрунтову мікробіоту і тим самим поліпшити фітосанітарний стан ґрунтів. Досвідами було встановлено, що найбільш активними мікроорганізмами-інтродуцентами для санації сірих лісових ґрунтів є мікроміцети з роду *Trichoderma* та бактерії з роду *Pseudomonas*<sup>283</sup>.

В останні роки з'явився підвищений інтерес до фотосинтезуючих мікроорганізмів – ціанобактерій (ЦП) як кращих біоремедіаційних агентів у порівнянні з гетеротрофними бактеріями внаслідок їх незалежності від вуглецю, а у азотфіксуючих гетероцистних штамів – і від азоту. Так, для очищення води від фенолів, які є токсичними компонентами деяких

індустріальних підприємств, використовували ціанобактерію *Phormidium Valderianum*<sup>284</sup>. Представники рр. *Chroococcus*, *Oscillatoria*, *Phormidium* виявлені в масі в стічних водах підприємств, що виробляють пестициди, добрива, барвники для тканин, що робить їх перспективними щодо створення біосорбційних пасток для токсикантів<sup>285</sup>.

Розробляються технології видалення ВМ із стічних вод за допомогою екзополісахаридів ЦБ *Cyanospira capsulate*. При цьому встановлено, що ефективність видалення металів прямо пов'язана з високим співвідношенням поверхні до обсягу в системі, а біомаса ЦП може багаторазово використовуватися в циклах сорбції-десорбції металу без зниження ефективності його видалення<sup>286</sup>.

Проведено дослідження, які довели, що продукти життєдіяльності ЦП, що розвиваються в очисних спорудах, стимулюють ріст і активність бактерій, що утилізують фенол, дихлорацетат і дихлорфеноксиоцтову кислоту. Одночасна присутність ексудатів та зазначених трьох субстратів мала синергічну дію на бактерії, що здійснюють біодеградацію контамінатів<sup>287</sup>.

За допомогою двох різних підходів – емпіричного на підставі фізіологічних і метаболічних характеристик штамів і селекції мікроорганізмів-деструкторів при періодичному культивуванні з нафтою при зниженій температурі отримані мікробні асоціації як основа біопрепарату для біоремедіації нафт, до складу яких входять мікроорганізми-деструктори вуглеводнів нафти родів *Rhodococcus* і *Pseudomonas*, психротрофні, галотолерантні, продукуючі біоемульгатори<sup>288</sup>.

Асоціація грибів, що належать до рр. *Acremonium*, *Aspergillus*, *Mucor*, *Penicillium*, була здатна рости на сирій нафті і активно руйнувала різні поєднання нафтових вуглеводнів. Подібні асоціації мікроміцетів-деструкторів перспективні для подальшого їх застосування при розробці проектів біотехнологічного очищення навколишнього середовища<sup>289</sup>.

Перспективним напрямком вдосконалення процесів біоремедіації водних і ґрунтових екосистем є використання альгоціанобактеріальних угруповань. Особливу стійкість до забруднюючих речовин виявляють ціанобактеріальні асоціації. Вони здатні адаптуватися до нафти і нафтопродуктів, важких металів, продуктів знищення хімічної зброї, підтримувати окисний рівень екосистем за рахунок виділення кисню, збільшувати чисельність гетеротрофних супутників в асоціаціях<sup>290</sup>.

Одним з факторів, що знижують ефективність детоксикації полютантів мікроорганізмами, є їх відносно низька чисельність у ґрунті без додаткових джерел органічної речовини, яка для гетеротрофних мікробів необхідна як джерело живлення та енергії. У той же час у ризосфері, де в результаті екзоосмосу постійно депонуються легкодоступні органічні речовини у вигляді цукрів, органічних кислот, амінокислот (у бобових), чисельність мікроорганізмів може бути на 1-2 порядки вище. Через взаємовигідне співіснування рослинно-мікробні асоціації та симбіози мають великі

переваги при виживанні в несприятливих умовах. При цьому їх виживання обумовлено не тільки підвищенням толерантності до ксенобіотиків, але й активним видаленням токсикантів зі сфери проживання<sup>291</sup>. Фітопротекторний ефект реалізується послідовністю подій: бактерії синтезують фітогормони (ІВК, етилен), за рахунок чого посилюється екскретор-на активність коренів, відповідно, зростає число бактерій у ризоплані та збільшується число бактерій, що пов'язують токсичні іони у ризосфері<sup>292</sup>. У зв'язку з цим привабливо і перспективно комбіноване використання рослин і ризосферних мікроорганізмів, що стимулюють зростання рослин і одночасно володіють здатністю до деградації поллютантів, стійкості до важких металів та інших несприятливих факторів.

У цьому плані можна розглядати **два аспекти інтродукції толерантних мікроорганізмів у ризосферу**: 1) при вирощуванні господарсько цінних рослин на забруднених територіях домагатися зниження надходження токсикантів в органи рослини і робити сільськогосподарську продукцію безпечною для людини; 2) знижувати токсичність ґрунту внаслідок деградації поллютанту або закріплення його в клітинах мікроорганізмів або вищих рослин, які надалі відчужуються з ґрунту без використання на харчові чи кормові цілі.

У серії дослідів було показано, що мікробіологічна обробка насіння знижує надходження ВМ до органів рослин. Так, при інокуляції насіння асоціативними ризобактеріями *Azospirillum lipoferum*, *Arthrobacter mysorens*, *Agrobacterium radiobacter*, *Flavobacterium* sp. відбувалася активна колонізація коренів ячменю сорту Абава у присутності токсичних для рослин концентрацій свинцю та кадмію у ґрунті (до 10 ГДК). Бактеризація насіння позитивно впливала на зростання і покращувала споживання поживних елементів рослинами з збагаченого важкими металами ґрунту в умовах вегетаційного і польового дослідів. Передсівна обробка насіння агробактеріумом і флавобактеріумом знижувала надходження кадмію в різні органи рослин на 6-40%. Бактеризація насіння азоспірилою та агробактерією знижувала надходження кадмію та свинцю в рослини на 10-50%<sup>293 294</sup>.

Інокуляції насіння ячменю плазмідно-содержащими штамами бактерій р. *Pseudomonas*, що розкладають поліциклічні ароматичні вуглеводні, виділеними із зразків ґрунтів, забруднених вуглеводнями нафти, ефективно захищала рослини від фітотоксичної дії останніх<sup>295</sup>.

Для фітореMediaції ґрунтів, забруднених миш'яком, використовували цукрове сорго, насіння якого інокулювали природними та генетично модифікованими штамами ризосферних бактерій *Pseudomonas aureofaciens*. Генетично модифіковані штами бактерій містили конструкції, які несли оперон стійкості до миш'яку і містили ген цитрат-синтетази, продукти якої сприяють підвищенню розчинності фосфатів і арсенатів у ґрунті, переводячи їх тим самим у доступну для рослин форму. Рослини сорго, вирощені з насіння, інокульованих рекомбінантними штамами, краще

виживали в ґрунті, що містить миш'як, порівняно з контрольними рослинами. Через 35 діб після обробки рослини, інокульовані штамом, що розчиняє фосфати, містили миш'яку майже на 30% більше, а рослини, інокульовані штамом, що підвищують стійкість до миш'яку, – на 20% більше, ніж не інокульовані<sup>296</sup>.

Техніка комбінованого біофітоочищення забруднених ґрунтів або вод передбачає вирощування рослин бавовнику, бобів, кукурудзи або папороті на забруднених ТМ, миш'яком, ціанідами субстратах в асоціаціях з ризосферними мікроорганізмами, синергічно взаємодіючими, нетоксичними грибами *Trichoderma* spp., бактеріями *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Burkholderia*). Ця система, будучи привнесена в забруднений субстрат, ефективно і швидко поглинає ток-сини, акумулює та розкладає забруднювачі та сильно знижує токсичність поліциклічних ароматичних вуглеводнів та фенолів у ґрунті та воді<sup>297</sup>.

Визначено, що фототрофні та хемотрофні мікроорганізми різних таксономічних груп та їх консорціуми з водними рослинами (азолою, ряскою, ейхорнією) здатні акумулювати іони металів Ni, Pt, Cu, Pb, Cr, Zn, Ti, Au, а також брати участь у деградації вуглеводнів та інших поллютантів. Це дозволяє використовувати їх для очищення сільськогосподарських та промислових стічних вод від токсичних важких металів та для отримання розсіяних дорогих металів<sup>298</sup>.

Накопичено певний досвід застосування сертифікованих біопрепаратів.

Було доведено, що під впливом асоціативних мікроорганізмів, що входять до складу препарату Мікробіовіт «Єнісей», проходить повне або часткове зниження негативної дії солей цинку на ріст і розвиток проростків пшениці. Асоціативні мікроорганізми в концентрації 100 кл/мл знижували негативну дію солей цинку в інтервалах від 2 до 32 ГДК<sup>299</sup>.

Рослинно-мікробні системи в біоремедіації універсальні тим, що їх можна застосовувати для очищення середовища від різних забруднювачів, підбираючи комбінації компонентів мікроорганізми - рослини - забруднене середовище<sup>300</sup>.

На думку Т.Ф. Яковишиної<sup>301</sup> біотестування – універсальний метод, який дає змогу отримати за реакцією живих організмів інтегральну токсикологічну характеристику комплексного забруднення ґрунтів ксенобіотиками з урахуванням синергічної та антагоністичної дії між ними, що в умовах поліелементного забруднення має велике практичне значення для агроландшафтів та урбоєкосистем. Визначення забруднення ґрунту важкими металами (ВМ) (валовий вміст та рухомі форми) аналітичними методами, на жаль, не дає повної інформації щодо зниження родючості, приміром за розрахунком бонітету, та рівня його небезпеки для рослин і ґрунтової мікробіоти. Традиційно для біотестування токсичності ґрунту використовували вищі рослини, а саме: овес, крес-салат, редис, цибулю, квасолю, тобто першу ланку трофічного ланцюга в системі “ґрунт – рослини – тварини – людина”. Проте, мікроорганізми і ферменти ґрунту беруть участь



у синтезі і розкладанні органічної речовини, колообігу макро- і мікроелементів, трансформації техногенних забруднювачів. Тісний взаємозв'язок між біологічною активністю і родючістю дозволяє її використовувати в якості індикаторного показника, як для діагностики безпосередньо родючості ґрунту, так і для визначення техногенного впливу, а також ефективності заходів щодо його відновлення. Тому розробка і використання комплексної системи біотестування токсичності ґрунту забрудненого ВМ, яка відображає не тільки реакцію вищих рослин на забруднення, а й інтенсивність протікання основних мікробіологічних процесів, що відповідають за його родючість, є актуальним науковопрактичним завданням в умовах техногенного навантаження в наслідок забруднення ВМ навколишнього середовища.

В теперішній час існує декілька підходів до тестування ґрунту залежно від напрямку оцінки його екологічних функцій, а саме: забезпечення рослин поживними речовинами – в рослинництві; рівня токсичності при забрудненні ксенобіотиками урбанізованих територій. Альгологічні методи визначення токсичності себе не виправдовують, адже вони не дають повної інформації щодо небезпечності забруднення, впливу його на родючість та життєдіяльність ґрунтових організмів, тому що більшість з них, як тест-культури, використовує тільки вищі рослини. Для екологічної оцінки біогенності ґрунтів Д.Г. Звягінцевим (1978)<sup>302</sup> були виділені три групи індикаторних показників:

1 – чисельність основних груп мікроорганізмів, де особливу увагу приділено амоніфікуючим бактеріям, які здійснюють первинну мінералізацію органічних азотистих сполук<sup>303</sup>;

2 – фізична активність ґрунтової мікрофлори, яка оцінюється за інтенсивністю виділення CO<sub>2</sub> і азотфіксуючою здатністю<sup>304</sup>;

3 – ферментативну активність за шкалою, що включає три гідролітичних (інвертаза, уреаза, фосфатаза) і два окислювально-відновних (каталаза і дегідрогеназа) ферментів<sup>305306</sup>.

Проте виникають деякі проблеми при оцінці чисельності основних фізіологічних груп мікроорганізмів, яка може змінюватися в 2-4 рази залежно від сезону року. Для діагностики стану техногенно забруднених ВМ ґрунтів запропоновано використовувати загальну біологічну активність, яка опосередковано відбивається через інтенсивність виділення CO<sub>2</sub> в процесі життєдіяльності мікроорганізмів (в першу чергу грибів – 2/3 від загальної кількості CO<sub>2</sub> і в меншій мірі бактерій), а також дихання кореневих систем рослин<sup>307</sup>. Проте, даний показник не відображає змін всередині ґрунтового мікробіоценозу, в той час як, добре відомо пригнічення фосформобілізуючих, кислотоутворюючих і бактерій, які засвоюють мінеральний азот, на фоні збільшення чисельності бактерій, котрі засвоюють азот органічних сполук, та мікроскопічних грибів в результаті токсичної дії ВМ. Крім того, виникає необхідність у комплексній оцінці рівня забруднення ВМ і заходів щодо їх детоксикації, для якої В.Ф. Вальков, К.Ш. Казеев і С.І. Колесніков

рекомендують використовувати інтегральний показник біологічного стану (ІПБС)<sup>308</sup>. В даний час він розраховується за наступними факторами: кількість бактерій роду *Azotobacter*, які традиційно й успішно використовують як біоіндикатор хімічного забруднення ґрунту; каталазна, дегідрогеназна і целюлозолітична активність для відображення інтенсивності різних біологічних процесів у ґрунті; довжина коренів чутливої до дії ВМ рослини, котра свідчить про фітотоксичність. Проте здається доцільним прослідкувати як відбивається токсичний ефект ВМ на рослині в цілому, а саме, вибрати за тестфункції не тільки довжину кореня, а й висоту проростку та приріст біомаси та замість целюлозолітичної активності визначати активність уреазі, як більш чутливого ферменту. Крім того, виникає потреба в нормуванні ІПБС<sup>309</sup>, а не тільки в порівнянні отриманих значень з контролем. Розроблена система біотестування ґрунту забрудненого ВМ повинна бути універсальною і включати показники, як ті, що відповідають за токсичність, насамперед, для першої ланки трофічного ланцюга – рослин, так і ті, що визначають його родючість

Біотестування дозволяє визначити сумарну токсичність проб з аналізованих територій, оцінити еколого-токсикологічний стан агроценозів і можливий вплив на людину.

Суть цього методу полягає у визначенні дії токсикантів на спеціально вибрані організми в стандартних умовах з реєстрацією різних поведінкових, фізіологічних або біохімічних показників. Біотестування широко застосовується для контролю якості природних і токсичності стічних вод, для аналізу ґрунтів та при проведенні екологічної експертизи нових технологій очищення стоків, при обґрунтуванні нормативів гранично допустимих концентрацій забруднюючих компонентів.

Під **біотестуванням** зазвичай розуміють процедуру встановлення токсичності середвища за допомогою тест-об'єктів, що сигналізують про небезпеку в незалежності від того, які речовини і в якому поєднанні викликають зміни життєвоважливих функцій у тест-об'єктів. Завдяки простоті, оперативності та доступності біотестування отримано широке визнання у всьому світі і його все частіше використовують поряд з методами аналітичної хімії. Біотестування дає змогу за відповідною реакцією тест-організму отримати інтегральну інформацію за всією сукупністю впливових (токсичних) агентів, які чинять вплив на тест-об'єкт. Завдяки простоті, оперативності та доступності, біотестування отримало широке визнання у всьому світі.

По суті, біотестування – це визначення токсичності проби (води, ґрунту, донних опадів тощо) для цієї культури організмів у лабораторному експерименті. В основі біотестування лежить такий метод наукового пізнання як біологічне моделювання. Будь-яка модель є до певної міри специфічною формою відображення дійсності.

При біотестуванні відбувається перенесення знань із простої системи (змодельованої екосистеми в лабораторному досвіді) на складнішу

(екосистему в реальних умовах). При такому підході важливим є вибір тест-культури та параметрів зміни її життєдіяльності.

Вказується<sup>310</sup>, що для оцінки забруднення біосередовища проводять фіксацію відхилення тест-організмів від норми параметрів анатомо-морфологічних, фізіологічних, біохімічних, генетичних, імунних та інших систем тест-організмів, які контрольний час перебували в умовах забруднення<sup>311</sup>.

Деякі дослідники рекомендують визначати ступінь токсичності ґрунтів використовуючи біохімічні, генетичні, біофізичні, цитологічні чи імунологічні показники тварин та рослин<sup>312</sup>. Живий організм реагує на зміну навколишнього середовища зміною гомеостазу. Цей механізм забезпечує перебіг життєвих процесів. Під впливом несприятливих умов довкілля механізми підтримки гомеостазу можуть бути порушені, що призводить до стану стресу. Однак показники порушення Гомеостазу не можуть дати прогнозу про подальшу життєздатність організму в силу своєї динамічності. Тому в переважній більшості методів біотестування тестфункції організмів є найбільш загальними, що відображають стан організмів загалом: виживання, репродуктивну функцію, ростові показники і т.д.

При визначенні ступеня токсичності ґрунтів методами біотестування велике значення має чутливість до токсикантів піддослідних організмів. Найбільш коректний результат досягається при використанні кількох тест-об'єктів із різних систематичних груп. У нормативних документах<sup>313</sup> рекомендовано використовувати мінімум два тесторганізми. У науковій літературі опубліковано розробки зі створення тест-системи, що складається з чотирьох представників тварини та рослинного світу<sup>314</sup>.

Незважаючи на відносно молодий «вік» використання методів біотестування для визначення токсичності ґрунтів та інших компонентів навколишнього середовища, фітоіндикаційні дослідження мають довгу історію і сягають у глибину віків, коли пошук чи вирощування якоїсь рослини людина пов'язувала з певними природними умовами<sup>315 316 317 318 319</sup>.

Вказується<sup>320</sup>, що письмові згадки про оцінку земельних угідь за допомогою рослин містяться ще у літописах стародавніх учених Китаю, Індії, Греції, Риму. Проте наукового рівня фітоіндикація почала набувати з розвитком геології, географії, ґрунтознавства, ботаніки, особливо таких її напрямків, як геоботаніка, біоморфологія рослин, біогеографія. З іншого боку, розвиток фітоіндикаційних досліджень, як і інших наук, диктувався практичними потребами використання природних ресурсів. Засновником біоіндикаційного використання рослин є Карпінського, який ще в 1841 році в своїй праці «Могут ли живые растения быть указателями горных пород и формаций, на которых они встречаются...?», запропонував властивості ґрунтів і ґрунтовірних порід оцінювати по особливостям розвитку рослин і складу рослинного покриву<sup>321 322</sup>.

В загальному вигляді можна виокремити три періоди фітоіндикаційних досліджень (табл. 2.2).

Окремі «сучасні» методи біотестування з'явилися ще на початку ХХ сто-річчя і використовувалися для оцінки токсичності промислових стічних вод таступеня забруднення водойм. І лише з 60-х років ХХ сторіччя методи біотесту-вання отримали інтенсивний розвиток і практичне використання<sup>323</sup>.

Біотестування не скасовує систему інших аналітичних методів контролюприродного середовища, а лише доповнює її якісно новими біологічними по-казниками, так як з екологічної точки зору самі по собі результати визначенняконцентрації токсичних речовин мають відносну цінність<sup>324</sup>.

На думку Олівернусової Л.М.<sup>325</sup>, використання біологічних тест-систем дозволяє визначитизміни в екосистемах на дуже ранній стадії, коли вони ще не проявляються увигляді морфологічних і структурних змін і їх не можна виявити іншими мето-дами, що надає можливість передбачити порушення екосистеми і вчасно вжитизаходів. Крім того, екологічний стан біоіндикаторів можна використовувати якдодаткову інформацію при оцінці здоров'я населення.

На думку Єгорової Є.І.<sup>326</sup>, кумулятивний ефект всього різноманіття поєднань різних впливів можливо оцінити лише за допомогою біотестування.

Таблиця 2.2

Періоди розвитку фітоіндикаційних досліджень<sup>327</sup>

Перший період(майже все ХІХ століття)	Другий періодвід 10-20-х до кінця 40-хроків ХХ століття	Третій періоду 60-х роках ХХ століттяі триває до наших днів
Характеризуєтьсязародженням і розвитком наукових засад екології видів. Початок їх ведетьсявід робіт А. Гумбольдта,який зумів побачити най-суттєвіші закономірності,які пов'язують рослиннийпокрив і найважливішіекологічні чинники. Ідеї А. Гумбольдта були продовжені в роботах Л. По-ста та А. Гризебаха, які,пропонуючи класифікаціюрослинних угруповань, по-казали тісний взаємозв'язокміж останніми та екологічним середовищем, зокремагрунтами.	Пов'язаний з формуваннямтаких наукових дисциплін,як геоботаніка, ґрунтозна-вство, ландшафтознавство,геохімія, вчення про біос-феру та їх окремих напрямків.Поряд з розробкою теоретичних питань набуваютьширокогопрактичноговикористання цілий ряднапрямків, пов'язаних зфітоіндикацією окремихекологічних чинників, щодокладно розглянуто в мо-нографіяx В. С. Вікторова,Є.О. Востокової, Д. Д. Вишивкіна та Б. В. Виноградова	Виділення фітоіндикації яксамостійного наукового напрямку та подальшій йогодиференціації, узагальненні матеріалів фітоіндикації, розробці різноманітнихекологічних шкал, новихметодів дослідження іоцінки екологічних чинників та їх динаміки, щодозволяєіндифікуватибільш складні закономірності не тільки локального,але й ландшафтного, ре-гіонального і, навіть, глобального рівня. Результатидосліджень біотестуванняґрунтів, в тому числі міських територій опублікова-но в роботах В. Б. Ільїна,В. М. Захарова, В. І. Єгорової, В. Ф. Валькова,А. С. Багдасаряна, А. І. Горової та інших.

**Біоіндикація** – метод оцінки абіотичних і біотичних чинників середовища за допомогою біологічних систем.

Аналізуючи реакції організмів на певні антропогенні стресори і порівнюючи їх з правильно підібраним контролем (з незабрудненого місця існування), можна зробити висновки про стан довкілля.

Надійність організму проявляється в ефективності його захисних пристосувань, в його стійкості до дії несприятливих факторів зовнішнього середовища: дефіциту води, високої і низької температури, нестачі кисню, засоленню і загазованості довкілля, іонізуючого опромінювання, інфекції та ін. Несприятливі фактори називають стресорами, а реакції організму на будь-які відхилення від норми – *стресом*.

Можливі стресори в оточуючому середовищі представлені на рис. 2.1.

Реакції, обумовлені стресорами, відносяться до різних системних рівнів ієрархічної організації обміну речовин. При цьому змінюються:

- організація, структура і склад біомембран (наприклад, змінюється проникність); концентрація макромолекул (наприклад, змінюється кількість ферментів); активність макромолекул (наприклад, ферментативна);
- продукування речовин із захисними функціями (наприклад, проліну); індукція нових метаболічних систем або хід біохімічних реакцій;
- структура клітин.

На рівні організмів і екосистем вплив стресорів помітний тільки завдяки появленню зовнішніх симптомів пошкодження (наприклад, некроз, хлороз) після того, як перейдена межа адаптивної здатності і системи стають нестабільними. Наприклад, реакцію індикаторних рослин можна простежити тільки за виникненням певного пошкодження.

При необхідності своєчасного запобігання необоротних змін стану раннє розпізнавання порушень часто є вирішальним. Про чутливість біохімічних і фізіологічних параметрів часто можуть свідчити дуже незначні концентрації стресора. На клітинному субклітинному рівнях біоіндикації вплив стресорів частіше всього прихований від спостерігача, однак його можна вимірити за допомогою молекулярно-біологічних, біохімічних та фізіологічних методів.

Види реакцій чутливих організмів-біоіндикаторів не тільки на малі дози стресора, але й на дію комплексу чинників:

- зміна забарвлення рослин, напр., хлороз, пожовтіння, почервоніння, сріблястість листя та інші; окрасу тварин;
- дефоліація і дефлорація – опадіння листя і квітів;
- некроз – відмирання обмежених частин тканини;
- синергізм – спільна дія декількох стресорів довкілля (мінімум двох), коли їх складові підсумовуються;
- інгібування – гальмування або сповільнення життєвих процесів, ефектів дії антропогенних стресорів;
- емерджентність – наявність у системного цілого особливих новітніх властивостей, які не спостерігаються при дії стресорів окремо.



Рисунок 2.1 – Стресори середовища, що оточує живі організми (за Е. Вайнертом<sup>328</sup>)

Можливі наступні рівні біоіндикації: 1) біохімічні і фізіологічні реакції (зміна різних процесів і накопичування певних токсикантів в органах); 2) анатомічні, морфологічні, біоритмічні і поведінкові реакції; 3) флористичні, фауністичні, хорологічні зміни (перші дві відносяться до змін з флорою та фауною, а хорологічні (від лат. choros – місце) відносяться до 4 змін в розташуванні організмів в просторі); 4) біоценотичні зміни; 5) ландшафтні - вищий рівень біоіндикаційних порушень.

**Біоіндикація може відбуватись** на рівні макромолекул, клітини, організму, популяції, екосистеми.

Біоіндикація має наступні форми:

- ◆ специфічна - реакція організму тільки на один екологічний чинник;
- ◆ неспецифічна - одна і та ж реакція біоіндикатора на різні чинники;
- ◆ чутлива - значна реакція при незначних антропогенних діях, тобто чутливими індикаторами можуть бути процеси в клітині і організмі, напр., накопичування амінокислоти проліну або сульфур у листі, зміни у пігментному комплексі, ферментативній активності, а також морфологічні порушення (зміна форми, симетрії і розміру листа, хлорози, некрози);

- ◆ рання – реакція і ознаки деградації об'єкту помітні вже при мінімальних дозах стресора і одразу ж після його дії, або за дуже короткий час;

◆ акумулятивна – це накопичення дій чинника у живому біоіндикаторі без швидкої прояви порушень.

У природі усі види біоіндикації складають ланцюг біохімічних реакцій, що відбуваються послідовно. В залежності від контакту «стресор - біосистема» розрізняють наступні види біоіндикації.

**Пряма біоіндикація** – це тип біоіндикації, коли антропогенний стресор діє безпосередньо на біосистему.

**Опосередкована біоіндикація** – це тип біоіндикації, тобто проява біоіндикації в біологічній системі, на яку не було прямої дії стресора, але ця дія непрямим чином відбилася на неї. У середині організму також спостерігається повна субординація біохімічних реакцій, що виникають під впливом зовнішніх чинників. В цьому випадку розрізняють первинну і вторинну біоіндикацію.

**Об'єктами біоіндикації** можуть бути як певні типи природних об'єктів (грунт, вода, повітря), так і різні властивості цих об'єктів (механічний, хімічний склад й ін.) і певні процеси, що протікають у навколишнім середовищі (ерозія, дефляція, заболочування й т.п.), у тому числі, що відбуваються під впливом людини.

Біоіндикаційні дослідження підрозділяються на два рівні: *видовий* і *біоценотичний*. Видовий рівень містить у собі констатацію присутності організму, облік частоти його зустрічальності, вивчення його анатомо-морфологічних, фізіолого-біохімічних властивостей. При біоценотичному моніторингу враховуються різні показники розмаїтості видів, продуктивність даного співтовариства.

Цей метод дедалі поширюється, оскільки рослини-індикатори мають такі переваги:

- підсумовують біологічно важливі дані щодо навколишнього середовища;

- здатні реагувати на короткочасні й залпові викиди токсикантів;

- реагують на швидкість змін, що відбуваються в довкіллі;

- вказують на місця накопичення забруднювачів та шляхи їх міграції;

- дають змогу розробляти оцінки шкідливого впливу токсикантів на людину й живу природу на ранніх стадіях та нормувати допустиме навантаження на екосистеми.

**Біоіндикатори, біологічні індикатори** – організми, присутність (наявність), кількість або інтенсивний розвиток яких є показником природних процесів або умов зовнішнього середовища. Так, скупчення рибоїдних птахів є показником біоіндикації місць, де водиться риба, за складом планктону можна передбачити, який буде вилов риби. За складом флори і фауни вод можна визначити придатність води для пиття та з'ясувати ефективність роботи очисних споруд. За допомогою індикаторних рослин та мікроорганізмів можна дати орієнтовну оцінку якості ґрунту. Тварин, рослини, мікроорганізми, використовують при космічних дослідженнях як

біоіндикатори для з'ясування впливу факторів космічного простору на організми. Під впливом забруднень довкілля змінюються еколого-фізіологічні ознаки: пігментація, забарвлення рослин. їх спричиняє надлишок токсичних солей у ґрунті або нестача поживних речовин. Біоіндикація має певні переваги як метод отримання безпосередньої інформації про зміни стану біоти в конкретних умовах забруднення, але він повинен поєднуватись з хімічними й геофізичними дослідженнями для отримання не лише якісних, а й кількісних відомостей.

Таким чином, **росліни-індикатори або індикаторні рослини** – рослини, яким властива різко виражена пристосованість до певних умов довкілля і які є виразниками цих умов. За наявності таких рослин можна якісно або кількісно оцінювати умови зовнішнього середовища.

Так, кропива є індикатором високої концентрації в ґрунті кальцію; багато рослин-галофілів вказують на високий ступінь засолення ґрунту. Деякі водні організми свідчать про ступінь забруднення води (наприклад, малощетинкові черв'яки роду *Tubifex*, личинки двокрилих комах родів *Chironomus*, *Eristalis* та ін.); про чистоту води судять по нормальному розвитку вищих ракоподібних – наприклад, бокоплавів роду *Gammarus*, водоростей роду *Fontinalis* та ін. При виборі біоіндикаторів необхідно мати на увазі, що стеноойкні види більш надійні, ніж евріойкні; багаторічні краще, ніж однорічні; великі організми краще, ніж дрібні; біоценози з домінуванням таких видів вельми надійні. Імовірність зв'язку біоценозу з певним фактором середовища виражається у відсотках випадків спряженості або балах умовної шкали<sup>329</sup>:

- 1 – від 1 до 60% випадків спряженості – біоценоз не є біоіндикатором;
- 2 – від 61 до 75% – сумнівний біоіндикатор;
- 3 – від 76 до 90% – задовільний біоіндикатор;
- 4 – від 91 до 99% – вірний біоіндикатор;
- 5 – 100% – абсолютний біоіндикатор.

Багато організмів досить чутливі і вибагливі по відношенню до різних факторів середовища проживання (хімічного складу ґрунту, води, атмосфери, кліматичних і погодних умов, присутності інших організмів тощо) і можуть існувати тільки в певних, часто вузьких межах зміни цих факторів. Наприклад, скупчення морських рибоїдних птахів свідчить про підхід косяків риби. Специфічні організми планктону і бентосу вказують на походження водних мас і течій, характеризують певні параметри середовища проживання (солоність, температуру тощо). Лишайники і деякі хвойні дерева є біоіндикаторами чистоти повітря. Ряд ґрунтових мікроорганізмів і індикаторні рослини служать біоіндикаторами при пошуках різних корисних копалин. За комплексами ґрунтових тварин можна визначати типи ґрунтів і їх зміни під впливом господарської діяльності людини. Локальні внутрішньовидові угруповання у багатьох тварин, наприклад у риби, характеризуються в залежності від району проживання різними комплексами паразитів-індикаторів. За допомогою біоіндикаторів встановлюють вміст в



субстраті вітамінів, антибіотиків, гормонів та інших біологічно активних речовин, а також визначають інтенсивність різних хімічних (рН, вміст солей та ін.) і фізичних (радіоактивність та ін.) факторів середовища. Важливий аспект застосування біоіндикаторів – оцінка з їх допомогою ступеня забруднення навколишнього середовища, постійний контроль (моніторинг) його якості і змін.

Рослинні спільноти (а також окремі види, внутрішньовидові форми і терати), що мають достатній певний і стійкий зв'язок з умовами середовища і використовуються для розпізнавання цих умов, називаються індикаторами. Умови, що визначаються за допомогою індикаторів, називаються об'єктами індикації або індикатами, а процес визначення - індикацією. Індикаторами може бути окремі організми чи його поєднання (ценози), присутність яких свідчить про певні властивості довкілля. Однак часті випадки, коли той чи інший вид або ценоз має дуже широку екологічну амплітуду і тому не є індикатором, але окремі ознаки різко змінюються в різних екологічних умовах і можуть бути використані для індикації. У пісках Заунгузьких Каракумів (Туркменія), наприклад, широко поширений колючелистник (*Acanthophyllum brevibracteatum*), що має зазвичай рожеві квітки, але на ділянках з близьким заляганням скупчень сірки (наприклад, в районі Сірчаних бугрів) забарвлення квіток змінюється на біле. У ландшафтах Підмосков'я скупчення верхівок на луках можуть бути визначені не стільки за флористичним складом лучних фітоценозів, скільки за тривалістю окремих фенофаз, оскільки площі, під якими залягають верхівки, позначаються тривалим цвітінням ряду видів, що позначається на аспекті луки. Як в тому, так і в іншому випадку для індикації використовуються не види або ценози як такі, лише деякі їх особливості.

Зв'язок між індикатором та індикатом називається індикаційним. Залежно від характеру індикаційного зв'язку індикатори поділяються на прямі та опосередковані. Прямі індикатори пов'язані з індикатом безпосередньо і зазвичай залежить від його присутності.

Прикладом прямих індикаторів підземних вод можуть служити в арндких регіонах співтовариства з пануванням рослин із групи облігатних фреатофітів (тобто рослин, постійно пов'язаних з ґрунтовими водами) – чийівники (асоц. *Achnatherum splendens*), співтовариства верблюжої колючки. Ці спільноти не можуть існувати поза індикаційним зв'язком, і якщо вона порушена, то вони гинуть. Непрямим, або опосередкованим, називається індикаційний зв'язок, що здійснюється через якусь проміжну ланку, що зв'язує індикатор та індикат. Так, розріджені чагарники псамофільної *Aristida rennata* в пісках пустель служать непрямым індикатором локальних скупчень підпідщаної верхівки. Хоча прямий зв'язок тут відсутня, але піонери-псамофіти вказують на слабку закріпленість піску, що зумовлює хорошу аерацію піщаної товщі і вільну інфільтрацію опадів, тобто ті умови, які сприяють утворенню верхівки. Прямі індикатори більш надійні та достовірні, ніж непрямі.

За ступенем географічної стійкості індикаційних зв'язків індикатори можуть бути поділені на панареальні, регіональні та локальні. Зв'язок панареальних індикаторів з індикатом однакова у всьому ареалі індикатора. Так, очерет (*Phragmites australis*) є панареальним індикатором підвищеної вологості субстрату у межах розвитку своєї кореневої системи. Панареальні індикатори нечисленні і зазвичай належать до прямих. Значно частіші регіональні індикатори, які мають постійний зв'язок з індикатом лише в межах певної фізико-географічної області, і локальні, що зберігають індикаційну сталість лише на площі відомого фізико-географічного району. Як ті, так і інші виявляються переважно непрямими.

Усі перелічені підрозділи індикаторів за характером і стійкості взаємин з індикатом мають значення лише стосовно певної індикаційної зв'язку з відомим індикатом у конкретній системі індикатор – індикатор. Поза нею вони не мають значення. Таким чином, те саме співтовариство може бути прямим панареальним індикатором для одного індикату і непрямим локальним – для будь-якого іншого. Тому не можна говорити про індикаційну значущість ценозу або виду взагалі, не визначаючи точно, про який індикат йдеться.

Індикати, зумовлені з допомогою ботанічних показників, дуже різноманітні. Ними можуть бути як різні типи певних природних об'єктів (грунтів, гірських порід, підземних вод тощо), так і різні властивості цих об'єктів (механічний склад, засоленість, тріщинуватість та ін), і певні процеси, що протікають у навколишньому середовищі (ерозія, суфозія, карст, дефляція, заболочування, міграція солей і т. д.), та окремі властивості середовища (клімат). Коли об'єктом індикації є той чи інший процес, як індикатори виступають не окремі види або ценози, але взаємопов'язані системи рослинних угруповань, еколого-генетичні ряди їх. Індикатами може бути як природні процеси, а й зміни, створювані у навколишньому середовищі людиною, які у ній при меліорації, вплив її у промислових підприємств, видобутку з корисними копалинами, під час будівництва.

**Основні напрями індикаційної геоботаніки** виділяються за індикатами, визначення яких використовуються індикаційно-геоботанічні спостереження. Як найголовніші нині існують такі напрямлення:

1) педоіндикація; 2) літоіндикація; 3) гідроіндикація; 4) індикація мерзлотних умов; 5) індикація корисних копалин; 6) індикація природних процесів; 7) індикація антропогенних процесів.

Педоіндикацію та літоіндикацію часто об'єднують у геоіндикацію. Педоіндикація, або індикація ґрунтів, – один з найважливіших напрямів, оскільки зв'язки ґрунту та рослинного покриву найбільш безперечні та загальновідомі. Цей напрямок має дві гілки: індикацію різних таксонів (тобто типів, підтипів, родів та видів ґрунтів) та індикацію певних властивостей ґрунтів (механічний склад, засоленість та ін.). Перша, маючи винятково велике значення, виявляється досить складною, тому що в типології та класифікації ґрунтів (особливо в найнижчих таксономічних одиницях) не завжди існує повна одноманітність, тому обсяг індикату іноді виявляється

дещо невизначеним. Друга гілка розроблена зараз значно повніше, оскільки властивості ґрунтів у більшості випадків можуть бути охарактеризовані кількісними показниками (за результатами аналізів), і тому з великою точністю можна встановити зв'язок певних рослинних угруповань з певною амплітудою цих показників.

**Літоіндикацією** називається геоботанічеська індикація гірських порід. Літоіндикація тісно пов'язана з педоіндикацією, але охоплює глибші товщі землі. Зв'язок рослинності з цими горизонтами може бути як прямий (за рахунок рослин з найбільш потужною кореневою системою), так і непрямий (через систему гірська порода – ґрунт – рослинність). Багато рослинних угруповань мають значення індикаторів вивітрювання гірських порід ранніх стадій ґрунтоутворення на них (наприклад, співтовариства літофільних лишайників і водоростей). Рослинні індикатори можуть вказувати на тріщину порід (за рахунок переважного розвитку рослинності в тріщинах), на певні хімічні особливості порід (гіпсоносність, залізність, карбонатність та ін), на їх гранулометричний склад (позначаючи глини, піски, супіски, суглинки, галечники).

**Гідроіндикація**, або індикація ґрунтових вод, ґрунтується на здатності багатьох рослин розвиватися лише за зв'язку їх кореневої системи з водонасиченими горизонтами. Тут, як і в галузі літоіндикації, використовуються рослинні угруповання з пануванням глибококоренових рослин. При геоботанічній індикації можлива також оцінка мінералізації ґрунтових вод. При цьому показниками високомінералізованих ґрунтових вод є часто (але не завжди) ті ж угруповання, які індікують і солоні гірські породи

**Індикація мерзлотних умов** має дуже складний характер. В основі її лежить уявлення про залежність рослинного покриву кріолітозони від термічних властивостей субстрату та сезонних процесів протаювання та промерзання. Однак ці властивості багаторічномерзлих ґрунтів стоять залежно як від гранулометричного їх складу, так і від геоморфологічних, гідрологічних і гідрогеологічних умов. Тому індикація мерзлотних умов є ніби результатом інтеграції педоіндикаційних, літоіндикаційних та гідроіндикаційних досліджень. Усі розглянуті напрями – педоіндикація, літоіндикація, гідроіндикація та індикація мерзлотних умов – мають схожість у тому відношенні, що основними індикаторами є рослинні угруповання.

**Індикація корисних копалин** багато в чому відрізняється від інших напрямів індикаційної геоботаніки. Як прямі індикатори тут використовуються зазвичай не рослинні угруповання, а окремі види, дрібні внутрішньовидові форми рослин, а також терати. В основі індикації при цьому лежать встановлені спостереженнями факти про сильну формоутворюючу роль багатьох сполук, а також про патологічний вплив їх на зовнішній вигляд рослини – його забарвлення, морфологію його органів та їх типові пропорції. Непряма індикація може проводитися й у співтовариствах, якщо вони позначають літологічні різниці порід, із якими пов'язане поширення певних з корисними копалинами. Але такі непрямі

індикатори зазвичай мають локальний характер, і тому практичне значення їх обмежене.

**Індикація процесів, як природних, і антропогенних**, проводиться за окремими рослинним співтовариствам, а, по еколого-генетическим рядам їх. Це просторові ряди угруповань, ділянки яких розташовуються один за одним у тому порядку, в якому вони змінюють один одного в часі. Іншими словами, це сукцесійний ряд, розгорнутий у просторі. Кожна спільнота, яка бере участь у подібному ряду, відображає певну стадію того процесу, який створив цей ряд. У польових умовах такі ряди виявляються у формі тих чи інших комплексів та комбінацій. Еколого-генетичні ряди, що індикують природні процеси, відображають як ендодинамічні сукцесії (що протікають в результаті розвитку самого фітоценозу, що змінює середовище), так і екзодинамічні (що виникають під впливом зовнішніх причин). Індикаторами антропогенних процесів зазвичай є екзодинамічні ряди.

Отже, у зв'язку з потребою проведення глобального моніторингу, використання індикаційних можливостей біологічних об'єктів набуває все більшого значення. Рослини-індикатори використовуються як для виявлення окремих забруднювачів, так і для спостереження за загальним станом навколишнього середовища.

Існують різні *види* біоіндикації. Якщо та сама реакція викликається різними факторами, то говорять про *неспецифічну* біоіндикацію. Якщо ж ті або інші зміни, що відбуваються, можна зв'язати тільки з одним фактором, то мова йде про *специфічну* біоіндикацію. Наприклад, лишайники й хвойні дерева можуть характеризувати чистоту повітря й наявність промислових забруднень у місцях, де вони виростають. Видовий склад тваринних і нижчих рослин, що живуть у ґрунтах, є специфічним для різних ґрунтових комплексів, тому зміни цих угруповань і чисельності видів у них можуть свідчити про забруднення структури ґрунтів під впливом господарської діяльності.

**Методи біоіндикації** підрозділяються на два види: реєструюча біоіндикація й біоіндикація *по акумуляції*. Реєструюча біоіндикація дозволяє судити про вплив факторів середовища по стану особин виду або популяції, а біоіндикація по акумуляції використовує властивість рослин і тварин накопичувати ті або інші хімічні речовини. Відповідно до цих методів розрізняють, що реєструють і накопичують індикатори.

**Реєструючі біоіндикатори** реагують на зміни навколишнього середовища зміною чисельності, фенооблику, ушкодженням тканин, соматичними проявами (у тому числі потворністю), зміною швидкості росту й іншими добре помітними ознаками. У якості прикладу реєструючих біоіндикаторів можна назвати лишайники, хвою дерев (хлороз, некроз). Однак за допомогою реєструючих біоіндикаторів не завжди можливо встановити причини змін, тобто фактори, що визначили чисельність, поширення, кінцевий вигляд або форму біоіндикатора. Це один з основних недоліків біоіндикації, оскільки спостережуваний ефект може породжуватися різними причинами або їхнім комплексом.

**Акумуляючі індикатори** концентрують забруднюючі речовини у своїх тканинах, певних органах і частинах тіла, які надалі використовуються для з'ясування ступеня забруднення навколишнього середовища за допомогою хімічного аналізу. Прикладом подібних індикаторів можуть служити хітинові панцири ракоподібних і личинок комах, що живуть у воді, мозок, бруньки, селезінка, печінка ссавців, раковини моллюсків, мохи.

У залежності від типу відповідної реакції біоіндикатори поділяють на *чутливі* і *кумулятивні*.

**Чутливі біоіндикатори** реагують на стрес значним відхиленням від життєвих норм, *кумулятивні* накопичують антропогенний вплив, що значно перевищує нормальний рівень в природі, без видимих змін.

**Організм-індикатор** повинен задовольняти ряду вимог:

- бути типовим для даних умов;
- мати високу чисельність в досліджуваному екотопі;
- мешкати в даному місці протягом ряду років, що дає можливість простежити динаміку забруднення;
- перебувати в умовах, зручних для відбору проб.

В природі всі види біоіндикації включені в ланцюг послідовно протікаючих реакцій і процесів. Якщо антропогенний фактор діє безпосередньо на біологічний елемент, то мова йде про пряму біоіндикацію. Але часто біоіндикація стає можливою лише після зміни стану під впливом інших безпосередньо задіяних елементів. В цьому випадку ми маємо справу з непрямою біоіндикацією і біоіндикатором. Часто бажано завчасно виявити біологічну дію антропогенного фактору, для того щоб при відомих умовах мати можливість впливати на цю дію. Присутність дуже чутливих біоіндикаторів приводить до ранньої індикації, коли реакція проявляється при мінімальних дозах за короткий проміжок часу і проходить за короткий проміжок часу і проходить у місці дії фактору на елементарні молекулярні і біохімічні процеси. В залежності від часу розвитку біоіндикаційних реакцій можна виділити **шість різних типів чутливості**.

I тип: біоіндикатор дає через певний час, на протязі якого він ніяк не відповідав на дію (відсутність ефективного рівня), одноразову сильну реакцію і втрачає чутливість (вище верхнього ефективного рівня).

II тип: як і в першому випадку, реакція миттєва і сильна, але продовжується деякий час після чого різко зникає

III тип: біоіндикатор реагує з моменту виявлення порушеної дії з однаковою інтенсивністю на протязі довгого проміжку часу.

IV тип: після миттєвої сильної реакції спостерігається її припинення, спочатку швидко, потім більш повільне.

V тип: при появі порушеної дії починається реакція, яка стає все більш інтенсивною, поки не досягне максимуму, а потім поступово припиняється.

VI тип: реакція V-го типу багаторазово повторюється; виникає осциляція біоіндикаторних параметрів.

Розрізняють різні типи чутливості біоіндикаторів відповідно до часу розвитку біоіндикаційних процесів<sup>330</sup>:

I – біоіндикатор діє через деякий час, упродовж якого він не реагував на вплив (одноразова реакція), і одразу втрачає чутливість;

II – реакція миттєва, але триває певний час, а потім зникає;

III – біоіндикатор реагує з моменту появи порушувального впливу з однаковою інтенсивністю тривалий час;

IV – після швидкої і сильної реакції відбувається її поступове згасання;

V – при появі стресора починається реакція, яка посилюється, досягаючи максимуму, а потім згасає;

VI – реакція має синусоїдний характер і багаторазово повторюється (рис. 2.2 а.). Для біоіндикації можна використати організми з типами чутливості I, II, III, IV, V, VI.

Для того, щоб визначити межі граничних концентрацій и забруднювачів, необхідні відомості про кількісні взаємозв'язки між вмістом даного забруднювача в оточуючому середовищі і його дією на певний об'єкт. Оскільки звичайно у повітрі присутні декілька забруднювачів, важко вивчити результати їх сумісної дії. Реакція живих істот є джерелом необхідної інформації про вплив, в той час як дані хімічного і фізичного аналізів повітря можна використовувати як основу для визначення небезпеки, якій підлягають біологічні об'єкти. Часто поняття біоіндикація вживається в більш вузькому значенні. Воно використовується виключно для залежної від часу оцінки дії антропогенних чинників або факторів довкілля, що зазнають на собі антропогенний вплив, на основі зміни кількісних характеристик об'єктів і систем.

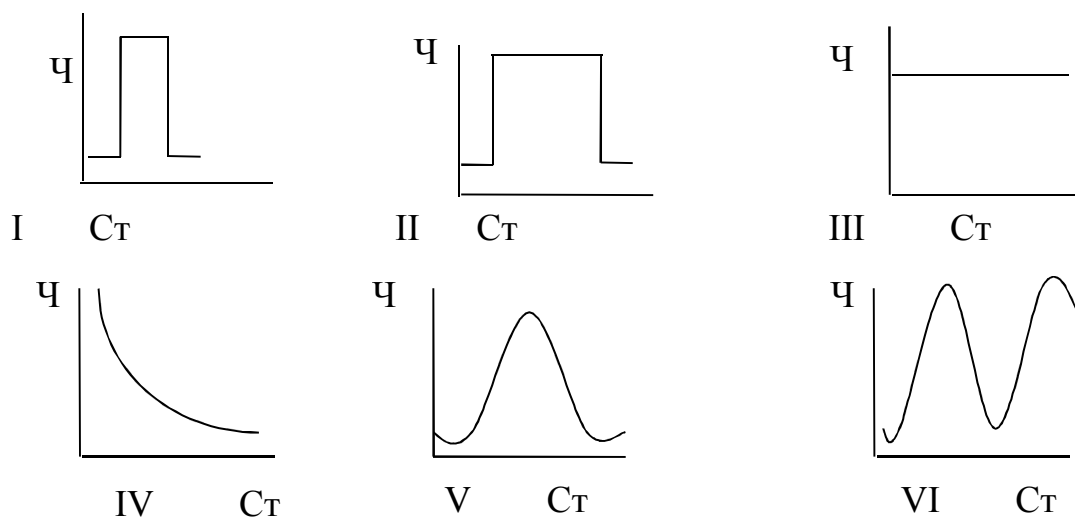


Рисунок 2.2 а – Типи чутливості біоіндикаторів залежно від часу розвитку біоіндикаційних процесів

Ч – чутливість біоіндикатора, Ст-стресор довкілля.

Деякі автори вважають, що оскільки з однієї сторони антропогенні зміни, забруднення ландшафту і природних умов впливають на живі істоти аналогічно природним факторам, а з другої – більша частина природних факторів антропогенно змінена, екологічна різниця між широким і вузьким визначенням біоіндикації не є принциповою. Рослини, організми, які зазнають періодичні, чи епізодичні зміни довкілля, є інтегральними показниками його стану, відображуючи одночасно і екстремальні характеристики. Використання рослин як біоіндикаторів промислового забруднення природного середовища дозволить не тільки оцінити екологічний вплив окремих хімічних речовин, але й установити сукупну дію забруднювачів із врахуванням різних природних факторів.

**Фітоіндикація** – складова загальної системи біоіндикацій. За Я.П. Дідухом і П.Г. Плюта предмет фітоіндикації чітко окреслений – це оцінка екологічних чинників за допомогою ознак рослин.

Методи фітоіндикації широко використовують в системі моніторингу. Вони суттєво відрізняються від інших методів дешевизною і можливістю одночасно охопити великі території, що підлягають індикації, а також відносною простотою інтерпритації. Вони дозволяють використати інформацію і оцінити режими тих дій, які під час спостереження мають нульову активність.

Фітоіндикацію проводять на різних рівнях організації рослин: клітинному, анатомо-морфологічному, рівні організму, популяційному, фітоценотичному та ландшафтному.

Кожний вид рослин, крім історії розвитку, розповсюдження, структури популяції характеризується специфікою екології, що визначає поведінку його в природі по відношенню до інших видів. Індивідуальність поведінки видів визначає той важливий момент, що сумісне їх зростання в ценозі призводить не тільки до конкуренції, але й до такого доповнення, яке сприяє оптимальнішому використанню екологічних ресурсів.

У зв'язку з цим, перед фітоекологами, з одного боку, постала важлива наукова проблема оцінки потенційних кліматичних, едафічних ресурсів, а з іншого – визначення ступеня відповідності реально існуючої екосистеми цим можливостям за допомогою фітоіндикації, тобто через аналіз поведінки видів рослин.

**Фітоіндикація** це науковий напрямок, основою якого є оцінка екологічних факторів, або екосистем за допомогою флористичних ознак, тобто ознак видів, угруповань, їх сукупності та взаємовідносин.

**Процес фітоіндикації складається з наступних операцій:**

- вибір індикату (фактору), що зумовлює мету індикації;
- вибір способу і масштабу вимірювань його величини або зміни;
- пошук індикатора на основі логічних доказів його зв'язків з даним фактором;
- розроблення шкали вимірювання індикаційних ознак;

- визначення ступеня кореляції між зміною фактора і індикатора, а також засобу його відображення.

При фітоіндикації зміни біологічної системи завжди залежать як від антропогенних так і від природних факторів середовища. Ця система реагує на дію середовища в цілому у відповідності зі своєю схильністю, тобто такими внутрішніми факторами, як умови харчування, вік, генетично контрольована стійкість та вже присутні порушення. Якщо індикатор реагує значним відхиленням життєвих проявів від норми, то він є чутливим фітоіндикатором. Акумулятивні фітоіндикатори, навпаки, накопичують антропогенні впливи більшою частиною без швидкого виявлення порушень. Функції індикатора виконує той вид, який має вузьку амплітуду екологічної толерантності по відношенню до якого-небудь фактора. В більшості випадків це рослини - організми, які не здатні до активного переміщення.

Індикація екологічних умов проводиться на основі оцінки зміни як видового розмаїття організмів тієї чи іншої місцевості, так і їх хімічного складу, який відображає їх здатність накопичувати елементи та сполуки, які надходять з оточуючого середовища. Наприклад, оцінка стану оточуючого середовища по зміні кількості видів пов'язана з тим, що найбільш чуттєві до тих чи інших забруднюючих речовин види рослин зникають з біоценозу (лишайники в промислових центрах) або, навпаки, збільшують свою чисельність (синьо-зелені водорості при надходженні у водойми забруднюючих речовин з сільськогосподарських угідь)<sup>331</sup>.

Отже, фітоіндикація є складовою частиною екологічного моніторингу – системи нагляду за станом оточуючого середовища на певній території (від ділянки суші або водної поверхні до цілого континенту) з метою раціонального використання природних ресурсів та охорони природи. Біологічний моніторинг включає нагляд за станом оточуючого середовища та факторами дії, а також прогнозування зміни оточуючого середовища та оцінку його майбутнього стану. Його об'єктами виступають рослини та їх угруповання.

Фітоіндикаційні дослідження мають історію, яка своїми коренями сягає в глибину століть, коли пошук та вирощування якої-небудь рослини людина пов'язувала з певними екологічними умовами. Письмові згадки про оцінку земельних угідь за допомогою рослин є у стародавніх учених Китаю, Індії, Греції, Риму. В Росії одним з перших хто писав про зв'язок між рослинами та якістю сільськогосподарських угідь був О.М. Радіщев в праці «Опис моїх угідь».

Наукового рівня фітоіндикація почала набувати з розвитком геології, географії, ґрунтознавства, ботаніки. Початок ведеться з робіт О. Гумбольта (1805, 1807, 1814)<sup>332</sup>, який зумів побачити суттєві закономірності, які зв'язують рослинний покрив та найважливіші екологічні фактори. Ідеї О. Гумбольта були продовжені в роботах Л. Поста (1862) та А. Гризебаха (1880)<sup>333</sup>, які пропонуючи класифікацію рослинних угруповань, показали тісний взаємозв'язок між останніми екологічним середовищем.



О. Вармінгом (1896)<sup>334</sup> виділялись класи угруповань гігрофітів, мезофітів, галофітів, ксерофітів а також екологічні групи видів.

Класифікації рослинності на екологічній основі та розроблялись А. Шимпером (1898)<sup>335</sup>, А. Дільсом (1908, 1910), А. Каяндером (1913)<sup>336</sup>.

В Росії завдяки розмаїттю природних умов, велись широкі дослідження зміни рослинного покриву в залежності від факторів середовища. Важливим етапом на цьому шляху стали роботи з оцінки та картування ґрунтів, створені В.В. Докучаєвим (1885, 1897, 1899)<sup>337</sup>. Їх продовженням були дослідження Переселенського управління та його дослідних станцій. В цей період опубліковані роботи Н.А. Дімо та Б.О. Келлера (1907)<sup>338</sup>, П.А. Костічева (1908)<sup>339</sup>, С.К. Чаянова (1908), Г.М. Висоцького (1909)<sup>340</sup>.

З ім'ям Ж. Браун-Бланке (1913)<sup>341</sup> пов'язана класифікація рослинності, яка відображувала екологічну специфіку рослинних угруповань (симфітоіндикація). Засновником теорії про симфітоіндикацію слід вважати Л.Г. Раменського (1929)<sup>342</sup>, який не тільки відстоював положення про екологічну обумовленість рослинних угруповань, але й запропонував методи оцінки екологічних режимів за факторами вологості ґрунтів та їх змінних багатств, засоленості, пасовищної дегресії. Раменський запропонував ряд нових методик – екологічних рядів, екологічної оцінки ценозів, побудову синекологічних діаграм.

В 60-х роках ХХ століття відбувається виділення фітоіндикації як самостійного наукового напрямку та подальша її диференціація, узагальнення матеріалів, розробка різних екологічних шкал, нових методів дослідження й оцінка екологічних факторів та їх динаміки, що дозволяє ідентифікувати більш складні закономірності не тільки локального, але й ландшафтного, регіонального і навіть глобального рівня. Узагальнення деяких біоіндикаційних досліджень цього періоду втілено в монографіях та оглядах Алахвердійова, Вікторова, Ремезова, Корчагіна, Виноградова, Мяло, Горянінова, Миркини та інших.

Особливістю цього етапу є розвиток дистанційної (аеро- та космічної) фітоіндикації, а також модернізація математичного апарату.

Значну роль у формуванні методології фітоіндикації на сучасному рівні відіграє системний підхід. Розробка нових методик тісно пов'язана з впровадженням персональної комп'ютерної техніки, без якої досягти сучасного наукового рівня було б неможливо.

Спостерігається подальша диференціація напрямків фітоіндикації залежно від специфіки індикаторів і умов, або факторів, які індикуються (індикатів). Зокрема, для оцінки умов середовища можуть використовуватися дані біохімічних аналізів, ботанічні, гідробіологічні, мікробіологічні чи зоологічні показники.

Отже, найбільш розповсюдженими є методи біотестування з використанням рослин. Як зазначалося, використання рослин в якості чутливих організмів дозабруднення навколишнього середовища сягає своїм

корінням стародавніх часів. Перші спостереження зробили ще античні вчені: саме вони звернули увагу на зв'язок зовнішнього вигляду рослин з умовами їх зростання. Відома праця Теофраста (327-287 рр. до н. е.) «Природа рослин» містить поради про те, як за характером рослинності судити про властивості земель. Аналогічні відомості можна зустріти в працях римлян Катона і Плінія Старшого<sup>343</sup>. Ідею біоіндикації за допомогою рослин сформулював ще в 1 в. до н. е. Колумелла: «дбайливому господарю личить по листю дерев, по травам або по вже достиглим плодам мати можливість судити про властивості ґрунту і знати, що може добре на ній зростати». Цей напрямок нині отримав назву ландшафтної біоіндикації, який успішно використовується в практичних цілях сьогодні. За допомогою рослин проводять біоіндикацію різних компонентів природного середовища. Індикаторні рослини використовуються при оцінці кислотного складу ґрунтів, їх родючості, перезволоження й засолення, забруднення важкими металами, нафтопродуктами, сполуками фтору; ступеня мінералізації ґрунтових вод і ступеня забруднення атмосферного повітря різними газоподібними сполуками тощо. Чутливі фотоіндикатори вказують на присутність забруднюючих речовин в повітрі чи ґрунті різними морфологічними ознаками – зміною кольору листя, різної форми некрозами та опаданням листя. У багаторічних рослин вплив забруднюючих речовин проявляється через зміну їх форми, розмірів чи росту пагонів. Проте, деякі морфологічні зміни можуть бути викликані природними чинниками, так, хлороз листя може бути викликаний недостатньою кількістю заліза в ґрунті. Тому при визначенні морфологічних показників потрібно враховувати всі показники які впливають на ріст та розвиток рослин<sup>344</sup>.

Б.В. Виноградов класифікував індикаторні ознаки рослин, як флористичні, фізіологічні, морфологічні і фітоценотичні. Флористичними ознаками є розбіжності складу рослинності ділянок, що досліджуються, які сформувалися внаслідок певних екологічних умов. Індикаторне значення має як наявність, так і відсутність виду. До фізіологічних ознак відносять особливості обміну речовин рослин, до анатомо-морфологічних ознак - особливості внутрішньої і зовнішньої будови, різного роду анатомії розвитку і новоутворення, до фітоценотичних ознак - особливості структури рослинного покриву, рясність та розсіяність видів рослин, ярусність, мозаїчність, ступень зімкненості та ін<sup>345</sup>.

Для оцінки рівня забруднення навколишнього середовища застосовують методи біотестування з використанням в якості тест-об'єктів рослини, що відрізняються чутливістю, нескладним культивуванням і, що особливо важливо, мають реакцію, яку можна порівняти з реакцією інших тест-об'єктів; повинні мати чітко виражену реакцію на вплив забруднюючої речовини та видимі ознаки пошкодження<sup>346</sup>.

Існує чимало методичних рекомендацій з використання того чи іншого виду рослин. Для екологічної оцінки забруднених ґрунтів використовують насіння пшениці (*Triticum* spp.), насіння вівса (*Avena* spp.),

насіння крес-салату (*Lepidium sativum*), насінні гірчиці білої (*Sinapis alba*), насіння редису посівно-го (*Raphanus sativus* var.), що пов'язано з високою чутливістю насіння зазначених рослин до токсичних речовин<sup>347 348349350351352.</sup>; насіння цибулі ріпчастої (*Allium cepa* L.), як ефективної тест-культури для дослідження токсичного впливу широкого спектру хімічних речовин<sup>353354</sup>.

Згідно з міжнародним стандартом ISO 11269-1 для біотестування рекомендується використовувати ячмінь звичайний (*Hordeum vulgare*). Одночасно вказується, що можна застосовувати насіння й інших рослин. Міжнародний стандарт ISO 11269-2 регламентує вибирати мінімум два види рослин, при цьому один повинен бути однодольним, а інший дводольним<sup>355</sup>  
<sup>356</sup>.

В теперішній час методи біотестування використовуються при дослідженні токсичності різних компонентів біосередовища. При комплексних екологічних дослідженнях територій, оцінці впливу токсичних викидів в атмосферу та контролі якості води проводять біотестування стічних вод, природних вод, зрошувальних вод, снігового покриву<sup>357 358 359 360 361 362</sup>.

Особливістю забруднення ґрунтів (особливо міських) хімічними речовинами є їх багатокомпонентність. Сучасні методи біотестування широко використовують при дослідженнях ґрунтів внаслідок нафтового забруднення<sup>363</sup>  
<sup>364 365</sup>; при забрудненні важкими металами міських територій<sup>366 367 368 369</sup>; при антропогенному забрудненні сільських територій<sup>370 371</sup>; при забрудненнях сполуками фтору<sup>372 373</sup> та іншими токсичними речовинами, які погіршують стан не тільки навколишнього середовища, а і значною мірою впливають на здоров'я людей.

Незважаючи на деякі недоліки біотестування (труднощами обліку адаптаційно-приспосувальних змін тест-організмів; фазністю і сезонністю їх реагування, стимуляцією фізіологічних функцій під впливом малих концентрацій забруднюючих речовин і їх пригніченням під впливом великих концентрацій), перспективність контролю антропогенного забруднення ґрунтів за допомогою біотестів обґрунтована численними дослідженнями вчених різних країн. В Україні методи біотестування знайшли своє відображення в нормативних документах: ДСТУ ISO 11269-2-2002 «Вплив хімічних речовин на про-ростання і ріст вищих рослин», ДСТУ ISO 11269-1-2004 «Метод визначення гальмівної дії на ріст коренів»<sup>374 375</sup>, «Агрогеохімічне районування ґрунтів України та методологія діагностики стану хімічних елементів (мікроелементи, важкі метали) в системі ґрунт-рослина як основа оптимізації мікроелементного складу рослинницької продукції»<sup>376</sup>, «Порівняльний аналіз екстрагентів для вилучення рухомих форм важких металів з чорноземів звичайних з метою нормування їх вмісту»<sup>377</sup>, «Нормативи оптимального вмісту мікроелементів у ґрунтах з урахуванням вимог основних сільськогосподарських культур»<sup>378 379</sup>; «Оцінка придатності ґрунтів України для органічного землеробства за вмістом мікроелементів»<sup>380</sup>; «Оцінка придатності ґрунтів до органічного землеробства за вмістом мікроелементів у зонах впливу атмосферних викидів підприємств

енергетичної та хімічної промисловості (на прикладі Зміївської ТЕС та Авдіївського коксохімічного комбінату)»<sup>381</sup>; «Методика визначення забезпеченості ґрунтів мікроелементами для потреб плодкових насаджень та заходи з усунення їх нестачі в мінеральному живленні»<sup>382</sup>; «Екологічна реабілітація техногенно забруднених важкими металами ґрунтів»<sup>383</sup>.

У практиці біотестування та біоіндикації інших країн також використовують різноманітні стандартизовані методики<sup>384 385 386 387 388 389 390 391 392</sup>.

Рослини є первинними ланками трофічних ланцюгів, виконують важливу роль у поглинанні різноманітних забруднювачів і постійно зазнають їхнього впливу внаслідок закріплення на субстраті. Саме тому рослини вважають найбільш зручними об'єктами для біомоніторингу ґрунтів<sup>393 394 395 396 397</sup>. Оперативну інформацію про фітотоксичність забрудненого ґрунту можна отримати, використовуючи тест-об'єкти (насіння і проростки рослин) і різноманітні тест-функції (динаміка проростання насіння, відсоток схожості, довжина головного і бічних коренів, висота пагона тощо)<sup>398399</sup>. Відомо, що рослинні об'єкти відрізняються за фізіологічними характеристиками і біохімічним складом, їхня реакція значно залежить від умов середовища, умов проведення експерименту<sup>400</sup>. У зв'язку з цим при застосуванні кожної рослинної тест-системи необхідним є етап калібрування – випробовування даної тест-системи з використанням різних концентрацій забруднювачів.

Пріоритетними є дослідження з пошуку тест-систем, які даватимуть змогу оцінювати комбінований вплив забруднювачів довкілля на біоту. У цьому сенсі рослини мають істотні переваги перед приладами: дешеві, легко відтворюються, швидко розмножуються, мають типову відповідну реакцію на вплив.

На сьогодні не для всіх шкідливих речовин встановлені гранично допустимі концентрації, водночас далеко не кожному з них можна визначити безпосередньо при хімічному аналізі. Біологічне тестування можна вважати обов'язковою умовою для отримання інтегральних оцінок забруднення ксенобіотиками – будь-якими речовинами, чужорідними для організму або групи організмів різного виду, що викликає порушення біотичних процесів, включаючи їх загибель. У ряді випадків, особливо в умовах аварійної ситуації, необхідний експрес-аналіз самого факту забруднення.

Спостереження за рослинами (табл. 2.3) дає можливість судити про характер і стан ґрунту, оскільки середовище існування рослин значною мірою визначається такими властивостями ґрунтів, як вологоємність, структура, щільність, температура, вміст кисню, поживних речовин, важких металів і солей.

На сучасному етапі відома велика кількість методів біотестування, але стандартизованих не так вже й багато. Біотестування можливо проводити на популяційно-видовому, організменному, органо-тканинному, клітинному, субклітинному та молекулярному рівнях. Як правило, тест-об'єкт – це

чутливий біологічний елемент, здатний реагувати на зовнішній вплив. Ним можуть бути ферментативні системи, ізольовані органелли, клітини, тканини, окремі органи багатоклітинних організмів, одноклітинні та багатоклітинні організми одного біологічного виду або кількох видів.

Таблиця 2.3

Рослини-біоіндикатори стану ґрунтів<sup>401</sup>

Індукований фактор забруднення довкілля	Рослина-біоіндикатор
Засоленість ґрунтів	Галофіти; наприклад, лобода
Застійна вогкість ґрунтів	М'ята, польовий хвощ
Підвищена сухість ґрунтів	Ромашка, полинь
Підвищена вологість ґрунтів	М'ята, щавель, хвощі
Підвищена ущільненість ґрунтів	Пирій, жовтець повзучий
Піщаність ґрунтів	Мокриця, коров'як
Глинястість ґрунтів	Жовтець повзучий, кульбаба, дим'янка

Фіксація тест-реакції при біотестування здійснюється за допомогою візуальних спостережень або за допомогою приладів. Так, візуальні спостереження проводяться при визначенні виживаності, плодючості, поведінкової реакції та реакції росту, а прилади застосовують при визначенні іммобілізації клітин, біолюмінесценції, флуоресценції, активності окисних ферментів, зміні фізіолого-біологічних показників мікроскопічних організмів та фізіологічних показників риб. При цьому використовують такі прилади, як мікроскоп, люмінометр, флуориметр, електрокардіограф або електроенцефалограф, фотоелектрокалориметр, спектрофотометр та спектрометр. Таким чином, спостерігається поєднання біологічних та приладових методів.

Біотестування висуває ряд вимог, дотримання яких є необхідним для отримання достовірних результатів. Серед останніх можна назвати наступні: відносна швидкість проведення досліджень, отримання достатньо точних і відтворюваних результатів, присутність об'єктів, застосовуваних у біотестуванні у великій кількості і з однорідними властивостями, а також діапазон похибки у порівнянні з іншими методами тестування не більше 20%.

Для дотримання всіх перелічених вимог методи біотестування необхідно вдосконалювати, в їх поєднанні з методами, що реалізуються за допомогою приладів. Прилади дають більш точні результати у порівнянні з візуальними спостереженнями, а застосування комп'ютерної техніки дозволяє автоматизувати процес біотестування, прискорити обробку отриманої інформації та забезпечити точність результатів математичних розрахунків.

Організми-біоіндикатори стану довкілля<sup>402</sup>

Вид забруднення	Біоіндикатори (тест-організми)	Ознаки хвороби, викликані дією ксенобіотиків
Діоксид сірки (SO <sub>2</sub> )	Люцерна, гречка, подорожник великий, горох, конюшина	Міжжилкові некрози й хлорози
Діоксиди азоту (NO, NO <sub>2</sub> )	Шпинат, махорка, селера	Міжжилкові некрози
Хлор (Cl <sub>2</sub> )	Шпинат	Збліднення листя
	Квасоля, салат, помідор	Деформація хлоропластів
Етилен (C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	Петунія	Відмирання квіткових бруньок, здрібніння квіток
	Салат, помідор	Закручування країв листя
Озон (O <sub>3</sub> )	Тютюн, смородина червона	Некротичні плями на верхній стороні листя
	Шпинат	Некрози верхньої сторони листя
Фтористий водень (HF)	Гладіолус, тюльпан, петрушка кучерява	Некрози верхівок і країв листя
	Бджола медоносна	Захворювання й загибель
Пероксиацетилнітрат	Кропива пекуча	Смугасті некрози на нижній стороні листя
	Метлиця однолітня	Смугасті некрози листочків
Сполучення шкідливих речовин у повітрі O <sub>2</sub> , HCl, NO, NO <sub>2</sub> , HF)	Листуваті й кушуваті лишайники	Зниження вмісту хлорофілу, зменшення вмісту живих клітин водоростей
	Ялиця, ялина, сосна звичайна	Зниження вмісту хлорофілу хвоїнок, зменшення й затримка росту дерев
Радіонукліди (Sr <sup>90</sup> , Cs <sup>137</sup> )	Оленячі та ісландські мохи, лишайники	Нагромадження в сухій речовині рослини
Фторид-іон, іони важких металів (Pb, Zn, Cd, Mn, Cu)	Мохи (сфагнум й ін.), мітлиця повзуча, мітлиця тонка, гірчиця біла, листова капуста, кінський каштан	Нагромадження в сухій речовині рослини
	Бджола медоносна	Нагромадження в меді

Одним з найважливіших наукових напрямків прикладних досліджень в екології є біологічна індикація або біоіндикація (від грец. «*bios*» – «життя» і лат. «*indico*» – «визначати»). Біоіндикація займається визначенням наявності та кількості організмів, які можуть служити показниками природних процесів

у біоценозах або процесів, що проходять під впливом антропогенних факторів<sup>403</sup>.

Г. Штекер розглядає біоіндикацію як метод моніторингу довколишнього середовища, що є достатньо чутливим показником антропогенних чи модифікованих антропогенних впливів на довкілля за допомогою вивчення зміни величин (ознак) біологічних об'єктів, систем по відношенню до умов, які визначаються.

Р. Шуберт визначає біоіндикацію як метод оцінки абіотичних та біотичних факторів місцезростань за допомогою біологічних систем.

Методи біоіндикації базуються переважно на 2-х принципах: реєстрації знахідок характерних (показових або репрезентативних) організмів та аналізі видової структури біоценозів. Іноді стан екосистеми оцінюється за функціональними характеристиками (розміром первинної продукції, інтенсивністю деструкції і деякими іншими показниками)<sup>404</sup>.

Таким чином, концепція біоіндикації базується на адекватному відбитті живим організмом умов середовища, в яких він розвивається і на зміну яких відповідним чином реагує.

Біоіндикація тісно пов'язана із суспільним життям людини і має свою історію, в якій можна виділити такі етапи<sup>405</sup>:

1. Накопичення знань методом спостереження (часто безсистемного) про взаємозв'язки між подіями і явищами природи;

2. Спроби знайти обґрунтування цих взаємозв'язків, але в природних умовах;

3. Вивчення і розробка методів біоіндикації в умовах навколишнього середовища, що підлягає постійній дії антропогенних факторів, з метою одержання науково обґрунтованої комплексної інформації про взаємозв'язки в біогеоценозі.

Наприклад, як пов'язані між собою зміни природи ґрунту з фізіологічними змінами в живому організмі спочатку рослини, а потім тварини і людини.

Засновником індикаційного підходу називають американського ботаніка Ф. Клементса, який у 1920 році у праці «Рослинні сукцесії та індикатори» відмічав, що кожна рослина, або рослинне угруповання є найкращою мірою умов, у яких росте. Однак, ще в кінці минулого століття В. В. Докучаєв вважав, що всі елементи природи взаємопов'язані між собою і що по одному з них можна судити про всіх інших<sup>406 407</sup>.

Біоіндикація має великі переваги як метод одержання прямої відповіді на питання про зміни стану біоти в конкретних умовах забруднення.

Живі організми, за наявності, станом і поведінкою яких можливо судити про ступінь змін зовнішнього середовища, у тому числі про присутність концепції забруднюючих речовин, ви ступають у ролі біоіндикаторів. Так, наприклад, при відхиленнях факторів середовища від оптимальних значень у багатьох організмів спостерігаються випереджаюче реагування – реакція уникнення несприятливих впливів і реакції

оптимізаційного пошуку, тобто реалізується потяг повернутися в нейтральні чи оптимальні умови.

Організм реагує не тільки на розмір відхилення, але і на швидкість і прискорення, тобто на темп зростання небезпеки. Ці реакції вельми різноманітні: рухи органів рослин – тропізми; цілеспрямоване пересування в середовищі вільних клітин і тварин – таксиси.

При виборі біоіндикатора слід мати на увазі те, що стеноойкні (з вузькою екологічною пластичністю) види надійніші, ніж евріойкні (з широкою екологічною пластичністю); багаторічні кращі, ніж однорічні; великі організми кращі, ніж маленькі; біоценози з домінуванням таких видів досить надійні. Вірогідність зв'язку біоценозу з певним фактором середовища виражається у відсотках випадків спряжень – угруповання не є біоіндикатором; від 61 до 72 % – сумнівний біоіндикатор; від 76 до 90 % – задовільний біоіндикатор; від 91 до 99 % – надійний біоіндикатор; 100% – абсолютний біоіндикатор<sup>408</sup>.

Визначальними факторами вибору біоіндикатора є – мета дослідження, його концептуальна основа, методична і лабораторна забезпеченість, час, специфіка техногенного впливу, природні умови.

Для біоіндикаторів притаманний механізм саморегуляції, і щоб вплив відбився в їхній «пам'яті», він повинен перевищити деякий пороговий рівень, різний для кожного біоіндикатора.

Біоіндикатори порушення біогеосистем, що мають низький пороговий рівень стійкості, є індикаторами ранніх стадій порушення. Разом з високою чутливістю вони повинні мати відносно малу швидкість відновлення.

Останнім часом важливою галуззю застосування біоіндикації є оцінка забрудненості зовнішнього середовища під впливом людини, постійний контроль (моніторинг) його якості, бо живі індикатори мають суттєві переваги. Вони усувають застосування дорогих і трудомістких фізико-хімічних методів для визначення ступеня забруднення середовища; вони підсумовують всі без винятку біологічно важливі дані про забруднення; вказують швидкість змін, що відбуваються; шляхи і місця накопичень в екосистемах різного роду токсикантів; дозволяють судити про ступінь шкідливості тих чи інших речовин для живої природи і людини.

Для удосконалення захисту зовнішнього середовища і розширення біоіндикаційного напрямку у моніторингу стану природних об'єктів на ХХІ загальній асамблеї Міжнародного союзу біологічних наук (Оттава, 1982 р.) була відпрацьована програма «Біоіндикатори». Основні напрямки діяльності (об'єкти, цілі, організація, методи) сформульовані академіком АН ВНР Н. Шаланкі – одним із творців програми. Основні напрямки програми: стандартизація методів дослідження, задоволення регіональних і національних проблем; створення мережі спеціалістів з біоіндикації; розширення біоіндикаційних досліджень у моніторингу навколишнього середовища<sup>409 410</sup>.



Крім того, проводяться також міжнародні симпозиуми з біоіндикації антропогенних забруднень (Індія, 1984; Канада, 1985; СРСР, 1989 та інші).

Актуальним є використання біоіндикації в сільському господарстві, оскільки вона дозволяє одержувати достовірну, комплексну інформацію про вплив техногенних факторів (а саме штучного зрошування, гербіцидів, пестицидів, різних доз мінеральних добрив, інших агрозаходів) на стан і взаємозв'язки системи «грунт – рослина – тварина – людина»<sup>411</sup>.

Таким чином, **біоіндикація** – це оцінка стану середовища за допомогою живих об'єктів. Живі об'єкти (або системи) – це клітини, організми, популяції, співтовариства. З їх допомогою може проводитися оцінка як абіотичних так і біотичних факторів. Термін «біоіндикація» частіше використовується в європейській науковій літературі, а в американській його зазвичай замінюють аналогічним за змістом назвою «екотоксикологія». Вище було сказано, чим пояснюється привабливість методів біоіндикації для визначення стану природного середовища, але можна поставити запитання більш чітко: «Чому для оцінки якості середовища доводиться використовувати живі об'єкти, коли це простіше робити фізико-хімічними методами?».

**Біоіндикація може здійснюватися** на всіх рівнях організації живого: біологічних макромолекул, клітин, тканин і органів, організмів, популяцій (просторова угруповання особин одного виду), спільнот, екосистем і біосфери в цілому.

На нижчих рівнях біоіндикації можливі прямі і специфічні форми біоіндикації, на вищих – лише непрямі і неспецифічні. Однак саме останні дають комплексну оцінку впливу антропогенних впливів на природу в цілому.

**Клітинний і субклітинний рівні.** Біоіндикація на цих рівнях заснована на вузьких межах протікання біотичних і фізіологічних реакцій. Її переваги полягають у високій чутливості до порушень, що дозволяє дуже швидко виявити навіть незначні концентрації поллютантів. Саме на цих рівнях можливо найбільш раннє виявлення порушень середовища. До числа недоліків відноситься те, що біоіндикатори-клітини і молекули вимагають складної апаратури. Результати дії поллютантів наступні:

- порушення біомембран (особливо їх проникності);
- зміна концентрації та активності макромолекул (ферменти, білки, амінокислоти, жири, вуглеводи, АТФ);
- акумуляція шкідливих речовин;
- порушення фізіологічних процесів в клітині;
- зміна розмірів клітин.

Щоб розробити той чи інший спосіб біоіндикації на цьому рівні, необхідно з'ясувати механізми дії поллютантів.

Вплив поллютантів на біомембрани. Розглянемо вплив поллютантів на біомембрани на прикладі клітин рослин.

Сірчистий газ.  $\text{SO}_2$  проникає в лист через продири, потрапляє у міжклітинний простір, розчиняється у воді з утворенням  $\text{SO}_3/\text{HSO}_3$  – іонів, що руйнують клітинну мембрану. У результаті знижується буферна ємність цитоплазми клітини, змінюються її кислотність і редокс-потенціал.

Озон та інші окисники, наприклад, пероксиацетилнітрат порушують проникність мембран. Цей ефект посилюється в присутності іонів важких металів.

У всіх випадках особливому впливу піддаються тилакоїдні мембрани хлоропластів. Їх руйнування – основна причина зниження фотосинтезу під впливом полютантів. Процес фотосинтезу дуже чутливий і служить для біоіндикації забруднення середовища. При цьому оцінюють:

- 1) інтенсивність фотосинтезу,
- 2) флуоресценцію хлорофілу.

Як тест-організм часто використовують мох мніум.

Зміна концентрації та активності макромолекул (ферментів). Дія полютантів на ферменти порушує процес нормального приєднання ферменту до субстрату (утворення субстрат-ферментного комплексу (С-Ф)). Це може відбуватися трьома різними способами:

- 1) До ферменту замість субстрату приєднується поллютантами-інгібітор з утворенням комплексу Ф-І (наприклад, отруєння  $\text{CO}$ );
- 2) Полютант інгібує фермент, розщеплюючи його зв'язок з субстратом;
- 3) Приєднуючись до субстрату разом з ферментом, поллютантами інгібує його активність - утворюється стійкий комплекс С-Ф-І. У підсумку порушуються різні процеси, наприклад, асиміляція вуглекислого газу в процесі фотосинтезу.

$\text{SO}_2$  зв'язується з активним центром ключового ферменту фотосинтезу (рибулозодифосфаткарбоксілази) замість  $\text{CO}_2$  і гальмує фіксацію  $\text{CO}_2$  в циклі Кальвіна. Газообмін  $\text{CO}_2$  гіпотетично є придатним для біоіндикації; взаємодія  $\text{SO}_2$  з HS-групами білків, призводить до руйнування ферментів (доведено для малатдегідрогенази). Синтез захисних речовин в клітині.

У клітинах рослин під дією різних порушень накопичуються певні захисні речовини. Біоіндикація пов'язана з визначенням концентрації цих речовин у рослинах:

- Пролін – амінокислота, яка вважається індикатором стресу. Її концентрація зростала в листях тису поблизу доріг з інтенсивним рухом транспорту, в листі каштана внаслідок засолення ґрунту;

- Аланін – амінокислота, накопичувалася в клітинах водорості требоуксії, сосни та кукурудзи при забрудненні;

- Пероксидаза і супероксиддисмутаза. Під впливом стресових агентів утворюються токсичні пероксиди, які знешкоджуються пероксидазою. Наприклад,  $\text{SO}_2$  викликає збільшення активності пероксидази і поява ізоферментів супероксиддисмутази Ці зміни можна виявити за допомогою гель-електрофорезу.

• **Пігменти.** При забрудненні в клітинах рослин відбуваються такі зміни пігментів. зменшується вміст хлорофілу, який послідовно руйнується (до феофетину, феофорбїду, розпадається пірольне кільце); знижується відношення хлорофіл а/хлорофіл в. Відзначається, що, зокрема, у ялини внаслідок хронічного задимлення SO<sub>2</sub>; сповільнюється флуоресценція хлорофілу. При біоіндикації всі ці зміни фіксують за допомогою приладів. хроматографа, спектрофотометра і флуориметра.

• **Аденозинтрифосфорная кислота.** Значення АТФ – універсального джерела енергії в клітині – важливий показник її життєздатності. Для його кількісної оцінки запропонований показник «енергетичного заряду». АДФ і АМФ – менш насичені енергією молекули аденозиндифосфорної та аденозинмонофосфорної кислот. Показано, що з ростом концентрації SO<sub>2</sub> в повітрі енергетичний заряд клітин рослин (сосна, водорість требоуксія) знижується.

• **Білки.** При забрудненні в клітинах зменшується концентрація розчинних білків.

• **Вуглеводи.** З метою біоіндикації може бути використано спостереження зміни вмісту глюкози і фруктози в листі гороху за дії автомобільних викидів.

• **Ліпіди.** Газові викиди ведуть до зменшення вмісту міристинової, пальмітинової і лауринової кислот та до збільшення лінолевої і ліноленової кислот у складі ліпідів.

Показником забруднення середовища може служити підвищена концентрація полютантів в клітинах живих організмів. Так, виявлена кореляція між вмістом свинцю в листках тису і інтенсивністю автомобільного руху в містах. Накопичення ртуті в пір'ї птахів дозволило за допомогою опудал простежити динаміку забруднень ртуттю. Виявлено, що з початку 40-х років ХХ століття вміст ртуті в пір'ї фазана, куріпок, сапсана та інших збільшилася в 10-20 разів, у порівнянні з 1840-1940 рр.

Зміна розмірів клітин. Показано, що за газодимового забруднення:

- збільшуються клітини смоляних ходів у хвойних дерев;
- зменшуються клітини епідермісу листя.

Порушення фізіологічних процесів в клітині. Плазмоліз. У клітинах рослин під дією кислот і SO<sub>2</sub> цитоплазма відшаровується від клітинної стінки.

**Організмий рівень.** Ще в давнину деякі види рослин використовували для пошуку руд та інших корисних копалин. Пошкодження рослин димом були відзначені в середині ХІХ століття навколо содових фабрик Англії та Бельгії.

Переваги біоіндикації на цьому рівні – це невеликі витрати праці і відносна дешевизна, оскільки не потрібні спеціальні лабораторії і висока кваліфікація персоналу.

***Існують принаймні три випадки, коли біоіндикація стає незамінною:***

1. *Фактор не може бути вимірним.* Це особливо характерно, наприклад, для спроб реконструкції клімату минулих епох. Так, аналіз пилку рослин в Північній Америці за тривалий період показав зміну теплового вологого клімату сухим прохолодним і подальшу заміну лісових угруповань на трав'янисті. В іншому випадку співвідношення ацидофільних і базофільних видів дозволило стверджувати, що в минулому вода в озерах Швеції мала кислу реакцію внаслідок ряду цілком природних причин. Зрозуміло, що провести такі дослідження використовуючи лише стандартні методи неможливо.

2. *Фактор важко виміряти.* Деякі пестициди так швидко розкладаються, що не дозволяють виявити їх вихідну концентрацію в ґрунті. Наприклад, інсектицид дельтаметрин активний лише кілька годин після його розпилення, в той час як його дія на фауну (жуків і павуків) простежується протягом декількох тижнів. Тобто, ми отримуємо ситуацію, коли речовини в середовищі вже немає, проте її вплив все ще спостерігається.

3. *Фактор легко виміряти, але важко інтерпретувати.* Дані про концентрацію в окремому середовищі різних забруднювачів (якщо їх концентрація не надзвичайно висока) не містять відповіді на питання, наскільки ситуація небезпечна для живої природи. Показники ГДК різних речовин розроблені лише для людини. Однак, очевидно, що ці показники не можуть бути поширені на інші живі істоти без індивідуальної модифікації. Є більш чутливі види, і вони можуть виявитися ключовими для підтримки екосистем. З точки зору охорони природи, важливіше отримати відповідь на питання, до яких наслідків призведе та чи інша концентрація забруднювача в середовищі, а не на питання, яка ця концентрація. Цю задачу і вирішує біоіндикація, дозволяючи оцінити біологічні наслідки антропогенної зміни середовища. Фізичні та хімічні методи дають якісні та кількісні характеристики фактора, але лише побічно судять про його біологічну дію. Біоіндикація, навпаки, дозволяє отримати інформацію про біологічні наслідки зміни середовища і зробити лише непрямі висновки про особливості самого фактора. Таким чином, при оцінці стану середовища для отримання повної картини ситуації необхідно поєднувати фізико-хімічні методи з біологічними.

Актуальність біоіндикації обумовлена також простотою, швидкістю і дешевизною визначення якості середовища. Наприклад, при засоленні ґрунту в містах листя липи по краях жовтіє ще до настання осені. Виявити такі ділянки можна, просто оглядаючи дерева. Це є якраз тим випадком, коли біоіндикація дозволяє швидко виявити найбільш забруднені місця проживання навіть без використання дорожчих та значно повільніших класичних фізико-хімічних методів.

Усі компоненти ландшафтів перебувають у тісному взаємодії, але роль їх у своїй різна. Клімат та літогенна основа (а іноді і діяльність людини) - провідні компоненти, що значною мірою визначають виникнення форм

рельєфу, ґрунтів, рослинних угруповань та тваринного світу. При цьому провідні компоненти, незважаючи на своє визначальне значення, все ж таки піддаються відомому впливу з боку інших компонентів, серед яких особливо активна рослинність, що впливає і на клімат і геохімічні процеси. Наприклад, зміна рівня залягання ґрунтових вод при знищенні лісів, закріплення пісків залісненням, осушувальні та зрошувальні меліорації. З точки зору доступності для досліджень і для аерофотографування всі компоненти ландшафту можуть бути поділені на фізіономічні (легко доступні для спостереження та аерофотографування) та деципієнтні (важкодоступні для візуального спостереження та аерофотографування). Найголовнішими фізіономічними компонентами є рельєф та рослинність. У ландшафтах, сильно змінених людиною, зазвичай фізіономічні ще сліди його діяльності. Часто виявляються фізіономічними компонентами річки, струмки, озера, льодовики, сніжники, а також ділянки ґрунту, позбавлені рослинності; у деяких випадках (переважно у високогір'ях) фізіономічні виходи гірських порід. Провідні компоненти – клімат та літогенна основа – зазвичай деципієнтні. Тісний зв'язок тих та інших компонентів дозволяє поставити завдання визначення деципієнтних компонентів по фізіономічних. Це завдання вирішує один із розділів вчення про ландшафт - індикаційне ландшафтознавство. З позицій індикаційного ландшафтознавства будь-який ландшафт можна розглядати як ярусна система. Верхній ярус її (називається зазвичай ектоярус) утворений фізіономічними компонентами, ділянками відкритого ґрунту, поверхнею водойм і слідами діяльності людини. Ектоярус може бути безперешкодно спостерігаємо при маршрутних дослідженнях та зображується на аерофотознімках. Мета ландшафтно-індикаційних досліджень – використання ектоярусу для пізнання різних деципієнтних компонентів і в першу чергу ґрунтів, гірських порід та підземних вод. Серед фізіономічних компонентів, що використовуються під час індикації, розрізняють приватні та комплексні індикатори. До приватних належать геоморфологічні (форми рельєфу), геоботанічні (фітоценози, види та індикаторні групи видів рослин), ґрунтові (поверхня ґрунту, позбавлена рослин, і покривають її утворення, наприклад соляні кори), гідрологічні (поверхня відкритих вод) та антропогенні. Комплексними індикаторами є ектояруси ландшафтів загалом чи поєднання приватних індикаторів друг з одним.

Характер ектоярусів ландшафтів різний. Виділяють орофізіономічні ландшафти, де зовнішній вигляд ландшафту визначається переважно рельєфом (оголені ділянки високогір'їв, незакріплені піски та ін.), фітофізіономічні, де найбільш помітний рослинний покрив (ліси, болота, рівнинні тундри та ін.), педофізіономічні (солончаки) комплексної фізіономічності, де вигляд місцевості визначається поєднанням різних компонентів (найчастіше рельєфом і рослинністю). Об'єктами індикаційних геоботанічних досліджень є переважно остання група ландшафтів, а також і фітофізіономічні ландшафти. В екології та географії рослин накопичено

величезний матеріал про зв'язок окремих видів з певними умовами місцепроживання. Вчення про ці зв'язки становить екології особливий розділ – ауतेкологію (екологію організмів). Різні дослідники намагалися систематизувати ці дані, причому одні їх створювали стрункі класифікації, інші – описували лише окремі елементи їх. У результаті всіх цих робіт склалося уявлення про тяжіння тих чи інших видів до певних чинників середовища. Так з'явилися думки про існування екологічних груп рослин. Єдиної загальноприйнятої класифікації їх поки що немає. Однак виділення цих груп представляє значний інтерес для індикаційної геоботаніки, оскільки в них сконцентрований млого-літній досвід екологічних та геоботанських досліджень. Нижче перераховуються деякі з екологічних груп, які найбільше широко використовуються в індикаційних дослідженнях.

*По відношенню до сумарної оцінки умов зволоження виділяються* ксерофіти, мезофіти, гігрофіти, гідрофіти. Перші пов'язані з посушливими місцем проживання, другі – з помірно зволженими, треті – з надмірно зволженими, останні – з мілководдями. Між групами існують численні переходи. Дані групи можуть бути використані для орієнтовного поділу території по посушливості, але джерела останньої в цій класифікації не враховуються і можуть залежати в одних випадках від положення ґрунтових вод, в інших - від кількості опадів або від фільтраційних властивостей ґрунтів і порід, що підстилають. Відомі випадки, коли до ксерофітів можуть бути віднесені види, що ростуть при значній зволоженості ґрунту; це має місце, наприклад, на верхових болотах, де волога є надлишку, але засвоєння її рослинами утруднено внаслідок високої концентрації в ній органічних речовин. Крім того, ксерофільність і гігрофільність різних видів залежать від їх особливостей, що зумовлюють зв'язок їх з певними місцем проживання. Деякі з цих особливостей помітні в зовнішньому вигляді рослини, інші мають чисто фізіологічний характер і в полі не можуть бути помічені. Тому використання таких груп при гідроіндикації є малоефективним.

Найбільш застосовна для гідроіндикаційних цілей *класифікація видів по відношенню до ґрунтового зволоження*. У ній виділяються фреатофіти (рослини, пов'язані з водоносними горизонтами, насиченими підземними водами), омброфіти (рослини, що живуть за рахунок атмосферних опадів) і трихогігрофіти (рослини, пов'язані з капілярною обляміркою ґрунтових вод, що перебуває в стані постійної рухливості). Серед фреатофітів виділяють облігатні та факультативні; останні досить близькі до трихогігрофітів. Для фреатофітів характерний розвиток глибоко проникаючих коренів і кореневищ (у верблюжої колючки – до 8 м, у деревоподібних форм чорного саксаулу – до 25, у середньоазіатських тамариксів – до 7, у тамариксів Північної Африки – до 30, у чийх – до 5 м). Омброфіти мають неглибокозалегаючу, але сильно розгалужену кореневу систему, здатну вловлювати опади у великому обсязі ґрунту; типовими представниками їх є ефемери та ефемероїди пустель. Для трихогігрофітів типові кореневі системи універсального типу, що поєднують у собі риси фреатофітів та омброфітів.

Трихогідрофіти – життя цих рослин, насамперед, пов'язане з капілярною вологою ґрунтових вод. Вони часто поєднують риси фреатофітів і омброфітів і мають кореневі системи універсального типу.

Ця система розроблена вперше за кордоном Мейнцером, а в колишньому СРСР застосована і уточнена (переважно для аридних регіонів) І.Н. Бей<sup>412</sup>. Ними ж виявлено найпоширеніші види, що належать до кожної групи.

**По відношенню до механічного складу ґрунтів і підстилаючих порід** розрізняють: псаммофіти (рослини пісків), пелітофіти (рослини глинистих субстратів), алеврофіти (рослини суглинистих і супіщаних субстратів), хасмофіти (рослини щербистих субстратів), петрофіти, або літроліт. Серед псаммофітів виділяють трупі п'онерів, які тяжіють до перевіаних, незакріплених пісків і мають здатність створювати осередки закріплення. Для них часто відзначається як характерна фізіономічна ознака розвиток потужної приповерхневої системи шнуроподібних підземних органів, пристосованих до існування в рухомому піщаному субстраті і здатних довго перебувати на поверхні піску, що розвівається.

**Виділення екологічних груп стосовно змісту у ґрунті різних сполук** досить складно, тут є кілька класифікаційних схем. Так, по відношенню до засолення розрізняють дві великі і досить невизначені групи: галофіти (жителі засолених ґрунтів) і глікофіти (всі інші види, що живуть на ґрунтах, позбавлених надлишку солей). Групу галофітів ділять на підгрупи, користуючись різними принципами. Так, за пануванням певних іонів виділяють галофіти хлоридних ґрунтів. (мешкають на субстратах з пануванням кухонної солі - і іноді хлористого кальцію) і гіпсофіти (мешкають на субстратах з переважанням сульфатно-кальцієвого засолення). Фізіономічні особливості видів, що належать до цих підгруп, різноманітні і не дають підстав для їхнього чіткого розпізнавання в полі; тому для польових індикаційних досліджень необхідно знати, які види належать безпосередньо до кожної групи.

**Інший принцип поділу галофітів** полягає у розрізненні підгруп видів, що по-різному пристосовуються до надлишку солей. З цього погляду виділяють такі підгрупи; еугалофіти (типові сукуленти), криногалофіти (рослини, що володіють здатністю виділяти надлишок солей у вигляді крапельок розсолу через особливі залозки; цю підгрупу іноді називають «фільтруючими галофітами»), глікогалофіти (рослини, що не мають зовнішніх рис галоморфної структури, але за рахунок так званого «кореневого бар'єру», тобто системи анатомічних та фізіологічних пристосувань, що захищають рослину від надходження до неї солей).

Н. І. Акжигітова (1982)<sup>413</sup> за ступенем галотолерантності обособлює наступні групи галофітів: гіпергалофіти, пов'язані з субстратами, де сума солей у коренеживаному шарі перевищує 2,3% (сюди належать солерос, сарсазан, поташники, соляноколосники); еугалофіти (зміст солей коливається від 1,8 до 2,3%); гемігалофіти (засолення субстрату лежить у межах від 1,3 до

1,8%) і галоглікофіти (сума солей у кореневжитому горизонті менше 1,3%). Перші дві групи добре помітні у полі.

**По відношенню до засолення ґрунту**, досить умовно, виділяють дві великі групи рослин- індикаторів:

галофіти – мешканці засолених ґрунтів ( за перевагою аніонів розрізняють галофіти хлоридного типу, або власно галофіти та сульфатно - кальцієвого типу, або гіпсофіти; та

глікофіти – рослини, що мешкають на ґрунтах, які не містять зайвої кількості солей.

**За пристосуванням до надлишкового вмісту солей** рослини поділяють на:

еугалофіти, або власно галофіти, які накопичують солі у великих кількостях в тканинах рослини і мають соковиті і м'ясисті стебла;

кріногалофіти – рослини які здатні виділяти надлишок солей у вигляді краплин розсолу крізь особливі залози (їх іноді називають фільтруючими галофітами) і мають характерний сольовий наліт;

глікогалофіти – рослини, що мають кореневий бар'єр, тобто систему анатомічних і фізіологічних пристосувань, які захищають рослину від зайвого надходження солей до тканин рослини.

**По відношенню до кислотності ґрунту** виділяють наступні чотири групи: ацидофіти (жителі кислих субстратів) (Ацидофіти називаються іноді оксилофітами), базифіли (жителі лужних субстратів), нейтрофіли (жителі субстратів з реакцією, близькою до нейтральної), індиферентні види . Характерних фізіономічних особливостей ці групи немає, і за користування ними з індикаційною метою необхідно знати належність виду до певної групи. Та ж класифікація викладається іноді із застосуванням інших термінів, причому за основу береться відношення видів до кальцію (переважно до його карбонатів). Базифіли у своїй називаються кальцієфілами, ацидофіли - кальцієфобами. Відомі та інші екологічні групи (азотолюбні рослини, види, пов'язані з надлишком міді, цинку та ін.).

Щоб індикатор міг розглядатися, він повинен зустрічатися частіше за наявності індикату, ніж без нього. Однак це сполучення може бути різним. Кількісним виразом сполученості індикатора та індикату є достовірність індикатора. Найпростішим, але не дуже точним способом визначення достовірності індикатора стосовно якогось регіону є наступний. На різних ділянках досліджуваного співтовариства в межах даного регіону виробляється опис пробних майданчиків, робляться ґрунтові розрізи, відбираються проби ґрунтів, проводиться неглибоке буріння до ґрунтових вод, відбираються і аналізуються їх зразки, а також і зразки материнських ґрунтоутворюючих порід і ґрунтових вод. Шляхом статистичної обробки одержаного матеріалу визначається достовірність індикаційного значення спільноти. Для цього необхідно, щоб кількість вивчених майданчиків була досить велика.



**Індикація кислотності ґрунтів.** Тісно пов'язані із вмістом поживних елементів у лугових ґрунтах особливості їх кислотності. По відношенню рослин до ступеня кислотності ґрунтів (рН) складено чіткі групи, що показують приуроченість окремих видів до певних значень рН. Найкисліші ґрунти при рН 3,0-4,5 вказує група крайніх ацидофілів. У неї входять білоус, скерда тупоконечна, ситник худий, щучка, луговик звивистий, мар'яник луговий, а також зелені і сфагнові мохи, що розвиваються на вироджуваних луках. Також кислі ґрунти, але з рН 4,5-6,0 і до 6,5 можна визначити з розвитку помірних ацидофілів - калюжниці болотної, жовтців отруйного та пекучого, білозора болотного, фіалки собачої, сердечника лучного, пірію собачого, польови тонкої пухирчастої, вейників ланцетної та наземної. Несильнокислі ґрунти з рН 5,0-6,7, іноді до 7,2 вказують слабкі ацидофіли, такі, як василист світлий і простий, бутень запашний, вероніка довголиста, осока рання, а з чагарників – чорна смородина. До групи ацидофіл-нейтральних евритрофів, що ростуть при рН від 4,5 до 7,0, іноді 7,5, можна віднести чину лучну, смолку звичайну, материнку звичайну, нив'яник, волошка шорстка, осоку заячю. Особливу групу становлять рослини навколонейтральних ґрунтів, що добре розвиваються при рН 6,0-7,3, - лисохвіст луговий, конюшини гірський і лучний, астрагал датський, мильнянка лікарська, лелека, синеголовник, борщівник сибірський, змієголовник, гірчак ястре. Нейтробазифіли вказують значення рН 67-78 іноді до 85. Це такі види, як люцерна серпоподібна, пупавка фарбова, мати-й-мачуха, типчак, чебрець Маршалла.

Слабкі лужні ґрунти з рН 6,7-8,5 і більше служать місцем проживання базифільних рослин. Рослин цієї групи дуже мало в середній смузі, вони звичайні в південних степах, напівпустелях і пустелях, це рослини засолених ґрунтів: кермеки, камфоросму, айстра солончакова, солерос, сарсазан, прутняк.

Є види, байдужі до кислотності ґрунтів, - еври-топи, що живуть різних місцях проживання з ґрунтами при рН 3,0-7,7; 5-9,5; 4-8,0. Ці види як індикатори не використовують: береза, сосна, жовтець повзучий, суниця, горошок мишачий, осока лисяча, зірочка злакалістна, берізка польова, м'ята польова, деревій, яструбка зонтична. Таким чином, кислі ґрунти можна впізнати за масовим розвитком білоуса, колоска запашного, щучки, осоки дернистої, щавелька, а нейтральні - за асоціаціями з пануванням лисохвоста лугового.

Амплітуди значень рН у різних видів різні. Вузькі межі рН має, наприклад, лисохвіст лучний, а конюшини лучна і гірська живуть у межах значно більших – це рослини нейтральних ґрунтів. Серед групи ацидофілів осока пухирчаста має дуже вузьку амплітуду, як і вейник ланцетний, тоді як білоус і наземний вейник – досить широку.

Крім перелічених основних напрямів існують деякі види індикації, що не отримали поки що такого широкого розвитку та застосування, проте досить важливі. Сюди відносяться: індикація кліматичних умов, індикація

тектонічної будови території та особливо розташування різних типів тектонічних порушень. Деякі випадки застосування індикації до цих об'єктів будуть розглянуті у розділах, присвячених тим зонам та підзонам, де ці види індикації найбільш чітко виражені.

Абсолютні індикатори рідкісні. Слід користуватися індикаторами, які мають високу та достатню міру достовірності.

**Достовірність індикатора** – це ступінь спряження індикатора з об'єктом індикації. **Абсолютно достовірним** вважається індикатор, якому об'єкт індикації відповідає в 100 % випадків. Якщо спряженість перевищує 90 %, а показник достовірності більше 9, то індикатор вважається надійним.

**Задовільним індикатор** буде в тому випадку, якщо спряження дорівнює 75-90 %. Показник достовірності знаходиться в межах 3-9. **Сумнівним** індикатор вважається, коли спряженість становить 60-70 %, а показник достовірності дорівнює 1,5-3. Коли спряженість менше 60 %, а показник достовірності менше 1,5, індикація неможлива. Для індикаторів введено показник *значущості*, який дає уявлення про те, наскільки часто індикатор зустрічаються разом з об'єктом індикації. Значення виражається відношенням (у %) кількості еталонних ділянок, де об'єкт індикації присутній разом з індикатором, до загальної кількості еталонних ділянок з об'єктом індикації.

Коефіцієнти достовірності і значущості є важливими характеристиками індикаторних властивостей рослин. Якщо вони достатньо високі можна починати фітоіндикацію.

**Сполученість індикаторів** з різними індикатами повинна визначатися незалежно, окремо для кожного з індикатів, оскільки спільнота, яка не виявила зв'язку з одним індикатом, може мати дуже міцний зв'язок з іншим (наприклад, фреатофіти, індиферентні до ґрунтових умов, мають чіткий зв'язок з глибиною залягання та мінералізацією ґрунтових вод). Для багатьох рослинних угруповань індикаційне значення вже визначено, і відомості про них внесені до спеціальних індикаційних довідників. Для цих довідників вибрано індикатори, які мають високу і достатню достовірність. Вірогідність не визначає повністю практичну цінність індикатора. Важливим є й те, наскільки часто зустрічається індикатор у межах площі, де є індикат. Ця характеристика називається значимістю індикатора. Індикатори, що мають високу достовірність, можуть мати дуже малу значимість, якщо вони зустрічаються рідко. Для орієнтовної оцінки значущості можна застосувати таку шкалу (частота зустрічей індикатора в межах площі, зайнятої індикатором (% від досліджених ділянок індикату):

- Відмінна 90-100
- Гарна 75-90
- Нормальна 50-75
- Низька 10-50
- Нікчемна Менш ніж 10

Зазвичай рослини-біоіндикатори використовуються для оцінки забруднення повітря, а тварини-біоіндикатори – води. При екологічному моніторингу використання біоіндикаторів часто дає більш цінну інформацію, ніж колишня оцінка забруднення приладами, так як біоіндикатор реагує відразу на весь комплекс забруднень. Крім того, маючи «пам'ять», вони своїми реакціями відображають забруднення за тривалий період. На листках дерев при забрудненні атмосфери з'являються некрози (відмираючі ділянки). По присутності деяких стійких до забруднення видів та відсутності нестійких видів (наприклад, лишайників) визначається рівень забруднення атмосфери міст. Здатність деяких видів біоіндикаторів акумулювати забруднюючі речовини дозволила Швеції виявити наслідки аварії на Чорнобильській АЕС при аналізі лишайників. Береза і осика можуть сигналізувати про підвищений вміст барію та стронцію в навколишньому середовищі неприродно зеленим кольором листя. Аналогічно в ареалі розсіювання урану навколо родовищ пелюстки іван-чаю стають білими (в нормі – рожеві), у лохини темно-сині плоди набувають білий колір і т. д. Для виявлення забруднюючих речовин використовуються різні види біологічних індикаторів: для загального забруднення – лишайники і мохи, для забруднення важкими металами – слива і квасоля, діоксидом сірки – ялина і люцерна, амоніаком – соняшник, сірководнем – шпинат і горох, поліциклічними ароматичними вуглеводнями (ПАВ) – недоторка та ін. Використовуються і так звані «живі прилади» – рослини-індикатори, висаджені на грядках, поміщені в вегетаційні судини або в спеціальні коробочки (в останньому випадку використовуються мохи, коробочки з якими називаються біометрами). «Живі прилади» встановлюють в найбільш забруднених частинах міста.

При оцінці забруднення водних екосистем як біоіндикатори можуть використовуватися вищі рослини або мікроскопічні водорості, організми зоопланктону (інфузорії-туфельки) і зообентосу (молюски та ін.). У середній смузі у водоймах при забрудненні води розростається кушир, рдест плаваючий, ряска, а в чистій воді – водокрас жаб'ячий і сальвінія. За допомогою біологічних індикаторів можна оцінювати засолення ґрунту, інтенсивність випасу, зміни режиму зволоження і т.і. У цьому випадку весь склад фітоценозу використовується як біоіндикатор. Кожен вид рослин має певні межі поширення (толерантності) по кожному фактору середовища, і тому сам факт їх спільного зростання дозволяє достатньо повно оцінювати екологічні фактори.

Широке поширення набуло використання дерев як біоіндикаторів зміни клімату та рівня забруднення навколишнього середовища. Враховується товщина річних кілець: в роки, коли випадало мало опадів або в атмосфері підвищувалася концентрація забруднюючих речовин, утворювалися вузькі кільця. Таким чином на спилі стовбура можна бачити відображення динаміки екологічних умов.

За Е. Вайнертом<sup>414</sup>, відповідно з організаційними рівнями біологічних систем **можна виділити різні рівні біоіндикації**, між якими не можна провести різких меж:

- 1-й рівень: біохімічні і фізіологічні реакції;
- 2-й рівень: анатомічні, морфологічні, біоритмічні та поведінкові;
- 3-й рівень: флористичні, фауністичні, хорологічні зміни;
- 4-й рівень: ценотичні зміни;
- 5-й рівень: біогеоценотичні зміни;
- 6-й рівень: зміни ландшафтів.

Вибір тест-організмів може бути успішним лише при обліку природного місця існування виду і є одним з найважливіших чинників, що визначають можливість використання конкретного виду для біотестування. Аналіз основних закономірностей процесу адаптації живих організмів, фізіологічних, поведінкових і екологічних особливостей гідробіонтів дає можливість сформулювати ряд положень про тест-організми і тест-операціях, які можуть полегшити розробку уніфікованих універсальних біологічних методів оцінки загальної токсичності водного середовища. Так, **оптимальні тест-організми повинні відповідати таким вимогам:**

✓ використовувані для тестування особини повинні бути генетично однорідними, що забезпечить схожість їх чутливості і резистентності, а також однаковість відповідних реакцій на вплив токсикантів, що гарантують високу відтворюваність результатів тестування і можливість стандартизації методу;

✓ функціональна активність тест-організму не повинна мати сезонної періодичності, що дозволить отримувати одні і ті ж результати незалежно від пори року;

✓ види, які використовуються як тест-організми, повинні мати високий рівень метаболізму, що забезпечить швидкість виникнення у них відповідних реакцій на дію токсикантів і, отже, експресному біотесту. Тест-організми повинні бути стресостійкими до операцій, пов'язаних з процедурою тестування, тобто їх розташування в експериментальних камерах і проведення необхідних спостережень і вимірів не повинно само по собі викликати у них чітко виражених стресових реакцій. Виконання всіх цих вимог можна забезпечити тільки в разі культивування чистих ліній тест-організмів у стандартних, «екологічно чистих», оптимальних для даного виду умовах. При створенні чутливих експресних біотестів найбільш перспективним є використання в якості тест-функцій поведінкових реакцій тварин. Оскільки біотестування може дати достовірні результати тільки при обліку декількох незалежних чинників (тест-функцій), вибрані тест-організми повинні мати здатність до реалізації в умовах експерименту досить широкого набору легко реєстрованих поведінкових реакцій.

**Ідеальний біологічний індикатор повинен задовольняти ряд потреб:**

- бути типовим для даних умов;
- мати високу чисельність в досліджуваному екотопі ;

- мешкати в даному місці і на протязі багатьох років, що дає можливість простежити динаміку забруднень;
- знаходитись в умовах, які зручні для відбору проб;
- давати можливість проводити прямі аналізи без попереднього концентрування проб;
- характеризуватися позитивною кореляцією між концентрацією забруднюючих речовин в організмі-індикаторі і об'єкта дослідження;
- використовувати в природних умовах цього існування;
- має короткий період онтогенеза, щоб була можливість відслідковувати вплив чинника на наступні покоління.

Критерії вибору біоіндикатора:

- швидка відповідь;
- надійність (помилка <20 %);
- простота;
- моніторингові можливості (постійно присутній в природі об'єкт).

Методи біоіндикації поділяються на два види: реєструвальна біоіндикація і біоіндикація за акумуляцією.

**Реєструвальна біоіндикація** дозволяє робити висновок про вплив чинників середовища за станом особин виду або популяції, а біоіндикація за акумуляцією використовує властивість рослин і тварин накопичувати ті чи інші хімічні речовини.

Відповідно до цих методів розрізняють реєструвальні і накопичувальні індикатори.

**Реєструвальні індикатори** реагують на зміни стану навколишнього середовища зміною чисельності, пошкодженням тканин, соматичними проявами (в тому числі повторюваність), зміною швидкості росту та іншими добре помітними ознаками.

**Накопичувальні індикатори** концентрують забруднювальні речовини в своїх тканинах, певних органах і частинах тіла, які в подальшому використовуються для визначення ступеня забруднення навколишнього середовища за допомогою хімічного аналізу. Прикладом подібних індикаторів можуть служити хітинові покриви ракоподібних і личинок комах, що живуть у воді, мозок, нирки, селезінка, печінка ссавців, черепашки молюсків, мохи.

**Біоіндикаційне діагностування стану навколишнього середовища** має ряд переваг перед хімічними та фізико-хімічними методами дослідження, а саме:

- вирізняється високою чутливістю до надслабких антропогенних змін якості середовища;
- дозволяє своєчасно виявляти наслідки впливу техногенних чинників на якісні показники довкілля (наприклад, передбачити «цвітіння» води, запобігати токсикозам, пов'язаним з цим явищем та з впливом стічних вод);
- дає можливість оцінити рівень забруднення в умовах великого різноманіття ситуацій;

▪ забезпечує вчасне виявлення наслідків та надання характеристики антропогенних впливів на екосистему, які мали місце в минулому (або напередодні аналізу), та прогнозування їх післядії.

Біоіндикація може здійснюватися на всіх рівнях організації живого: біологічних макромолекул, клітин, тканин і органів, організмів, популяцій (просторова угруповання особин одного виду), спільнот, екосистем і біосфери в цілому.

Сам процес біоіндикації ґрунтується на важливих аспектах фізіологічних елітинно-організованих реакцій до яких належать:

**Біохімічні та фізіологічні реакції** – зміни в організмі, що відбуваються під впливом певного чинника довкілля на рівні мембран, ферментів, гормонів, компонентів клітин, пігментів, інтенсивності фотосинтезу.

Морфологічні, біоритмічні та поведінкові відхилення від норм в організмів під впливом антропогенних чинників.

**Вплив на морфологічну структуру.** Ще в середині XIX ст. у Великій Британії та Бельгії поблизу содових заводів було помічено зміну форми органів, забарвлення та продуктивності окремих рослин. Морфологічні індикатори використовують для складання екологічних карт (антропогенного забруднення територій), для ведення пошуку родовищ корисних копалин за допомогою дистанційних методів, виявлення засолення ґрунтів тощо.

**Макроскопічні зміни** – це некрози (відмирання окремих ділянок тканин), наприклад, крайові некрози листя лип, що ростуть на тротуарах, зумовлені засоленням ґрунтів; зміна забарвлення (під впливом SO<sub>2</sub> в листі смородини руйнується хлорофіл і виявляється червоне забарвлення антоціанів), передчасне старіння (під дією етилену; тому для прискорення дозрівання фруктів їх обробляють цим газом); обпадання листя; зміна форми чи розмірів органів; зниження продуктивності; навіть формування нехарактерної для певного виду крони (у разі забруднення повітря SO<sub>2</sub> і HF дерева набувають куцо- і подушкоподібних форм).

**Мікроскопічними змінами** може бути зміна розмірів клітини і субклітинних структур (руйнування хлоропластів у листках під впливом оксиду сульфуру (IV) і хлориду натрію) тощо.

**Вплив на анатомо-динамічні структури** тварин виявляється в зміні розмірів тіла чи окремих його частин, зміні забарвлення (в 1948 р. у промисловому районі Великої Британії було вперше помічено метелика – темного п'ядуна березового, який пристосувався до зміненого довкілля – темних від осідання сажі й пилу стовбурів берез; через 50 років кількість його вже становила 99% місцевої популяції).

**Дія на біоритми** (наприклад, передчасне пожовтіння та обпадання листя).

**Хорологічні та популяційно-динамічні зміни** (зміна продуктивності окремого виду, народжуваності й смертності, розширення чи скорочення ареалу).

Саме системний підхід вивів фітоіндикацію на більш високий рівень досліджень і дозволяє оцінювати не тільки статичні властивості екосистем, а й їх динаміку, зміни процесів, що спричинені як природними, так і антропогенними факторами.

На нижчих рівнях організації біологічних систем переважають прямі і частіше специфічні види біоіндикації, пов'язані з дією якого-небудь певного стресора. На вищих рівнях переважає *непряма* біоіндикація. В зв'язку зі складністю біологічних систем часто буває можлива лише неспецифічна біоіндикація. Однак це відкриває шляхи до виявлення комплексних стресорних впливів і тим самим до оцінки допусВМих навантажень на складну екосистему.

Для біоіндикації використовують *пасивний* і *активний* моніторинг. В першому випадку у вільно живучих організмів вивчають видимі або непомітні пошкодження, або відхилення від норми, які є ознаками стресової дії. Активний моніторинг передбачає виявлення тих же самих впливів на тест-організми, які знаходяться в стандартизованих умовах на досліджуваній території.

За особливостями реакції на вплив забруднювачів рослини поділяють на рослини-індикатори й рослини-монітори.

**Рослина-індикатор** – рослина, у якої ознаки ушкодження виявляються при впливі фітотоксичної концентрації забруднюючих речовин або їх суміші (рис. 2.2 б).

Рослина-індикатор є хімічним сенсором, який може виявити в повітрі присутність забруднюючої речовини, але спостереження за нею не дають змоги отримати дані про її кількість.

Лишайники і мохи відомі як накопичувачі забруднюючих речовин, переважно важких металів, які ці рослини можуть акумулювати й кількостях, що значно перевищують їх концентрацію в навколишньому середовищі.

Отже, поява у рослин типової ознаки ушкодження вказує на наявність у повітрі забруднюючої речовини або її суміші.

Зважаючи на важливість кількісної оцінки, особливо інформативними є організми, які у певний спосіб реагують саме на кількість забруднювача у довкіллі, тобто рослини-монітори.

Рослина-монітор – рослина, за ознаками ушкодження на якій можна отримати інформацію про кількість забруднюючих речовин або їх суміші у довкіллі.

Нижче наведено ряд рослин-індикаторів по відношенню до різних чинників біоіндикації.

Лишайники є живі організми, що складаються одночасно з гриба і водорості. Відповідно до сучасної класифікації лишайники відносяться до

царства грибів. Грибна частина (мікобіонт) формує вегетативне тіло лишайників (талом або слоевище), яке представлене зазвичай сумчастими грибами. Клітини водорості розташовуються всередині талому. Альгокомпонент (фікобіонт) представлений зеленими або синьо-зеленими водоростями, окремі види яких можуть існувати у природі самотійно. Однак є види водоростей, які зустрічаються лише у складі лишайників. Мікобіонт залежить від водоростей, що виконують функцію постачальників органічних речовин. Водорості у свою чергу одержують від гриба мінеральні речовини, поглинені із субстрату або атмосфери. Гіфи грибів захищають клітини водоростей від надмірної сонячної радіації.

Лишайники добре пристосовані до екстремальних зовнішніх умов. Температура субстрату може досягати часом 70-80 °С.

У цьому фізіологічна активність лишайників зберігається за нормальної температури до -25 °С. Крім того, лишайники можуть протистояти тривалій посусі. В умовах сильної посухи лишайники знижують фізіологічну активність, відновлюючи її у зволжених умовах. При надлишку вологи серед лишайники можуть збільшувати свою біомасу на 200-500% проти сухим станом.

Поживні речовини лишайники отримують з атмосфери з дощем і вітром.

Лишайник мають дуже високу здатність до акумуляції металів. Так, один із видів лишайників, що виростають на території Бельгії, акумулював цинк вагою, що становить 10% від сухої ваги талому.

Відсутність кутикули та висока активність катіонного обміну талому у лишайників забезпечують вільне проникнення забруднюючих речовин усередину талому та їх депонування. В умовах постійного антропогенного забруднення лишайники, що характеризуються великою тривалістю життя (від кількох сотень до кількох тисяч років), стають дуже вразливими.

Лишайники виявляють видову специфіку у накопиченні важких металів. У межах роду лишайників *Parmelia* накопичення Fe, Mn, Ni було приблизно однаковим, тоді як Cd накопичувався переважно видом *Parmelia caperata*, Zn і Pb – видом *P. saxatilis*.

У лишайників встановлено різне накопичення важких металів окремих частинах талому. Основним місцем накопичення металів є ділянки між гіфами гриба в серцевій частині лишайників. Розподіл металів між мікобіонтом та альгокомпонентом залежить від концентрації та характеру металу. У модельних дослідах з лишайником *Peltigera canina* Fe та Pb при низьких концентраціях у розчині накопичувалися переважно у різідах гриба, меншою мірою – у водоростях та ще менше – у серцевині гриба. При високих концентраціях цих металів мінімальний вміст відмічено у водоростях і максимальне – у фракції гриба. Інші метали: Cu, Ni, Zn – незалежно від концентрації в розчині акумулювалися максимально в альгокомпоненті та мінімально в мікобіонті.



У ряді досліджень встановлено вибіркочу здатність окремих частин лишайників (апотеції, аскоспори, шийки та таломи) до акумуляції важких металів.

Поглинання важких металів залежить також від характеру субстрату, на якому живе лишайник. Низка даних свідчить про вплив віку моренних відкладень на вміст металів у лишайників. Порода дерев, на стовбурах яких живуть лишайники, грає роль накопиченні металів. Лишайники на стовбурах хвойних дерев (сосен), акумулюють удвічі більше міді та цинку в порівнянні з лишайниками на стовбурах листяних порід (берез та осик).

Дослідження, проведені у Канаді та Скандинавії, демонструють залежність накопичення важких металів лишайниками від підвищення рівня забруднення атмосфери. Були отримані дані щодо збільшення накопичення металів на регіональних градієнтах збільшення (трансектах) антропогенного забруднення.

Численні дослідження свідчать про високу чутливість лишайників до якості довкілля. Проте сприйнятливості різних видів лишайників до забруднення значно відрізняється. Найбільш чутливими є куцисті лишайники, потім листуваті, найбільш стійкими – накипні форми. Відрізняються щодо толерантні види.

Одним із найчутливіших фізіологічних процесів у лишайників при впливі токсичних сполук та елементів є фотосинтез. Порушення виявляються у витісненні іонів магнію з молекули хлорофілу. При екстремально високому забрудненні зелений пігмент перетворюється на темно-коричневий і процес фотосинтезу повністю припиняється, настає загибель як альгобіонта, так і гриба. Негативні зміни процесу фотосинтезу залежать від віддаленості джерела забруднення, і від видових особливостей лишайників. Дослідження французьких учених показали, що у виду *Hypogymnia physodes* в 15 м від автостради вміст свинцю в таломі становило 488 мг/кг, швидкість фотосинтезу зменшувалася у своїй на 74% проти контролем. У 600 м від дороги зниження швидкості фотосинтезу цього виду становило 15%. В інших видів – *Evernia prunastri* та *Parmelia caperata* – в 15 м від дороги при утриманні свинцю 283 та 570 мг/кг відповідно швидкість фотосинтезу знижувалася на 40%. Різний рівень придушення фотосинтезу під впливом важких металів ряд учених пояснюють різною систематичною приналежністю фікобіонта.

У лишайників під впливом важких металів порушуються проникність мембран, процеси спороношення, формування генеративних та вегетативних репродуктивних органів.

На зовнішньому рівні вплив забруднювачів проявляється у зміні ростових процесів. Може спостерігатися або нерівномірне збільшення серцевинного шару талому, або загальне зниження маси та довжини таломів, зменшення їх кількості.

Мінеральні речовини	Назва рослин
Недолік азоту	Конюшина, дрік фарбувальний, люцерна, астрагал.
Надлишок азоту	Мокриця, калужниця, кропива дводомна, недоторка, паслін солодко-гіркий, хміль, лопух, лобода біла, пирій, спориш, (горця пташиного).
Надлишок калію	Конюшина
Надлишок фосфору	Портулак, гірчиця
Недолік заліза	В'юнок, подорожник, кульбаба, тисячолістник.
Надлишок кальцію	Багато бобових (наприклад люцерна серповидна),
Недолік кальцію	Щучка (луговик дернистий), квас, сфагнум та ін.

Родючість ґрунту	Назва рослин
<b>Рослини-евтрофи</b>	
<b>Висока</b>	Кропива, іван-чай, таволга, смить, чистотіл, копитняк, кислиця, валеріана, чина лугова, лобода біла, мокричник, білокудренник, мокриця.
<b>Рослини-мезатрофи</b>	
<b>Помірна</b>	Майник дволистий, медунка, дудник, грушанка, гравілат річковий, костриця лучна, купальниця, вероніка довголиста, портулак, берізка польова, кульбаба звичайна.
<b>Рослини-оліготрофи</b>	
<b>Низька</b>	Сфагнові (торф'яні) мохи, наземні лишайники, котяча лапка, журавлина, білоус, ситник ниткоподібний, запашний колосок, коров'як, полин, дика морква, дикий пастернак.
<b>Рослини-еврітрофи</b>	
<b>Байдужі до родючості</b>	Люттик їдкий, грицики, тонконіг лучний.

Рисунок 2.2 б – Групування рослин-індикаторів за рядом тестових показників едафічних умов

Група	Назва рослин	pH грунту
<b>Нейтрофіли</b> рослини нейтральних ґрунтів.		
<b>Околелінійні</b>	Снить європейська, полуниця зелена, лисохвіст луговий, конюшина гірська, конюшина лугова, мильнянка лікарська, аїстнік цікутни, цикорій, м'ят лик луговий.	6,7-7,0
<b>Нейтрально-базифільні</b>	Мати-й-мачуха, пупавка красильна, серповидна, келерія, осока волохата, лядвенець рогатий, гусяча лапка.	7,0-7,8
<b>Базифіли</b> рослини лужних ґрунтів.		
<b>Базифільні</b>	Волошка, гірчак, кермеки, підмаренник, селітряна, бересклет бородавчастий, осот.	7,8-9,0

Назва рослин	Глибина ґрунтових вод
Осока дерниста, осока пухирчаста	<b>0-10 см</b>
Осока лисяча, осока гостра, кунічник Лангсдорфа, хвоц болотний, калюжниця болотна	<b>10-50 см</b>
Гадючник в'язолистий, зірочник середній	<b>50-100 см</b>
Мітлиця біла, костриця лучна, горошок мишачий	<b>100-150 см</b>
Конюшина лучна, подорожник великий, пирій повзучий	<b>Понад 150 см</b>

Продовження рисунка 2.2 б – Групування рослин-індикаторів за рядом тестових показників едафічних умов

Тип ґрунтів	Назва рослин	
<b>Гігрофіти</b>		
<b>Вологі</b> (заболочені)	Морошка, білозір, калюжниця, герань лучна, очерет лісовий, вовче тіло, гірчак зміїний, м'ята польова, чистець болотний.	
<b>Мезофіти</b>		
<b>Помірно вологі</b>	Тимофіївка лучна, лисохвіст луговий, конюшина лучна, мокриця, портулак, горошок мишачий, волошка фрігійська, копитняк, золота різка, плауни.	
<b>Ксерофіти</b>		
<b>Сухі</b> (посушливі)	Котячі лапки, нечуйвітер волохатенький, ковила пірчаста, мучниця, мітлиця біла, наземні лишайники.	
Група	Назва рослин	pH ґрунту
<b>Ацидофіли</b> рослини кислих ґрунтів		
<b>Крайні ацидофіли</b>	Сфагнум, зелені мохи – гілокоміум, дікранум, щавель кінський, молочай, волошка польова, підмаренник чіпкий, білоус, котячі лапки, цетрарія, м'ята, подорожник, горець почечуйний, колосок, іван-да-маря, польовий хвощ, перстач, повзучий жовтець, маргаритка, верес, вероніка дібровна, пікульник.	<b>2,4-4,5</b>
<b>Помірні ацидофіли</b>	Калюжниця болотна, сухоцвіт, жовтець отруйний, мучниця, седмичник, братки, полин, європейський, білозір болотний, сердечник луговий, пікульник, конюшина, живокіст польова, підмаренник чіпкий, їжовник звичайний, кульбаба, пташиний горець, люцерна, мати-й-мачуха, мокриця, осот, нівняк, шипшина, реп'ях, ромашка, пирій.	<b>4,5-6,2</b>
<b>Слабкі ацидофіли</b>	Сфагнум гіргензона, папороть чоловічий, бор розлогий, анемона лютикова, зеленч, дзвіночки широколистий і кропиволистний, купина багатоквітка, медунка темна, костриця висока, осоки волосиста і рання, горець, пирій повзучий, лобода біла.	<b>6,3-6,5</b>
<b>Ацидофільно-нейтральні</b>	Зелені мохи – гілокоміум, плеврозіум, верба козяча, аїстник цікутний, грицики.	<b>6,5-6,6</b>

Продовження рисунка 2.2 б – Групування рослин-індикаторів за рядом тестових показників едафічних умов

Лишайники можна використовувати для контролю вмісту SO<sub>2</sub> в навколишньому середовищі. Здатність до акумуляції SO<sub>2</sub> залежить від виду цих рослин. Поєднання методів інструментального моніторингу із спостереженнями за лишайниками дасть змогу встановити залежність між їх ростом і концентрацією SO<sub>2</sub> в довкіллі. Швидкість росту і колір лишайника вказують на присутність або відсутність SO<sub>2</sub> і його приблизну концентрацію в повітряних масах. Цей метод використовують при моніторингу SO<sub>2</sub> в Англії, Ірландії, Канаді, Франції, Швеції та США.

Мохи також можна використовувати для біоіндикації важких металів.

Мохи, або мохоподібні, є відділом вищих рослин, що включає три класи – мохоподібні або справжні мохи, печінкові та антоцеротові.

Тіло мохів представлене слоевищем, притиснутим до субстрату (антоцеротові і деякі печінкові мохи), або стеблом, що сходить догори з листям (листочестоблові). Коріння у мохів відсутні, є ризоїди. Багато видів мохів позбавлені ризоїдів.

Більшість мохів немає розвинених покривних тканин. Основним джерелом вологи та елементів мінерального живлення є атмосферні опади. Мінеральні елементи надходять безпосередньо через клітинні стінки.

В екосистемах мохи виступають важливою ланкою у кругообігу речовин. Особливо велика їх роль первинної продукції речовини у північних широтах.

Акумуляція важких металів мохами Мохи мають високу здатність до акумуляції забруднюючих речовин з повітря. Накопичення важких металів мохами залежить від ступеня та складу забруднення, тривалості впливу забруднювача, сорбційної ємності мохів, особливостей клітинної мембрани.

Встановлено міжвидові відмінності мохів за вмістом важких металів. Відмінності ці пов'язані з морфологічними особливостями. Види, що мають сильно розвинену листову поверхню (*Atrichum undulatum*), акумулюють з повітря більш високі концентрації забруднюючих речовин, ніж види зі слабозрозуміною листовою поверхнею (*Ceratodon purpureus*).

Виявлено суттєві відмінності мохів у накопиченні важких металів, зумовлені віддаленістю від джерел забруднення.

Різні види мохів мають неоднакову чутливість до забруднюючих речовин. Мохи з гідрофітною структурою та високою здатністю до вологонасичення акумулюють значно більше металів у порівнянні з мохами ксерофітної структури.

Однак висока вологозабезпеченість гідрофітних мохів обумовлює менший ступінь ушкодження. При висушенні у ксерофітних мохів відбувається відділення клітинної мембрани від клітинної стінки і повітряні простори, що з'являються, утворюють бар'єр на шляху надходження забруднювачів. Нестача води призводить до більшої ушкодження при висушенні мохів.

Відмінність у чутливості мохів до забруднюючих речовин проявляється на різних стадіях розвитку. Так, молоді мохи витримують більшу концентрацію токсичних речовин, ніж старі.

#### ***Відбір і підготовка біологічних матеріалів для біомоніторингу.***

Отримання достовірних, повних і точних даних за допомогою біоіндикації можливе лише у разі точного дотримання низки вимог. Так, при виборі рослини для використання її в ролі біомонітора необхідно дотримуватися таких умов:

- наявність у рослини вираженої реакції на вплив забруднюючої речовини, тобто помітних ознак ушкодження, змін швидкості росту, морфологічних змін, порушень цвітіння, змін продуктивності або врожайності;

- відбір рослин, невибагливих до умов вирощування і догляду; - відбір рослин, які мало піддаються впливу шкідників та хвороб.

Отримання усереднених зразків матеріалів рослинного походження (сформованих з 5-6 разових проб) є складним завданням, що потребує правильного обрання місця, способу і часу. Рослинні зразки слід збирати на достатньо великій відстані від будівель, доріг і джерел забруднюючих речовин. Досліджувану ділянку умовно розділяють на кілька квадратів, з кожного рівномірно відбирають рослинний матеріал (листя, стебла, кору) в необхідній кількості.

Паралельно з відбором проб проводять біологічний облік відібраних рослин (висота рослин, кількість пагонів на одній рослині, фази розвитку).

Дослідження середовища методами біоіндикації та біотестування. Фіксація морфологічних відхилень рослин від норми під дією забруднюючих речовин лежить в основі біоіндикації.

Метод біоіндикації базується на адекватному відбитті живим організмом умов середовища, в яких він розвивається і на зміну яких він відповідним чином реагує. Біоіндикацію широко використовують у лісовій типології, фітоценології, а також для визначення забруднення атмосферного повітря за допомогою лишайників (ліхеноіндикація), мохів (бріоіндикація) та грибів (мікоіндикація). Для біоіндикації середовища застосовують і вищі рослини, а також тварин та мікроорганізми.

***Біотестування*** – це оцінка (випробування) дії факторів (фізичні, хімічні, фізико-хімічні) або групи факторів на живі організми шляхом реєстрації змін того чи іншого біологічного показника (фізіологічного, біохімічного, цитогенетичного та ін.) піддослідного тест-об'єкту (індикатору) порівняно до контролю в чітко заданих (тобто стандартних, лабораторних) умовах.

Таким чином, ***біотестування*** – це експериментальне визначення токсичності (шкідливості) середовища за допомогою біологічних об'єктів або процесів. В цьому відмінність метода біотестування від біоіндикації і біомоніторингу середовища, які здійснюються в натурних умовах (в

природі). Фактично, біотест – не тест-реакція організму на певний вид забруднення.

При біоіндикації слід враховувати чотири головних вимоги.

- відносна швидкість проведення;
- одержання достатньо точних і відтворювальних результатів;
- присутність об'єктів, які використовуються з метою біоіндикацій, якщо можливо, у великій кількості і з однорідними властивостями;
- діапазон похибок порівняно з другими методами тестування повинен бути не більше 20%.

Велика роль у цьому відводиться оцінці довкілля за накопиченням в органах рослин забруднювачів оточуючого середовища, фізіологічним і біохімічним показникам.

**Екологічні індикатори** сумують всі біологічно важливі дані про навколишнє середовище і відображають його стан в цілому, оскільки дія токсичних речовин є поштовхом до різноманітних змін всередині екосистеми, компоненти якої тісно пов'язані один з одним. Екологічні індикатори роблять необов'язковим використання дорогих хімічних та фізичних методів для вимірювання біологічних параметрів. Екологічні індикатори відображають швидкість процесів, що відбуваються в навколишньому середовищі, вказують на шляхи та місця накопичення забруднень в екосистемах, дозволяють оцінити шкідливість тих чи інших речовин для природи та людини. Таким чином вони дають можливість контролювати дію багатьох синтезованих хімічних сполук та нормувати допустиме навантаження на екосистеми, які відрізняються за своєю стійкістю до антропогенних впливів. Крім того, біологічні індикатори дають змогу оцінювати кумулятивні та віддалені ефекти дії екоотоксикантів.

На сучасному етапі для екологічної індикації використовують лишайники (ліхеноіндикація), сосни (дендроіндикація), дощових черв'яків, медоносних бджіл, багато видів риби (наприклад, окуні, гуппі), фіто- та зоопланктон (синьо-зелені водорості, гіллястовусі рачки).

У порядку зростання толерантності до забруднювачів рослини розташовують в наступний ряд: гриби < лишайники < хвойні < трав'янисті рослини < листопадні дерева. Найбільш чутливі до забруднень повітря такі культури: салат, люцерна, злакові, хрестоцвітні, а до нечутливих видів відносять кукурудзу, виноград, трояндоцвітні, подорожник.

**Рослини-індикатори родючості ґрунтів.** Ґрунт – один з головних об'єктів навколишнього середовища, центральна сполучна ланка між біотичним і абіотичним компонентами біосфери. Повний аналіз ґрунту потребує багато часу і праці. Однак багато особливостей ґрунту, у тому числі і родючість, можна визначити по рослинах-індикаторах, що його населяють.

Так, наприклад, про високу родючість свідчать наступні рослини: малина, кропива, іван-чай, таволга, снить, чистотіл, копитень, кислиця, валер'янка, чина лугова.

Індикатори помірної (середньої) родючості: медяниця, дудник, грушанка, гравілат річковий, вівсяниця лугова, купальниця, вероніка довголиста.

Про низьку родючість свідчать сфагнові (торф'яні) мохи, наземні лишайники, котяча лапка, брусниця, журавлина, білоус, ситник нитковидний, духмяний колосок.

Байдужі до ґрунтової родючості: жовтець їдкий, вівчарська сумка, мятлик луговий. Маловимоглива до ґрунтової родючості сосна звичайна.

Крім загального поняття «родючість ґрунту», можна з'ясувати забезпеченість ґрунту певними елементами.

Наприклад, про високий вміст азоту свідчать рослини-нітрофіли - іван-чай, малина, кропива; на лугах і ріллі – розростання пирію, гусячого перстачу, споришу (горця пташиного). При гарному забезпеченні азотом рослини мають інтенсивно-зелене забарвлення.

Навпаки, нестача азоту проявляється блідо-зеленим забарвленням рослин, зменшенням гіллястості й числа листів.

Високу забезпеченість кальцієм показують кальцефіли: багато бобових (наприклад, люцерна серпоподібна), модрина сибірська.

При нестачі кальцію панують кальцефоби - рослини кислих ґрунтів: білоус, щучка (луговик дернистий), щавлів, сфагнум й ін. Ці рослини стійкі до шкідливої дії іонів заліза, марганцю, алюмінію.

**Рослини-індикатори водного режиму ґрунтів.** Індикаторами різного водного режиму ґрунтів є рослини-гігрофіти, мезофіти, ксерофіти.

Вологолюбні рослини (гігрофіти) – мешканці вологих, іноді заболочених ґрунтів: лохина, багно, морошка, білозір, герань лугова, очерет лісовий, шабельник болотний, горець зміїний, м'ята польова, чистець болотний.

Рослини досить забезпечених вологою місць, але не сирих і не заболочених – мезофіти. Це більша частина лугових трав: тимофіївка, лисохвіст луговий, пирій повзучий, конюшина лугова, горошок мишачий, чина лугова, волошка фригійський. У лісі це брусниця, костяниця, копитень, золота різка, плауни.

Рослини сухих місцеперебувань (ксерофіти): котяча лапка, ковила пір'яста, мучниця, мітлиця біла, наземні лишайники.

**Рослини-індикатори глибини залягання ґрунтових вод.** Установлення показників глибини залягання ґрунтових вод має значення для уточнення властивостей ґрунтів і для вироблення рекомендацій з їх меліорації. Для



індикації глибини залягання ґрунтових вод можна використати групи видів трав'янистих рослин (індикаторні групи). Для лугових ґрунтів виділяється п'ять груп індикаторних видів (табл. 2.5 а).

Таблиця 2.5 а

Індикаторні групи рослин-показчики глибини ґрунтових вод на лугах (за С.В. Вікторовим, Г.Л. Ремезовою<sup>415</sup>)

Індикаторна група	Глибина ґрунтових вод
1. Конюшина лугова, подорожник великий, пирій повзучий	Більше 150 см
2. Мітлиця біла, вівсяниця лугова, горошок мишачий, чина лугова	100-150 см
3. Таволга в'язолиста	50-100 см
4. Осока лиса, осока гостра	10-50 см
5. Осока дерниста, осока пухирчаста	0-10 см

Глибину ґрунтових вод у лісових екосистемах і характер зволоження ґрунтів можна визначити по табл. 2.5 б.

Таблиця 2.5 б

Рослини-індикатори глибини залягання ґрунтових вод і характеру зволоження ґрунтів (за С.В. Вікторовим, Г.Л. Ремезовою)<sup>416</sup>

Індикатори		Глибина ґрунтових вод (м)
тип лісу	групи рослин	
1. Ялиник - кисличник	Кислиця заяча, седмічник європейський, майник двохлистий	3-5
2. Ялиник - чорничник	Чорниця, кислиця заяча, зелені мохи	1-3
3. Ялиники – довгомошники	Чорниця, багно, мох політрихум	до 1 м
4. Ялиники сфагнові	Багно, сфагнові мохи	0-0.5
5. Ялиники дубові	Маренка запашна, медунка неясна, зеленчук	5-10
6. Сосново – ялиник – кисличник	Кислиця заяча, папороті, зелені мохи	3-5
7. Сосново – ялиник – чорничник	Чорниця, брусниця, кислиця, папороті, зелені мохи	3-5
8. Сосник лишайниковий	Котяча лапка, кладонії	більше 10
9. Сосник брусничний	Брусниця, зелені мохи	3-5
10. Сосник - чорничник	Чорниця, кислиця, зелені мохи	до 2 м
11. Сосник орляковий	Орляк, кислиця, майник двохлистий	1-3
12. Сосник довгомошний	Лохина, чорниця	0,5-1
13. Сосник сфагновий	Багно, сфагнум	0-0.2

Крім названих груп рослин, є перехідні види, які можуть виконувати індикаторні функції, наприклад, мітлиця лучна, може бути включена як у першу, так і в другу групи. Він указує залягання води на глибині від 100 до більше 150 см. Хвощ болотний – від 10 до 100 см і калюжниця болотна - від 0 до 50 см.

**Рослини індикатори кислотності ґрунту.** У таблицях наведено широко поширені трав'янисті рослини, які можуть допомогти визначити кислотність ґрунту.

Таблиця 2.6

Рослини-індикатори кислотності ґрунтів (за Л.Г. Раменським<sup>417</sup>)

Група	Біоіндикатор	pH ґрунту
<b>1. Ацидофіли</b>		
1.1. Крайні ацидофіли	Сфагнум, зелені мохи: плаун річний, плаун сплюснений, котячі лапки щучка дерниста, хвощ польовий, шавель малий	3,0-4,5
1.2. Помірні ацидофіли	Чорниця, брусниця, багно, сухоцвіт, жовтець отрутний, мучниця, білозір болотний, фіалка собача, сердечник луговий	4,5-6,0
1.3. Слабкі ацидофіли	Папороть чоловіча, медунка неясна, зеленчук, дзвіночок широколистий, бор крислатий, малина, смородина чорна, вероніка довголиста, горець зміїний, орляк	5,0-6,7
1.4. Ацидофільно – нейтральні	Зелені мохи: верба козяча	4,5-7,0
<b>2. Нейтрофільні</b>		
2.1. Білянейтральні	Полуниця зелена, лисохвіст луговий, конюшина гірська, конюшина луговий, борщівник сибірський, цикорій	6,0-7,3
2.2. Нейтрально-базифільні	Мати-і-мачуха, ромен красильна, осока волохата, гусяча лапка	6,7-7,8
2.3. Базифільні	Бузина сибірська, грузнув шорсткий, бересклет бородавчастий	7,8-9,0

Важливо знати pH ґрунту не лише агрономам, а й ресурсознавцям. Ботаніки при характеристиці рослинних умов стосовно кислотності ґрунтів виділяють: ацидофіли – рослини кислих ґрунтів; нейтрофіли – рослини нейтральних ґрунтів; базифіли – види рослин, характерні для лужних ґрунтів. Ацидофіли зазвичай вказують на кислі та бідні ґрунти, нейтрофіли та базифіли зустрічаються на ґрунтах, багатих мінеральними елементами.

– Крайні ацидофіли, що ростуть на сильнокислих ґрунтах з pH 3,0-4,5. До цієї групи входять сфагнові мохи – бурій, компактний і магелланський (*Sphagnum fuscum*, *Sphagnum compactum*, *Sphagnum magellanicum*), зелені мохи (*Dicranum sp.*, *Hylocomium splendens*), плауни (*Lycopodium sp.*), білоус (*Nard vulgaris*), водяник (*Empetrum nigrum*), мар'яник лучний (*Melampyrum pratense*), ожика волосиста (*Lusula pilosa*), пухівка піхвова (*Eriophorum*

*vaginatum*), ситник тонкий (*Juncus tenuis*), щучник дернистий (*Deschampsia caespitosa*);

– Помірні ацидофіли ідентифікують ґрунти з рН 4,5-6,0. До них відносяться балтійський (*Sphagnum balticum*), багно (*Ledum palustre*), брусниця (*Rhodococcum vitis-idaea*), котяча лапка (*Antennaria dioica*), одинарник лісовий (*Trientalis seuropay*), мучниця звичайна (*Arctostaphylos uva-ursi*), фіалка собача (*Viola canina*), чорниця звичайна (*Vaccinium myrtillus*);

– слабкі ацидофіли ідентифікують ґрунти з рН 5,0-6,7. У цю групу входять сфагнум Гіргензона (*Sphagnum girgensohnii*), папороть чоловіча (*Dryopteris filis-mas*), просянка розлога (*Millium effusum*), анемона жовтецева (*Anemone ranuncu-loides*), зеленчук жовтий (*Galeobdolon luteum*), дзвоники широколисті і кропиволисті (*Campanula latifolia*, *Campanula trachelium*), купена багатоквіткова (*Polygonatum multiflorum*), медунка темна (*Pulmonaria obscura*), костриця висока (*Festuca altissima*), осоки волосиста і рання (*Carex pillosa*, *Carex praecox*).

Таблиця 2.7  
Трав'янисті рослини-індикатори кислотності ґрунту<sup>418</sup>

Градації кислотності ґрунтів	Растения-индикаторы
Кислі	Горець чагарниковий ( <i>Polygonum dumetorum</i> ) Зірочник ланцетоподібний ( <i>Stellaria holostea</i> ) Калюжниця болотна ( <i>Caltha palustris</i> ) Кипр волохатий ( <i>Epilobum hirsutum</i> ) Куряче просо ( <i>Echinochloa crus-galli</i> ) Жовтець повзучий ( <i>Ranunculus aceg</i> ) Сераделла дрібна ( <i>Ornithopus persusillus</i> ) Седмичник європейський (Trientalis europaea) Фіалка триколірна ( <i>Viola tricolor</i> ) Хвощ лучний ( <i>Equisetum pratense</i> ) Щавель горобиний ( <i>Rumex acetosella</i> ) Щавель кінський ( <i>Rumex confertus</i> )
Нейтральні або слабокислі	Конюшина гірська ( <i>Trifolium montanum</i> ) Конюшина повзуча ( <i>Trifolium repens</i> ) Кропива пекуча ( <i>Urtica urens</i> ) Манжетка звичайна ( <i>Alchmilla vulgaris</i> ) Мильнянка лікарська ( <i>Saponaria officinalis</i> ) Пірій повзучий ( <i>Erythria repens</i> ) Редька дика ( <i>Raphanus raphanistrum</i> ) Ромашка лікарська ( <i>Matricaria chamomilla</i> ) Смолівка поникла ( <i>Silene nutans</i> ) Очисник лісовий ( <i>Stachys sylvatica</i> )
Лужні	Березка польова ( <i>Convolvulus arvensis</i> ) Гірчиця польова ( <i>Sinapis arvensis</i> ) Лобода біла ( <i>Melandrium album</i> ) Живокіст польовий ( <i>Consolida regalis</i> ) Лобода розлога ( <i>Atriplex patula</i> ) Мак самосійка ( <i>Papaver rhes</i> ) Підмаренник чіпкий ( <i>Galium aparine</i> ) Подорожник ланцетолистний ( <i>Plantago lanceolata</i> ) Заяча конюшина багатоліста ( <i>Anthyllus macrocephala</i> )

Рослинами-індикаторами нейтральних ґрунтів з рН 6,0-7,3 є суниця зелена, або полуниця (*Fragaria viridis*), снить (*Aegopodium podagraria*) та інші рослини.

Нейтральні до слабголужних ґрунтів з рН 6,7-7,8 індикують рослини-нейтробазифіли: мати-й-мачуха (*Tussilago farfara*), пупавка фарбована (*Anthemis tinctoria*).

Базіофіли – рослини, що ростуть на лужних ґрунтах: волошка російська (*Centaurea ruthenica*), гірчак повзучий (*Acroptilon repens*), підмаренник чіпкий (*Galium aparine*), золотуха солонцева (*Nitraria schoberi*).

По даних<sup>419</sup> відповідно до рекції рослин-тестерів на кислотність ґрунту виділяють:

Виражені ацидофіли: сфагнум, зелені мохи – гілокоміум, дікранум, плавун булавовидний, плавун річний, плавун сплюснутий, пухівка піхвова, підбіл багатolistий, котяча лапка, касандра, цетрарія, щучка дерниста, хвощ польовий, квас малий – 3,0-4,5.

Помірні ацидофіли: чорниця, брусниця, багно, калюжниця болотна, сухоцвіт, жовтець отруйний, мучниця, білозір болотний, фіалка собача, сердечник луговий, куничник наземний – 4,5-6,0.

Слабкі ацидофіли: папороть чоловічий, медунка неясна, зеленчук, дзвіночок кропиволистий, дзвіночок широколистий, бор розлогий, осока волосиста, осока рання, малина, смородина чорна, вероніка довголиста, горець зміїний, орляк, кисличка заяча – 5,0-6, 7.

Ацидофільно-нейтральні: зелені мохи – гілокоміум, плеврозіум, верба козяча – 4,5-7,0.

Нейтрофільні: яглиця європейська, полуниця зелена, лисохвіст луговий, конюшина гірська, конюшина лучна, мильнянка лікарська, борщівник сибірський, цикорій – 6,0-7,3.

Нейтрально-базіфільні: мати-й-мачуха, люцерна серповидна, келерія, осока волохата, лядвенець рогатий, гусяча лапка – 6,7-7,8.

Базіфільні: бузина сибірська, в'яз шорсткий – 7,8-9,0.

Рослини-галофіти мешкають у засолених місцях і здатні накопичувати у своїх органах велику кількість солей. Це не завдає їм шкоди, а не надто високі концентрації солей навіть сприяють росту. Особливо схильні до накопичення солей рослини родини лободових – *Chenopodiaceae*. Солерос (*Salicornia europaea*) зростає навіть при вмісті кухонної солі в ґрунті 2-3% концентрації, яка для більшості рослин є смертельною. Навіть якщо вирощувати галофіти на нормальних ґрунтах, вони можуть накопичувати у своїх тканинах Na та Cl.

Великі групи рослин не можуть бути індикаторами кислотності ґрунтів, оскільки нормально ростуть у широкому діапазоні рН. Це рослини-евритопи, що мешкають на ґрунтах із рН від 3,0-9,5, тобто. від сильнокислих до сильнолужних, наприклад мишиний горошок (*Vicia crassa*).

Рослини здатні вказувати нам і на щільність ґрунту. Так, димянка лікарська (*Fumaria officinalis*), незабудка польова (*Myosotis arvensis*),

пікульник (*Galeopsis bifida*) ростуть на нещільних ґрунтах, а перстач гусячий (*Potentilla anserina*), жовтець повзучий (*Ranunculus repens*), подорожник великий (*Plantago major*) – на ущільнених.

**Рослини-індикатори рівня та потенціалу ґрунтової родючості<sup>420</sup>:**

Якщо запас поживних речовин у ґрунті невеликий, на них можуть рости тільки рослини-оліготрофи. У природі на таких землях ростуть нижчі рослини – сфагнові мохи (*Sphagnum* sp.) та лишайники: кладонії (*Cladonia* sp.), пельтигера (*Peltigera* sp.), цетрарія, або ісландський мох (*Cetraria islandica*). З вищих рослин це живуть у вологих лісах і болотах багно (*Ledum palustre*), брусниця (*Vaccinium vitis-idaea*), верес (*Calluna vulgaris*), журавлина (*Vaccinium oxycoccus*, або *Oxycoccus quadripetalus*), підбіл (*Andromeda polifolia*) і рослини піщаних ґрунтів – білоус (*Nardus stricta*), безсмертник (*Helichrysum arenarium*), котяча лапка (*Antennaria dioica*), яструбка волосиста (*Hieracium umbellatum*) та ін. Для того щоб зробити ці ґрунти придатними для культивування інших рослин, необхідно підвищити їхню родючість внесенням добрив.

Рослини-мезотрофи задовольняються середньою забезпеченістю ґрунтів поживними речовинами. Це зелені мохи гілокоміум (*Hylocomium splendens*) і ритідіадельф (*Rhytidiadelphus* sp.), папороті чоловічої (*Dryopteris filix-mas*), вероніка діброва (*Veronica chamaedrys*), вітрянкя листяна (*Anemone ranunculoides*), грушанка круглолиста (*Pirola rotundifolia*), материнка (*Origanum vulgare*), перестріч гайовий (*Melampyrum nemorosum*), любка дволиста (*Plantantera bifolia*), смолівка поникла (*Silene nutans*), яснотка пурпурова (*Lamium purpureum*) та інші рослини.

Індикаторами родючих ґрунтів є рослини-евтрофи та рослини-мегатрофи. На родючих ґрунтах ростуть: мох мніум (*Mnium* sp.), папороті страусове перо (*Matteuccia struthiopteris*) та кочедижник жіночий (*Anthrinum filix-femina*), іван-чай (*Chamaenerium angustifolium*), копитняк (*Asarum europaeum*), копитняк європейський (*Asarum europaeum*), куцоніжка лісова (*Brachypodium silvaticum*), кропива дводомна і пекуча (*Urtica dioica*, *Urtica urens*), купир лісовий (*Anthriscus silvestris*), лобода (*Atriplex patula*), лисохвіст (*Alopecurus pratensis*), місячниця гірська (*Lunaria rediviva*), малина (*Rubus idaeus*), зірочник середній (*Stellaria media*), костриця гігантська (*Festuca gigantea*), паслін чорний (*Solarium nigrum*), переліск благородний (*Hepatica nobilis*), хвощ лісовий (*Equisetum silvaticum*) та деякі інші види<sup>421</sup>.

Рослини-евритрофи, тобто. рослини, які можуть зростати і успішно розвиватися на ґрунтах різної родючості, як індикатори ґрунтової родючості використані бути не можуть.

Найважливішим елементом живлення рослин є азот. Індикаторами значного вмісту азоту в ґрунті є рослини-нітрофіли. Вони ростуть на збагачених азотом ґрунтах – калюжниця (*Caltha palustris*), кропива дводомна (*Urtica dioica*), розрив-трава (*Impatiens noli-tangere*), паслін солодко-гіркий (*Solanum dulcamara*), хміль (*Humulus lupulus*), зірчатка лісова (*Stellaria holostea*), пролісник багаторічний (*Mercuraria perennis*), кропива глуха і

яснотка пурпурова (*Lamium album*, *Lamium purpureum*), лопух (*Arctium lappa*), лобода біла (*Chenopodium album*), собача кропива (*Leonurus cardiaca*).

Індикаторами низького вмісту азоту в ґрунті є рослини-нітрофоби. Ними є багато бобових рослин: дрік красильний (*Genista tinctoria*), люцерна (*Medicago lupulina*), астрагал (*Astragalus* sp.) та інші. Вживати на ґрунтах, бідних азотом, їм допомагає симбіоз із азотфіксуючими мікроорганізмами, які здатні отримувати азот з атмосфери та постачати їм рослини. Бульбякові бактерії протягом року збагачують 1 га бобового поля 200-300 кг азоту. Крім бобових відомо до двох сотень видів інших рослин, які мають симбіотичні відносини з азотфіксуючими мікроорганізмами. Це, зокрема, лох (*Elaeagnus angustifolia*), обліпіха (*Hippophae rhamnoides*), вільха (*Alnus glutinosa*), шефердія (*Shepherdia argentea*).

Якими б не були ґрунти за кислотністю чи родючістю, для нормальної життєдіяльності рослин істотним фактором є і ступінь сонячного освітлення. Розрізняють світлолюбні рослини, які не виносять затінення, тіншовитривалі і тінелюбні, які гинуть при прямому сонячному освітленні. Рослини-геліофіти нормально розвиваються тільки при інтенсивному освітленні. В умовах сильного затінення процеси дихання у них починають переважати процеси фотосинтезу, і рослини можуть загинути. Світлолюбними рослинами є дрок красильний (*Genista tinctoria*), суниця лісова (*Fragaria vesca*), ракітник (*Cytisus ruthenicus*), фіалка собача (*Viola canina*).

Тіневитривалі рослини здатні рости і розвиватися в широкому діапазоні умов освітленості – від сильного затінення до повного сонячного світла, наприклад, купина запашна (*Polygonatum officinale*), конвалія (*Convallaria majalis*), пролісок (*Scilla bifolia*).

Тінелюбні рослини-сциофіти не виносять прямого сонячного світла. Це кислиця (*Oxalis acetosella*), майник (*Majanthemum bifolium*), розрив-трава (*Impatiens noli-tangere*), фіалка дивовижна (*Viola mirabilis*), хвощ лісовий (*Equisetum silvaticum*), чубки (*Corydalis* sp.), що ростуть у тіні.

**Рослини-сунутники ряду металів<sup>422</sup>:** Ярутка (*Thlaspi alpestre*) зустрічається на ґрунтах, що містять цинк і кадмій. Вона здатна без шкоди собі накопичувати в листі ці метали в кількостях, у сотні і тисячі разів більших, ніж на ґрунтах з нормальним вмістом цинку та кадмію, відповідно, 25 г та 170 мг на 1 кг сухої речовини.

Відзначено здатність бобових рослин – астрагалу (*Astragalus* sp.), буркуну (*Melilotus* sp.), конюшини (*Trifolium* sp.) – накопичувати багато молібдену.

Мінуартія (*Minuartia verna*) із родини гвоздикових індикує свинець та мідь, а агалік-трава гірська (*Jasione montana*) із родини дзвіночкових – миш'як. У місцях насичених свинцем ростуть злаки: вівсяниця овеча (*Festuca ovina*) і польовиця тонка (*Agrostis tenuis*); на ґрунтах багатих цинком – особливі види фіалки (*Viola calaminaria*), ярутка польова (*Thlaspi calaminare*) та смолівки (*Silene* sp.).

Полин холодний (*Artemisia frigida*) допомагає ідентифікувати наявність вольфраму, а гладіолуси (*Gladiolus* sp.), лищиця пронизанолиста (*Gypsophila patrinii*), смолівка звичайна (*Silene vulgaris*) – мідь.

На ґрунтах (багатих Cr, Ni, Mg) зустрічаються папороть селезінник (*Asplenium cuneifolium*), армерія приморська (*Armeria maritima*), бурачок Бертолона (*Alyssum bertolonii*), кипарис Сарджента (*Cupressus sargentii*) та інші рослини. Є рослини, що вказують на присутність у ґрунті золота, срібла, платини. У шишках ялиці (*Abies alba*) і сосни (*Pinus silvestris*), що ростуть на ґрунтах із вмістом золота 0,00002%, його концентрація зростає у п'ятдесят разів. Аналогічну ідентифікацію наявності золота можна провести за рахунок кукурудзи (*Zea mais*). З тонни золи кукурудзяних відходів можна витягти до 60 г золота. Не менш активним накопичувачем золота виявився і непомітний хвощ (*Equisetum* sp.). Поклади срібних руд в американському штаті Монтана були відкриті завдяки ериогонуму (*Eriogonum ovalifolium*) тощо.

У наш атомний вік відкрита здатність рослин вказувати родовища урану<sup>423</sup>. У сосен і ялівців, які ростуть над покладами урану, у надземних органах відзначається підвищена концентрація цього елемента. Якщо в золі листя вміст урану складе 2 частини на мільйон, то дане родовища можна вважати придатним для промислової розробки. Астрагал двобороздчастий (*Astragalus bisulcatus*) та інші види астрагалу можуть бути індикаторами селену, а оскільки селен часто супроводжує уранових руд, то ці рослини також корисні при пошуку уранових родовищ. Селен сам по собі є рідкісним хімічним елементом, на який є підвищений попит у різних галузях промисловості. Завдяки астрагалам, що накопичують його у своїх тканинах, організувати видобуток селену можна не шляхом будівництва копалень, а збиранням рослин з подальшим виділенням цінного металу із зольного залишку після спалювання рослинної маси. Там, де уран зустрічається разом із сіркою, корисними індикаторами можуть бути нагромаджують сірку представники родини хрестоцвітих (*Brassicaceae*) і лілейних (*Liliaceae*). У рослин іван-чаю (*Chamaenerium angustifolium*), що ростуть над урановими родовищами, рожеві в нормі пелюстки стають білими. Під впливом радіоактивного випромінювання біліють та зеленіють сині плоди лохини (*Vaccinium aliginosum*).

Серед безлічі органічних речовин, що входять до складу нафти, є сполуки, що стимулюють ріст і розвиток рослин. Тому в нафтоносних місцях деякі рослини виділяються надзвичайно активним ростом. Це, до прикладу, зостера мала (*Zostera noltii*), що досягає в нафтоносних районах каспійських вод метрової довжини, при звичайному розмірі 10-40 см, або петросимонія (*Petrosimonia triandra*), що буйно розростається на бітумінозних ґрунтах.

**Рослини індикатори ґрунтового зволоження:** Ботаніки за наростаючою вимогливістю до водного режиму виділяють такі групи рослин: ксерофіти, мезофіти і гігрофіти. Перші зустрічаються в сухих місцях перебування, здатні переживати тривалі періоди сухості ґрунту і повітря. Другі пристосовані до життя в умовах помірного (достатнього)

задоволення. Треті ростуть у вологих місцях проживання, з великою кількістю опадів і постійно високою вологістю повітря. Через різноманіття природних умов виділяють також проміжні (перехідні) групи: ксеромезофіти та мезогірофіти.

*Рослини-ксерофіти.* Вони легко переносять посуху, здатні досить довго обходитися без вологи: антеннарія, ковила периста, незабудка мелкоцветковая, буркун білий, всі види очитков, горчанка, песчанка вузьколиста, чебрець повзучий, ястребинка мала, чистец пухнастий, полин, ведмеже вушко, полевичка, ромашка.

*Рослини-мезофіти.* Лісові і лугові трави, що ростуть на зволжених ґрунтах, але не заболочених: їжака звичайна, конюшина червона, брусниця, волошка, кам'яниста костяниця, мишачий горошок, щавель, копитника, осот городній, золотарник, купальниця європейська, стрілець-трава, батлачік луговий, луговий сердечник, повзучий пирій, аржанец, лохина, сердечник луговий.

*Рослини-гірофіти.* Воліють рясно зволожені, заболочені ґрунту: болотний багно, перець водяний, дербенник іволістний, Шабельник болотний, білозір, болотна калужниця, хвощ польовий, жовтяниця очереднолістний, жовтець повзучий, таволга (комірник), ізмоден польовий, рогіз вузьколистий, очерет звичайний, морошка, горець зміїний, комиш лісовий, м'ята польова, герань лугова, мати й мачуха. Вологолюбні рослини (гірофіти) – мешканці вологих, іноді заболочених ґрунтів: лохина, багно, морошка, білозір, калужниця, герань лугова, очерет лісовий, шабельник болотний, горець зміїний, м'ята польова, чистець болотний.

Рослини досить забезпечених вологою місць, але не сирих і не заболочених – мезофіти. Це велика частина лугових трав: тимофіївка, лисохвіст луговий, пирій повзучий, конюшина лучна, горошок мишачий, волошка фрігійська. У лісі це брусниця, костяниця, копитняк, золота різка, плауни.

Рослини сухих середовищ (ксерофіти): котяча лапка, нечуйвітер волосистий, ковила пірчаста, мучниця, мітлиця біла, наземні лишайники

Буркун білий (*Melilotus albus*), ковила (*Stipa* sp.), котяча лапка (*Antennaria dioica*), незабудка дрібноквіткова (*Myosotis micrantha*), очиток їдкий (*Sedum acre*), піщанка вузьколиста (*Arenaria stenophylla*), цикорій дикий (*Cichorium intybus*), чистець пухнастий (*Stachys pubescens*), яструбка волосиста (*Hieracium pilosella*) вказують на сухість ґрунтів.

**Індикаторами підвищеної вологості** є образки болотяні (*Callapa lustris*), водяний перець (*Polygonum hydropiper*), плакун-трава (*Lythrum salicaha*), калужниця (*Caltha palustris*), гадючник болотяний (*Filipendula ulmaria*), незабудка болотна (*Myositis palustris*), осоки берегова і болотна (*Carex riparia*, *Carex limosa*), рогоз вузьколистий (*Typha angustifolia*), вовче тіло болотяне (*Comarum palustre*), жовтяниця черговолиста (*Chrysosplenium alternifolium*), чистець болотний (*Stachys palustris*).



## Біоіндикатори вологості ґрунтів.

Місцеперебування	Біоіндикатори
Сіте місце існування	Ксерофіти (сухлюбиві) котяча ляпка, ястребника волосиста, очиток, материнка, рокитник. сон-трава, мучниця, наземні лишайники, мітлиця біла
Забезпечені вологою місця, але не сирі і не заболочені	Мезофіта - велика частина лугових трав: тимофіївка, лисохвіст луговий, пирій повзучий, конюшина лугова, копитняк, плаун, дрібні зелені мохи, кислиця, золота різка, брусниця, костяниця
Вологі, іноді сирі та заболочені ґрунти	Гігрофіти (вологлюбиві) - білозір, калюжниця, комиш лісовий, шабельник болотний, м'ята польова, чистець болотний, багно, лохина, росичка, сфагнум, очерет

Важливо знати не тільки ступінь вологості ґрунту, а й глибину залягаючи ґрунтових вод, у чому нам допоможуть рослини-індикатори. Глибину залягання ґрунтових вод можна визначити, орієнтуючись на дані, наведені в таблиці. Для плодкових дерев потрібно, щоб ґрунтові води залягали не ближче 1,5-2 м від поверхні. Тому якщо на вашій ділянці буйно росте осока, то без влаштування штучного дренажу тут не варто вирощувати ні плодкові дерева, ні чагарники.

На глибину залягання води від 10 см вкаже осока двох видів – дерністий і пухирчаста, 10-50 см осока гостра і пурпурний вейник, від 50 см до метра комірник вязолістний і канаречник. Коли вода проходить на глибині 1-1,5 м, рослинними індикаторами будуть стрілець-трава, вівсяник луговий, вика багатоквіткова і полівічка, більше 1,5 м – повзучий пирій, конюшина червоний, подорожник великий і багаття безострий. Рослини-індикатори ґрунту Рослини – оліготрофи вказують на малий вміст корисних елементів в ґрунті. Це лишайники, верес, журавлина, листяні мохи, багно, брусниця і чорниця. А також антенарія, Білоус і цмин піщаний. Середньо-родючий ґрунт підходить для рослин – мезотрофов, наприклад, зелених мохів, щитовника чоловічого і смілки никне, дикої суниці, орегано, Анемона Лютикова, марьянника дібровного, любки дволиста.

У пустелях є свої **рослини-індикатори, що дозволяють визначити наявність підземних запасів води**, глибину її залягання, її якість та ступінь мінералізації (табл. 2.8).

Таким чином, завдяки рослинам-індикаторам можна без застосування дорогих технологій визначити:

- Склад ґрунтів;
- Утримання в ґрунті поживних речовин, тобто. ступінь її родючості;
- Наявність родовищ корисних копалин;
- Глибину залягання ґрунтових вод, ступінь їх мінералізації та придатність для господарсько-побутових потреб та поливу.

**По відношенню до механічного складу ґрунтів і материнських порід рослини поділяють на:**

Псамофіти – ростуть на пісках.

Пелитофіти – на глині.

Алевритофіти – на суглинистих або супісчаних ґрунтах.

Хасмофіти – на кам'янистих ґрунтах.

Петрофіти або літофіти – на скалах.

Таблиця 2.8

Рослини індикатори рівня ґрунтових вод<sup>424</sup>.

Глибина залягання ґрунтових вод, см	Рослини біоіндикатори
0-10	Осока дерниста ( <i>Carex cespitosa</i> ), осока пухирчаста ( <i>Carex vesicaria</i> )
10-50	Вейнік Лангсдорфа ( <i>Calamagrotis langsdorfii</i> ), осока лисяча ( <i>Carex vulpina</i> ), осока гостра ( <i>Carex arguta</i> )
50-100	Очеретянка звичайна ( <i>Phalaris arundinacea</i> ), таволга в'язолистна ( <i>Spirea ulmifolia</i> )
100-150	Горошок мишачий ( <i>Vicia cracca</i> ), вівсяниця лучна ( <i>Festuca pratensis</i> ), мітлиця біла ( <i>Agrotis alba</i> ), чина лучна ( <i>Lathyrus pratensis</i> )
Більше 150	Конюшина лучна ( <i>Trifolium pratense</i> ), бромус житній ( <i>Bromus inermis</i> ), подорожник великий ( <i>Plantago major</i> ), пирій повзучий ( <i>Agropyrum repens</i> )

**Біодіагностика ґрунтових мікро і макроелементів.** У результаті глобального й регіонального антропогенного забруднення з повітря й води, а також при скиданні й похованні відходів у ґрунт потрапляють підвищена кількість сполук, що містять катіони металів, що приводить до збільшення їхнього надходження в організм рослин і накопиченню в органах і тканинах. Підвищена кількість мікроелементів і сполук важких металів викликає порушення метаболізму в тканинах рослин й обумовлює відповідні ознаки надлишкового вмісту. Польові дослідження дикоростучих форм можуть виявити надлишок того або іншого елемента в ґрунті.

**Ознаки надлишкового вмісту хімічних елементів у ґрунті.** Рослини-індикатори стану повітря Хвойні дерева чутливі до кислотних дощів, газового забруднення атмосфери, важких металів. При дії великих доз забруднювачів зменшуються розміри хвоїнок, змінюється їхня форма, з'являються знебарвлені або бурі плями, кінчики всихають. Якщо в обстеженій пробі половина чи більше хвоїнок з вираженими плямами, наполовину чи на третину всохлі, це є ознакою поганих умов існування

дерев. Крім того, у забруднених місцевостях хвоя до опадання живе на дереві 1-3 роки, тоді як у чистих місцях у сосни – 3-4 роки, у ялини – 6-12 років. Робити висновки про забрудненість довкілля за станом хвойних дерев можна лише після порівнянь проб хвої з різних місць, які подібні в кліматичних та ґрунтових умовах (температура, кількість опадів, зволоження ґрунту, освітленість), але різняться за інтенсивністю людської діяльності.

Про високий вміст азоту свідчать рослини-нітрофіли - іванчай, малина, кропива; на луках і ріллі - розростання пирію, споришу (горця пташиного). При хорошому забезпеченні азотом рослини мають інтенсивно-зелене забарвлення.

Навпаки, нестача азоту проявляється блідо-зеленим забарвленням рослин, зменшенням гіллястості і числа листя. Високу забезпеченість кальцієм показують кальцієфіли: багато бобових (наприклад люцерна серповидна), модрина сибірська. При нестачі кальцію панують кальцієфоби - рослини кислих ґрунтів: щучка (луговик дернистий), квас, сфагнум та ін. Ці рослини стійкі до шкідливої дії іонів заліза, марганцю, алюмінію.

Таблиця 2.9

Рослини-індикатори рівня ґрунтових вод у пустелях<sup>425</sup>

Глибина залягання ґрунтових вод, м		Ступінь мінералізації ґрунтових вод	Рослини-індикатори
Мінімальна і максимальна	Середня		
0,5-3	1-2	Прісні	Лох вузьколистий ( <i>Elaeagnus angustifolia</i> )
1-5	2-3	Прісні	Верба біла ( <i>Salix alba</i> )
3-8	1-2	Прісні	Шипшина собача ( <i>Rosa canina</i> )
3-8	3-4	Прісні	Тополя різнолиста ( <i>Populus diversifolia</i> )
0-3	0-3	Прісні, солонуваті	Очерет південний ( <i>Phragmites australis</i> )
1-4	2-3	Прісні, солонуваті	Чий блискучий ( <i>Lasiagrostis splendens</i> )
3-5	3-5	Слабосолонуваті	Чингіль сріблястий ( <i>Halimodendron holodendron</i> )
до 10	3-6	Солонуваті	Верблюжа колючка ( <i>Alhagi camelorum</i> )
до 10	4-6	Слабосолоні	Тамарікс ( <i>Tamarix</i> sp.)
4-12	5-8	Солонуваті, солоні	Саксаул чорний ( <i>Haloxylon aphyllum</i> )

**Рослини-індикатори родючості ґрунтів.** Повний аналіз ґрунту вимагає багато часу та праці. Однак багато особливостей ґрунту, в тому числі і родючість, можна визначити за рослинами-індикаторами, які його ростуть в ньому. Так наприклад, про високу родючість свідчать такі рослини: малина, кропива, іван-чай, таволга, снить, чистотіл, копитняк, кислиця, валеріана.

Індикатори помірної (середньої) родючості: медунка, дудник, грушанка, гравілат річковий, вівсяниця лугова, купальниця, вероніка довголиста. Про низьку родючість свідчать сфагнові (торф'яні) мохи, наземні лишайники, котяча лапка, брусниця, журавлина, ситник ниткоподібний, запашний колосок. Байдужі до ґрунтової родючості жовтець їдкий, пастуша сумка. Маловимоглива до ґрунтової родючості сосна звичайна.

**Біоіндикатори стану ґрунтів за рослинами-індикаторами трав'янистої різновікової та лісової рослинності.** У природі відомо багато рослин, які вказують на певні природні особливості ґрунтів. Папороть орляк, квасениця (кислиця), суниця, яглиця, копитняк, дзвоники, цибуля черемша, жіноча і чоловіча папороть – масове зростання будь-якої з цих рослин або їхніх поєднань на лісовій ділянці свідчить про помірно та добре зволожені ґрунти, які всередині літа можуть бути і сухуватими, але ніколи не заболочуються. Сосновий ліс, у якому ростуть береза, сиві лишайники на ґрунті, чебрець, нечуйвітер, верес, вузьколисті злаки, цмин (або безсмертник), свідчить про сухі чи сухуваті, бідні, піщані дерново-підзолисті ґрунти, без вмісту карбонатних солей, кальцію чи вапняку і з глибоким заляганням підземних вод. Сосновий ліс з деревостаном сосни I (кращого) бонітету, де ростуть дуб, брусниця, плаун, верес, чорниця, зелені мохи великими плямами, орляк, суниця, квасениця, медунка, горобина, ялівець, ліщина, свідчить про помірно зволожені дерново-підзолисті ґрунти, супіщані за механічним складом, а чим більше у деревостані порід дерев, тим більше суглинку у ґрунтах. Верес, плаун, чорниця, брусниця і злак щучник (щучка) у лісах свідчать про відносно бідні та кислі ґрунти.

Таблиця 2.10

Рослини-індикатори родючості ґрунтів

Рівень родючості	Біоіндикатори	
	на луках	в лісах
Дуже високий	Іна лучна, стоколос безостий, таволга, осока лисяча	Малина, кропива, іван-чай. таволга, чистотіл, копитняк. кислиця, валеріана
Помірний (середній)	Костриця тучна, лисохвіст луговий, щучка дерниста. купальниця, вероніка довголиста	Майник дволистий, медунка, дудник, грушанка. купальниця, гравілат річковий
Низький	Білоус. ситник ніковидний. запашний котосок. котяча ляпка	Сфагнові мохи, наземні лишайники, чорниця, брусниця, журавлина

Дуже рясний чи суцільний моховий покрив – ще один «датчик» кислих ґрунтів. Дуб у I бонітеті, ліщина, яглиця, проліска і копитняк свідчать про помірно зволожені суглинкові або з прошарками глини ґрунти. Бук, граб, липа у деревостані в дорослому віці, ліщина у підліску свідчать про родючі, досить поживні для рослин ґрунти, а високі кристалі дерева ясена тим паче це підтверджують. Також вибаглива до поживних ґрунтів хвойна порода ялиця. Серед кущів і трав індикаторами поживних ґрунтів у лісах є малина, копитняк, яглиця, іван-чай (на узліссях).

Ліс із сосною в поганому бонітеті, сфагновим мохом, хвощами, черемхою, вербами, вільхою, осоками, бобівником чи журавлиною розвивається на заболочених, з ознаками торфоутворення ґрунтах. Якщо дуже багато сфагнуму, нема осок і очерету, це значить, що ґрунти змочуються не проточними, а застійними водами, тобто заболочуються. Також із перезволоженими ґрунтами, багатими перегноем змоченими проточними водами, пов'язаний такий тип лісу, де серед листяних порід панують вільха, ясен, а в підліску – масово папороті, кропива, яглиця, недотрога, малина, черемха.

Вказівка на значне забруднення території органікою та високий вміст сполук азоту – нітратів, нітритів та аміаку – в ґрунті – масове зростання кропиви, чистотілу, бузини, собачої кропиви (більше відомої як пустирник), підмаренника чіпкого, лопуха, розростання хмелю у дикому стані. Індикаторами родючих ґрунтів на луках служать конюшини лучна та повзуча, злаки тимофіївка, грястиця, райграс високий (не плутати з англійським, або пасовищним). Трави яглиця, цикорій, мати-й-мачуха, пирій, борщівник, якщо вони ростуть рясно, показують, що ґрунти близькі до нейтральних за рівнем кислотності, що є сприятливою ситуацією для переважної більшості культурних рослин.

Рясне зростання підмаренника чіпкого – ознака лужних ґрунтів. Ситники, високотравні осоки, лисохвіст і калюжниця вказують на сирі та мокрі ґрунти з достатньою кількістю перегною, а також на періодичне затоплення території. Злак очеретянка, таволга в'язолиста, високі купинясті види осок вказують на близьке стояння ґрунтових вод, ближче 1 м до поверхні ґрунту, і можливе підтоплення.

Злак куничник, цмин (або безсмертник), нечуйвітер, очиток (або заяча капуста), фіалка триколірна – трави, що своїм масовим зростанням вказують на піщані за механічним складом ґрунти. Різні види качимів – трав'янистих рослин форми «перекоти-поле» – вказують або на піщані, або на кам'яністі ґрунти. Кермеки, м'ясиста трава солерос (солянка), конюшина сунична – «датчики» засолених ґрунтів. Зникаюча рослина зозулині черевички рясно росте лише у лісах, де в ґрунті багато кальцію, що може бути пов'язано з вапняками чи крейдою.

Індикатори дуже ущільненого, витоптаного ґрунту, з поганою повітряно- і водопроникністю – подорожник, спориш, перстач гусячі лапки, тонконіг

однорічний. При такій щільності ґрунту інші рослини не ростуть, а на природне саморозпушування ґрунту піде 2-4 роки.

Злаки бородач і тонконіг стиснутий, зникнення суцільного дернового покриву чи розриви у ньому на трав'янистих місцях і відсутність листяної підстилки під деревними насадженнями – індикатори ерозійних процесів верхнього шару ґрунту та його значної рухливості.

Про ерозію також свідчить процвітання однорічників на трав'янистих чи лісових схилах, які в природних умовах мали б бути заселені багаторічними травами. Прикладом є рясні зарості недотроги дрібноквіткової на слабо затінених схилах у лісах.

Серед рослин нема таких, які би своїм траплянням однозначно вказували на забруднення ґрунтів важкими металами. Відомості про те, що деякі зі звичайних видів – фіалки, талабан чи інші бур'яни – ніби то вказують на підвищений вміст деяких металів, перекручені, їм не варто вірити, бо насправді йдеться про види рослин, які ростуть в природі на особливих ґрунтах, але в Україні відсутні, хоча і є родичами українських видів.

Є відомості про значну чутливість до дії свинцю і кадмію у культурних рослин – квасолі, пшениці, ячменю, салату-латука. Отже, їх можна використати для перевірки токсичності ґрунту методом біотестування. Але рослини вздовж доріг та в урбанізованих місцевостях, де особливо високі забруднення свинцем, цинком, кадмієм, нікелем, міддю та марганцем, накопичують ці важкі метали у кількостях, що в багато разів перевищують вміст цих самих металів у ґрунті. Це доведено багатьма дослідженнями на таких піддослідних рослинах, як кульбаба, злаки костриця, пажитниця багатоквіткова (італійський, або однорічний райграс), тонконіг, мохи, з дерев – сосна, тополя чорна, ясен.

Слід виділити і групу рослин, яка є особливо стійкою до хімічного забруднення ґрунтів, бо саме їхні зарості, при грамотній організації справи, створюють безплатну буферну зону між автодорогами, залізницями, відвалами видобувних порід, промисловими об'єктами, фермами та орними площами з внесенням добрив і пестицидів, з одного боку, і житловими секторами та природними екосистемами, з іншого. До таких рослин належать злаки – куничник наземний, пирій, польовиця, бобові – конюшина повзуча, еспарцет піщаний, а також топінамбур, золотушник канадський, рогіз, деревій (тисячолістник), серед дерев і кущів – кущовидні верби, маслинка, клен ясенелистий (або американський), жовта акація, бузина червона, пухироплідник калинолистий, бирючина. До забруднення надлишком змитих добрив з полів дуже стійкі бузина чорна та клен ясенелистий. Зазвичай стійкі рослини витримують помірні або навіть дуже значні рівні забруднення.

**Біоіндикація ґрунтів за допомогою мікроорганізмів, комах та дрібних тварин.** Особливо цінні та зручні для індукційних робіт спілки крупних безхребетних (дошові черви, багатоніжки, личинки комах). Так, стафілініди роду *Bledius* та чорнотілки роду *Velopus* показові для солончаково-солонцевих ґрунтів, багатоніжки- ківсяки, деякі мокриці й легеневі моллюски

служать індикаторами на вміст у ґрунті вапняку. Дошові черви *Octolasion lacteum* та деякі види проволочників являються показниками високого вмісту кальцію в ґрунтових водах.

На основі екологічної характеристики організмів, тобто їх реакцій на вплив факторів середовища, виокремлюють *еврибіонти* – види з широкою адаптаційною здатністю, які можуть жити при різних значеннях фактору, і *стенобіонти* – види з низькою адаптаційною здатністю, життєдіяльність яких обмежена вузьким діапазоном змін певного фактора. Саме стенобіонти (організми або їх угруповання), життєві функції яких тісно корелюють з певними чинниками середовища використовують для біоіндикації ґрунту.

На основі дослідження рослинного покриву можна визначити основні складові ґрунтів (рухомі сполуки основних елементів живлення рослин Ca, N, P, S, K, Mg), оскільки певні види рослин домінують у місцевостях з відповідним складом ґрунту. Наприклад, *нітрофіти* (азотолуби) можна вважати надійними індикаторами ґрунту, збагаченого азотом, до них відносять берест, черемху, бузину, бруслину європейську. Найбільше їх росте на землях з підвищеним вмістом нітратів, дуже рідко вони трапляються на бідних азотом землях.

**Методологічна та біохімічна характеристика ґрунтів** – це найбільш складні розділи ґрунтової біодіагностики. Мікроорганізми – дуже чутливі індикатори, що різко реагують на різні зміни в середовищі. Ґрунт характеризується не тільки складом і чисельністю різних груп біоти, але і їх сумарною активністю, а також активністю біохімічних процесів, що обумовлені наявністю визначеного типу ферментів, які виділені в результаті життєдіяльності рослин, тварин та мікроорганізмів, а також акумульованих ґрунтом після руйнування клітин.

Показниками біологічної активності ґрунтів, що застосовуються в біоіндикації, можуть слугувати кількісні характеристики чисельності і біомаси різних груп ґрунтової біоти, їх загальна продуктивність, деякі енергетичні дані, активність основних процесів пов'язаних з кругообігом елементів, ферментативна активність ґрунтів, а також кількість та швидкість накопичення деяких продуктів життєдіяльності організмів що знаходяться в ґрунтах.

Для визначення розмірів мікробіологічної біомаси і продуктивності використовують не тільки прямий підрахунок числа клітин, але є непрямі методи – біохімічні та фізіологічні. Наприклад біомасу водоростей запропоновано визначати кількістю хлорофілу, бактерій – за специфічною для прокаріот мурамовій кислоті, грибів - за хітином який входить в склад їх клітинної стінки. Мікробну активність в ґрунті визначають також за рівнем АТФ та полі фосфатів, вмісту ДНК, РНК та амінокислот.

Найбільш загальними являється методи, що дозволяють оцінити сумарні біологічні процеси по вихідним або кінцевим продуктам: методи визначення дихання ґрунтів за поглинанням кисню або виділенням вуглекислого газу; врахування активності азотфіксації за відновленням ацетилену;

мікрокалориметричні виміри для встановлення рівня термостійкості, аплікаційні методи з використанням спеціальних матеріалів (целюлози, хроматографічного паперу, целофану) для оцінки швидкості й ступеню їх розкладання і накопичення продуктів метаболізму, наприклад амінокислот. Особливу групу складають методи визначення потенціальної активності окремих ферментів в ґрунтах (саме активності, а не кількісного складу).

**Тварини-індикатори забруднення ґрунту.** Теоретичною передумовою застосування ґрунтов-зоологічного методу з метою діагностики ґрунтів сформульоване М.С. Гиляровим<sup>426</sup> у 1949 р. Популяції та комплекси видів ґрунтових тварин відзначаються стабільністю і стійкістю навіть за дуже несприятливих змін в екосистемі, тому на землях, активно використовуваних людиною, ґрунтові тварини лишаються останньою групою, за якою оцінюють ступінь впливу людини на біоту. Цьому сприяють особливості ґрунту як середовища існування.

Різноманіття ґрунтових тварин дуже велике, тому вибір об'єктів серед них повинен бути обмеженим. Якщо це стосується видів, то до них ставиться цілий ряд вимог. Перевага віддається великим ґрунтовим безхребетним, багато з яких мешкає в досить широкому діапазоні екологічних умов. Середовище існування представників цієї групи – не найменше скупчення ґрунтової вологи, не порожнини і ходи в ґрунті, а весь ґрунт як середовище. Тому зв'язок зі змінами ґрунтових умов, хімізму ґрунтових розчинів, гумусу у великих ґрунтових тварин набагато тісніший, ніж у дрібних. Ареали багатьох видів добре відомі, і їх популяції на протязі всього ареалу мають досить високу чисельність. Важливе й те, що серед великих безхребетних багато видів-поліфагів, слабо пов'язаних із певною групою рослин чи тварин у своєму живленні. Серед них для моніторингу найбільш зручні представники таких груп: дощові черв'яки, ковалики та їх личинки, великі хижі туруни, деякі види мокриць і диплоподів.

Високий ступінь осілості цих груп, широка харчова база, достатня вивченість особливостей екології, розподілу, розміри ареалів, висока чисельність у різних місцях уможливають використання видів із цих груп як основних об'єктів екологічного моніторингу.

Популяції ґрунтових тварин чутливі до змін, які відбуваються в екосистемах і ґрунтовій біоті, і реагують в основному зменшенням кількості видів, чисельності та біомаси популяцій, зникненням характерних для екосистем видів і появою еврибіонтних форм. У сильно пошкоджених екосистемах популяції ґрунтових тварин, у першу чергу мікроартроподів, залишаються останнім «уламком» тваринного світу, що колись існував. Водночас у результаті господарської діяльності людини виникає велика кількість екосистем, у яких немає багатьох груп ґрунтової фауни, головним чином ґрунтоутворювачів, таких як дощові черв'яки, ківсяки, мокриці. Такі зміни в комплексах помітні на ділянках, що на них людина безпосередньо здійснює господарську діяльність.



**Рослини-тестери забруднення атмосферного повітря.** Добрими індикаторами забруднення повітряного середовища є рослини, оскільки вони більшою мірою уражаються забрудненим повітрям і сильніше реагують на ті концентрації більшості шкідливих домішок, які у людей і тварин не залишають видимих явищ отруєння. Дія газових поллютантів на рослини залежить від виду шкідливих речовин, концентрації забруднюючих речовин, тривалості впливу, відносної сприйнятливості видів рослин до дії газів і стадії фізіологічного розвитку, в якій знаходиться рослина в момент впливу шкідливих речовин. Перші порушення в анатомічній будові простежуються у будові хлоропластів. Надалі відзначаються руйнування цитоплазми і стискання клітини. Виділяють три стадії ушкоджень хвої ялини і сосни: пошкоджуються тільки хлоропласти, пошкоджуються і інші органели, органели зникають або перетворюються в безструктурну масу.

Інтенсивність впливу кислотних опадів залежить від змочуваності поверхні рослин. Ступінь пошкодження фітомаси змінюється в залежності від видової приналежності. При біоіндикаційних дослідженнях і аналізі реакції організму на вплив забруднення повітря слід розрізняти газостійкість і газочутливість рослин.

**Газостійкість** – здатність зберігати властиві організму процеси життєдіяльності і насінневого відтворення в умовах забруднення газами і парами атмосферного повітря. Рівень газостійкості виду або особини оцінюється у розмірі граничної концентрацій токсичної речовини, які не викликають функціональних і структурних порушень в організмі в період найвищої фізіологічної активності і чутливості до діючих атмосферних домішок.

**Газочутливість** – реакція організму на вплив забруднюючої речовини в певний період його розвитку. У біоіндикаційних дослідженнях необхідно враховувати систематичну приналежність видів і зміна ступеня їх газостійкості. Як біоіндикаційних ознак можна використовувати різні специфічні і неспецифічні ознаки. Неспецифічна індикація аеротехногенного забруднення може проводитися за різними біохімічним і фізіологічним реакцій. Основними індикаторними ознаками, що відображають стресове навантаження, є: зміна активності ферментів; руйнування пігментів в листках рослин під дією аеротехногенного забруднення. Добре вивчено зниження кількості хлорофілу, перш за все хлорофілу «а». Як індикатор використовується зміна співвідношення хлорофіл «а» / хлорофіл «б»; зміна кількості і співвідношення каротиноїдів. При впливі CO<sub>2</sub> збільшується вміст лютеїну і зменшується кількість р-каротину; передчасне поява гормонів старіння - етилену і абсцизової кислоти; зміна мінерального обміну. Індикаторними ознаками є зміна вмісту жирних кислот, збільшення вмісту сахарози і глюкози. До числа найбільш показових ознак специфічної індикації відноситься зміна хімічного складу біомаси і накопичення поллютантів.

Спостерігається залежність змісту полютантів від віку листя. Неспецифічна індикація проводиться за різними морфологічними, анатомічним і поведінковим параметрами. Широко розповсюдженими індикаторними ознаками є наявність хлорозів і некрозів, в результаті ураження ними надземної маси рослин відбувається передчасне опадання листя – дефоліація. Біоіндикаційними ознаками слугують: зміна розмірів клітин тканин, смоляних ходів, листя, трансформація розмірів стебел і в цілому організмів. Порушення процесів життєдіяльності під впливом токсичних газів може призводити до зміни будови тканин, окремих органів і в цілому форми росту рослин. Крайнім випадком прояву впливу токсикантів є утворення тератому. Часто відбувається деформація листових пластинок деревних порід і чагарників – виникають потворні перетягування, здуття або викривлення листових пластин, змінюється форма слані лишайників. У комах можуть виникати зміни структури поверхні тіла.

Рослини через особливості своєї життєдіяльності найбільш чутливо реагують на вміст сполук фтору, хлору, сірчистого газу та окисів азоту у повітрі. Найбільш токсичний для живлення рослин газ хлор, далі по токсичності ідуть аміак, сірководень і сірчистий газ. На високий вміст сірчистого газу рослини реагують появою буро-жовтих плям-опіків на листках, знебарвленням листків, погіршенням приросту, врожайності, а при тривалій дії – і суттєво швидшим листопадом та старінням. Чутливими до цього газу та кислотних дощів є ялина звичайна, ялиця, сосна, папороті, а з культурних рослин – яра пшениця і ячмінь, гречка, бобові, фіалка. У сосни у відповідь на перевищення вмісту сірчистого газу буріють кінчики хвоїнок, у ялини – швидше опадає хвоя. У смородини і гортензій з'являються у вигляді плям почервоніння на листках. Найбільш стійкі до сірчистого газу серед культивованих порід – тополя біла, верби, ялина колюча, маслинка, клен, в'яз. На підвищений вміст аміаку хвойні дерева реагують підсиханням хвої, а ялини – всиханням цілих дерев. З листяних порід дерев дуже чутливі до аміаку у повітрі береза, граб, липа, з культурних рослин – сорти тютюну-махорки, селера. До сполук хлору у повітрі чутливі, знову ж таки, хвойні дерева, а також вільха і ліщина, шпинат, редис, смородина.

**Індикаторами вмісту сполук фтору у повітрі** є сосна, ялина, гладіолуси, тюльпани, нарциси, конвалія, виноград, абрикос, персик, рододендрони. Частіше реакція починається з відмирання кінчиків листка, яке переходить згодом на весь листок. Індикаторами на шкідливий озон, що утворюється всередині фотосмогу, є світлі плями між жилками листків у деяких сортів тютюну (наприклад, англійський сорт “Bel-W3”), поява ушкоджень та падіння врожайності бобів кінських, помідорів, винограду, картоплі. У завезеної з Америки в Україну сосни Веймутова (наукова назва *Pinus strobus* L.) при дії озону і сірчистого газу розвивається синдром карликовості.

**До викидів важких металів у повітря** чутливі газонні трави, зокрема, костриця, з дерев – в'яз, глід, кінський каштан, липа. Сильними

індикаторами-«акумуляторами» важких металів у природі, поряд з лишайниками, є мохи. На сильно забруднених територіях у рослин з'являються гофровані, зморщені чи скручені листки, прикладом може служити бузок. Поблизу джерел забруднення повітря можна створити дослідні ділянки, де висадити чутливі до забруднень рослини. Пару разів на квартал або, якщо потрібно, пару разів на місяць в ході спостережень відмічається стан листків, наявність на них ушкоджень, знебарвлених та змертвілих ділянок у листяних деревних, трав'янистих квіткових рослин, площа ураження хвоїнок та частка ушкодженої хвої у хвойних дерев, поява «виродливостей», падіння швидкості росту, погіршення цвітіння та зав'язування плодів.

**Фітоіндикація антропогенних впливів за морфологічними змінами рослин.** Динамічна рівновага та стабільність біологічних систем тісно пов'язані з фітоіндикацією морфо-генетичних змін рослин у відповідь на антропогенні впливи. На рівні організмів та екосистем впливи стресорів відрізняють тільки завдяки появі зовнішніх симптомів ушкоджень (некрози, хлорози) після того як порушена границя адаптаційної здатності і системи стають нестабільними. Для деяких стресових факторів вже випробувані та іноді спеціально підібрані різноманітні морфологічні індикатори, за допомогою яких можлива коротко або довгострокова індикація як при низьких, так і при високих дозах їх впливів.

***Морфологічні зміни рослин, які використовуються в біоіндикації.***

Дуже часто з метою біоіндикації використовують різні аномалії росту і розвитку рослин - відхилення від загальних закономірностей. Вчені систематизували їх у три основні групи, пов'язані:

з гальмуванням чи стимулюванням нормального росту (карликовість і гігантизм);

з деформацією стебел, листя, коренів, плодів, суцвіть;

з виникненням новоутворень (до цієї групи відносять аномалії росту, а також пухлини).

***Для біоіндикації становлять інтерес наступні деформації рослин:***

- фасціації - стрічкоподібні сплюснення і зростання стебел, коренів і квітконосів;

- махровість квіток, в яких тичинки перетворюються на пелюстки;

- проліфікації - проростання квіток і суцвіть;

- асцидія - воронкоподібні, чашоподібні і трубчасті листя рослин з пластинчастими листям;

- редукція - зворотній розвиток органів рослин, виродження;

- ниткоподібність - нитчаста форма листкової пластини;

- фітоподії тичинок - перетворення в перетворення в пласке листове утворення.

– Зміни забарвлення листя (неспецифічна, рідше специфічна, реакція на різних поллютантів):

- *Хлороз* – бліде забарвлення листя між жилками. Відзначали при надлишку в ґрунті важких металів і при газодимовому забрудненні повітря.

- *Пожовтіння ділянок листя*. Характерно для листяних дерев при засоленні ґрунту хлоридами.

- *Почервоніння*, пов'язане з накопиченням антоціану. Виникає під дією сірчистого газу.

- *Побуріння*. Часто означає початкову стадію некротичних ушкоджень.

- Листя як би просякнуті водою (як при морозних пошкодженнях). Виникає під дією ряду окислювачів, наприклад, пероксиацетилнітрата.

- *Сріблясте забарвлення листя*. Виникає під дією озону на листках тютюну.

- *Некрози* – відмирання ділянок тканини листка, їх форма іноді специфічна.

- Точкові і плямисті. Сріблясті плями на листі тютюну сорту Bel W3 виникають під дією озону.

- Міжжилковий - некроз тканин між бічними жилками 1 порядку. Часто відзначаються при впливі сірчистого газу.

- Крайові. На листі липи під впливом солі (хлориду натрію), якою взимку посипають міські вулиці для танення льоду.

- «Риб'ячий скелет» - поєднання міжжилкових і крайових некрозів.

- Верхівкові некрози. У однодольних покритонасінних і хвойних рослин. Наприклад, хвоїнки ялиці і сосни після дії сірчистого газу стають на вершині бурими, верхівки листя гладіолусів після обкурювання фтористим воднем стають білими.

- *Передчасне в'янення*. Під дією етилену в теплицях не розкриваються квітки у гвоздики, в'януть пелюстки орхідей. Сірчистий газ викликає зворотнє в'янення листя малини.

- *Дефоліація* – опадання листя. Зазвичай спостерігається після некрозів і хлорозів. Наприклад, осипання хвої у ялини і сосни при газодимовому забрудненні повітря, листя лип і кінських каштанів - від солі для танення льоду, агрусу та смородини – під дією сірчистого газу.

- *Зміни розмірів* органів зазвичай неспецифічні. Наприклад, хвоя сосни поблизу заводів добрив подовжується від нітратів і коротшає від сірчистого газу. У ягідних чагарників дим викликає зменшення розмірів листків.

- *Зміни форми*, кількості та положення органів. Аномальну форму листя відзначали після радіоактивного опромінення. В результаті локальних некрозів виникає роздування або викривлення листя, зрощення або розщеплення окремих органів, збільшення або зменшення частин квітки.

- *Зміна життєвої форми* рослини. Кущувата форма зростання властива деревам, особливо липі, при сильному стійкому забрудненні повітря (HCl, SO<sub>2</sub>).

- *Зміна життєвості*. У присутності багатьох поллютантів бонітет дерев знижується від 1-2 класу до 4-5. Зазвичай це супроводжується зріджуванням крони і зменшенням приросту. Зміни приросту неспецифічні, але широко

застосовуються, так як чутливіші, ніж некрози. Вимірюють радіальний приріст стовбурів, приріст у довжину пагонів і листя, коріння, діаметр таллома лишайника.

– *Зміна плодючості*. Виявлено у багатьох рослин. Наприклад, при дії поллютантів зменшується утворення плодових тіл у грибів, знижується продуктивність у чорниці. Деякі види лишайників не утворюють плодових тіл в сильно забрудненому повітрі, але здатні розмножуватися вегетативно.

Більш детально розглянемо окремі фізіологічні реакції тест-рослин на окремі категорії поллютантів. Так, мосакроскопічні зміни пов'язані зі змінами забарвлення листя, які являють у більшості випадків неспецифічну реакцію на різноманітні стресори.

*Хлороз* – бліде забарвлення листя між жилками. Так (у рослин на відвалах, які залишаються після видобутку важких металів); пожовтіння країв або певних ділянок листя (у листяних дерев під впливом хлоридів); почервоніння (накопичення антоціанів у вигляді плям на листях смородини та гортензії під дією SO<sub>2</sub>); побуріння або побронзовіння (у листяних дерев – часто початкова стадія важких некротичних ушкоджень, у ялини та сосни – служить для подальшої розвідки димових ушкоджень). Зміна забарвлення при яких характер ураження листя схожий з морозними ураженнями - часто перші стадії некрозів.

Однак за певного рівня накопичення цих металів у клітинах виявляється їх негативний вплив.

*Цинк* – знебарвлення й відмирання тканини листків, молоді листки жовтіють, верхівкові бруньки відмирають, більш старі листки можуть опадати не зів'янувши, жилки забарвлюються в червоний або чорний кольори (на ранніх стадіях ушкодження схоже з нестачею заліза). Перші ознаки з'являються на молодих рослинах, при цьому вражається вся рослина.

*Мідь* – хлороз молодих листків, жилки залишаються зеленими.

*Марганець* – перші ознаки з'являються на молодих рослинах, ураження місцеве. Тканина некротична, хлороз розвивається між жилками молодих листків, перетворюючи їх у жовті або білуваті з темно-коричневими або майже білими некротичними плямами, листок викривляється й зморщується (у цьому основна відмінність від голодування).

*Залізо* – тканина не некротична: хлороз розвивається між жилками молодих листків, жилки залишаються зеленими, пізніше весь листок стає жовтим або білуватим, що подібно до голодування.

*Кобальт* – у деяких рослин уздовж основних зелених жилок листка з'являються прозорі, наповнені водою ділянки; між жилками розвивається також некроз; пізніше листи стають коричневими й обпадають.

*Фосфор* – перші ознаки проявляються на дорослих рослинах, ушкоджується вся рослина.

## Симптоми токсичності рослин до надмірної кількості важких металів (металоїдів)

Метал	Ознаки фітотоксичності	Джерело вивчення і узагальнення
Cd	Хлороз, некроз, пригнічення росту та побуріння кінчиків коренів	Wan et al., 2012 <sup>427</sup>
Pb	Зменшення подовження коренів і утворення біомаси, а також пригнічення фотосинтезу, біосинтезу хлорофілу та активності ферментів	Orcutt et al., 2000 <sup>428</sup>
Cr	Пригнічення проростання насіння та подовження коренів, хлороз листя, в'янення та загибель рослин	Vernay et al., 2007 <sup>429</sup>
Al	Пригнічення подовження коренів та поглинання поживних речовин, зменшення біомаси, хлороз листя, пожовтіння та висихання кінчиків листя та почервоніння листкової жилки	Santos et al., 2014 <sup>430</sup>
Zn	Пригнічення росту і старіння рослин і хлороз листя	Garder-Torresdey et al., 2014 <sup>431</sup>
Ni	Хлороз, зниження росту та чергування фотосинтетичної та ферментативної активності	Pavli'kova et al., 2014 <sup>431</sup>
Hg	Зниження фотосинтетичної активності, антиоксидантних ферментів і поглинання води та порушення активності мітохондрій	Sridhar et al., 2007 <sup>432</sup> <sup>433</sup> Han et al., 2004 <sup>434</sup>
As	Пригнічення проростання насіння, росту рослин, зниження врожайності рослин	Rahman et al., 2007 <sup>435</sup>
Cu	Хлороз, затримка росту, а також побуріння листя	Farooqui et al., 1995 <sup>436</sup>



Рис. 2.2 – Зовнішні ознаки інтоксикації рослин кадмієм

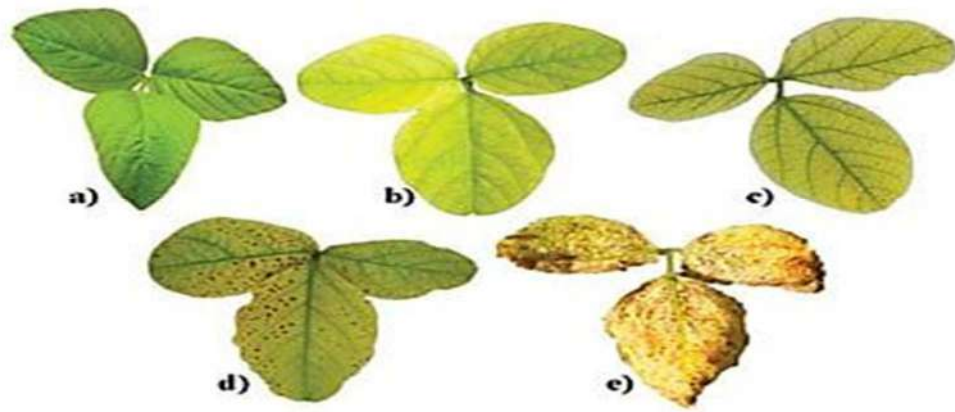


Рисунок 2.3 – Зовнішні ознаки інтоксикації рослин сої а – Zn, b – Mn, c – Cu, d – Cd, e – Hg<sup>437</sup>



Рисунок 2.4 – Експеримент, що показує відмінності в зростанні ячменю (*Hordeum vulgare* L.), зліва направо: сильно забруднений ґрунт (контроль), сильно забруднений ґрунт з додаванням 2% (мас./об.) біовугілля, слабо забруднений ґрунт (контроль), слабозабруднений ґрунт з 2% (мас./об.) біовугілля, незабруднений ґрунт (контроль), незабруднений ґрунт з 2% (мас./об.) біовугілля<sup>438</sup>

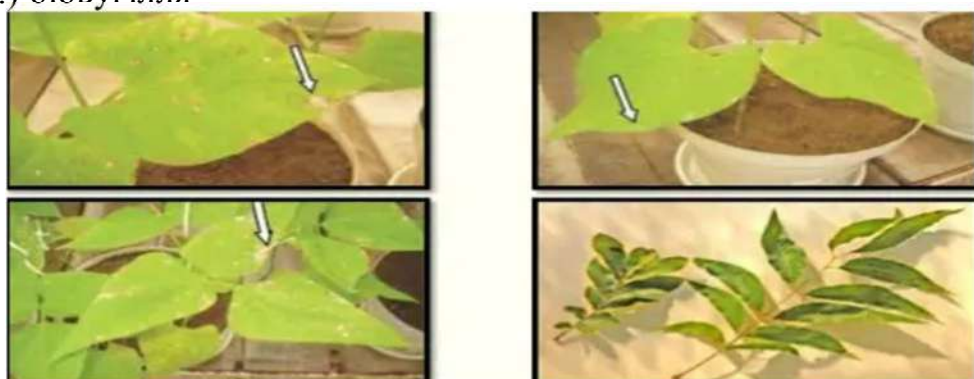


Рисунок 2.5 – Ознаки токсичної дії нікелю



Рисунок 2.6 – Ознаки токсичної дії міді



Рисунок 2.7 – Ознаки токсичної дії цинку



Рисунок 2.8 – Ознаки токсичної дії заліза



Рисунок 2.9 – Ознаки токсичної дії марганцю<sup>459</sup>



## Зовнішні ознаки рослин при нестачі або надлишку поживних речовин

Речовин	Недостача	Надлишок
Азот (N)	Уповільнення росту. Пожовтіння, побуріння й - засихання листя. Одеревіння стебел. Зменшення розміру квіток.	Побуріння листя (обпалені краї) і їх загибель Скорочення періоду вегетації
Калій (K)	Поява «крайового опіку» нижнього листя. Ослаблення рослин. Блакитно-зелене листя плодових і ягідних культур	Утворення на плодах гіркокого слизу
Фосфор (P)	Бурі плями між жилками листя Засихання листя. Ослаблення росту. Фіолетово-червоне забарвлення стебла, гілок і нижньої сторони листя Загинання листя вгору Квітки дрібні, опадаючі	Зменшення вегетаційного періоду Зниження врожаю
Кальцій (Ca)	Припинення росту й розвитку коріння. Верхнє лиси білясте, нижнє - зелене. Відмирання вегетаційних точок росту	Стимуляція розвитку не тільки корисних, але й шкідливих мікроорганізмів
Магній (Mg)		Листя злегка темніє і трохи зменшується: іноді спостерігається згортання й зморщування молодих листочків, на пізніх стадіях росту кінці їх втягуються і відмирають, особливо при ясній погоді
Хлор (Cl <sub>2</sub> )		Загальне огрубіння рослин. листя маленьке, тьмяно-зелене, стебла тверді, у деяких рослин на більш старому листі з'являються пурпурно-коричневі плями, що викликає його опадання
Сірка (S)		Загальне огрубіння рослин. листя маленьке, тьмяно-зелене. стебла тверді, пізніше листя може скручуватися всередину й покривається наростами, краї його стають коричневими. потім блідо- жовтими

Форми знаходження та основні функції необхідних елементів у рослинах<sup>440</sup>

Елемент	Форма знаходження	Функції
Co	Кофермент кобамід	Симбіотична фіксація азоту, стимулювання окисно-відновних реакцій при біосинтезі хлорофілу та протеїнів
Zn	Ангідрази, дегідрогенази, протеїнази та пептидази	Кофактор у синтезі ауксину, метаболізм білків та вуглеводів
Fe	Гемопротеїни, залізопротеїни, дегідрогенази, ферредоксини	Окисно-відновні процеси, фотосинтез, азотфіксація
Cu	Оксидази, пластоціаніни	Фотосинтез, метаболізм білків та вуглеводів
Mo	Нітратредуктаза, нітрогеназа, оксидази, молібдоферредоксин	Азотфіксація, редукція нітратів, нуклеїновий обмін
Mn	Ферменти циклу Кребса, нітратредуктазна система, кофактор ауксинокінази	Фотосинтез, ростові процеси, азотфіксація, азотний обмін

Тканина некротична, загальне жовтіння листків; жовтуваті або коричневі кінці й краї більш старих, поява яскравих некротичних плям; опадання листків, у деяких рослин схоже на калійне голодування, в інших – на надлишок азоту.

*Магній* – листи злегка темніють і трохи зменшуються; іноді спостерігається згортання й зморщування молодих листів, на пізніх стадіях росту кінці їх запалі й відмирають.

*Калій* – тканина не некротична: на ранніх стадіях слабкий ріст рослин, світло-зелене забарвлення листків; на пізніх стадіях ріст уповільнюється, на листках з'являються плями, листки в'януть й опадають.

*Сірка* – загальне огрубіння рослин, листки маленькі, тьмяно-зелені, стебла тверді, пізніше листки можуть скручуватися всередину й покриватися наростками, краї їх стають коричневими, потім блідо-жовтими.

*Хлор* – загальне огрубіння рослин, листки маленькі, тьмяно-зелені, стебла тверді, у деяких рослин на більш старих листах з'являються пурпурно-коричневі плями, після чого листи опадають.

Таблиця 2.14

Зовнішні ознаки хвороб рослин при надлишку мікроелементів

Мікроелемент	Зовнішні ознаки рослин
Залізо (Fe)	Тканина без некрозів: хлороз розвивається між жилками молодих листочків, жилки залишаються зеленими, пізніше весь листок стає жовтим або білуватим, що подібно з голодуванням
Марганець (Mn)	Перин ознаки з'являються на молодих рослинах, ураження місцеве Тканина некротична, хлороз розвивається між жилками молодих листочків, перетворюючи їх у жовті або білуваті з темно-коричневими або майже білими некротичними плямами, листя викривляється і зморщується (у цьому основна відмінність від голодування)
Кобальт (Co)	У деяких рослин уздовж основних жилок листя з'являються прозорі, наповнені водою ділянки: між жилками розвивається некроз: пізніше листя стає коричневим і обпадає
Цинк (Zn)	Тканина некротична, хлороз листя, молоді листочки жовтіють: верхівкові бруньки вмирають, більш старе листя може обпадати без зів'янення. жилки знебарвлюються в червоний або чорний кольори (на ранніх стадіях ушкодження подібно з дефіцитом заліза). Перші ознаки з'являються на молодих рослинах, при <b>ЦЬОМУ</b> уражується вся рослина
Мідь (Cu)	Слабкий розвиток коріння, хлороз молодого листя, жилки залишаються зеленими
Бор (B)	Хлороз кишів і країв листя, що поширюється всередину, особливо між жилками, поки все листя не стає блідо-жовтим або білуватим; опіки країв листя і некроз із закручуванням країв, опалання листя

Азот амонійний або нітратний – ушкодження місцеве. Тканина некротична: хлороз розвивається на краях листків і поширюється між жилками, з'являється коричневий некроз, і кінці листів звертаються, потім листки опадають (ушкодження в багатьох рослин подібне до голодування).

Кальцій – хлороз розвивається між жилками з білуватими й некротичними плямами, які можуть бути забарвлені або мати наповнені водою концентричні кільця; у деяких рослин відбувається ріст листових розеток, відмирання погонів й опадання листків (ушкодження схоже на нестачу магнію й заліза).

Бор – хлороз кінців і країв листків, що поширюється всередину, особливо між жилками, поки весь листок не стає блідо-жовтим або білуватим; опіки країв листків і некроз із закручуванням країв, опадання листів.

Рослини можуть бути також ефективними у фітоіндикації нестачі макро- і мікроелементів<sup>441</sup>.

*Азот (N)* – входить до складу білків, ферментів, нуклеїнових кислот, хлорофілу, вітамінів, алкалоїдів. Це мобільний елемент, тож симптоми його дефіциту в першу чергу проявляються на нижніх листках. Азот – основний регулятор росту, тому його нестача заповільнює розвиток і зростання всієї рослини: утворюються короткі й тонкі нові пагони, слабкі суцвіття, дрібне листя. Спостерігається пожовтіння й світлішання листя, в першу чергу – прожилків. Згодом нестача азоту поширюється на всю рослину, що може привести до опадання листя та передчасного дозрівання плодів. Загальним проявом нестачі азоту є гальмування росту, блідість листків, навіть певна жовтизна листків. У озимій пшениці характерним є пожовтіння кінчика листка, яке «рухається» у вигляді латинської літери V до основи листка.

*Фосфор (P)* – основний активатор цвітіння та плодоношення рослин. Брак фосфору визначити нескладно: спочатку забарвлення листя набуває місцями легкого синювато-фіолетового відтінку, що поступово переходить у побуріння. При цьому колір листків залишається темно-зеленим, іноді тьмяно-блакитним. Також побуріння й фіолетовий відтінок можуть з'являтися на стеблах. Фосфор відіграє важливу роль у процесах обміну енергії в рослинних організмах. Його нестача гальмує розвиток і затримує дозрівання, при цьому знижується врожайність і якість продукції. Елемент мобільний, тому дефіцит його проявляється передусім, наприклад, на нижніх листках ріпаку фіолетовим обрамленням. У кукурудзи з'являється характерне пурпурове забарвлення спочатку з країв листків. Центральна жилка і ділянка навколо неї довгий час залишається зеленою, а уражені тканини швидко відмирають, висихають. Зазвичай дефіцит цього елемента проявляється на початкових стадіях росту рослин. Його можна було спостерігати в останні два роки, коли весна затяжна, а низькі температури ґрунту не дають змоги фосфору розчинятися, не дозволяють рослинам його споживати внаслідок недостатньо розвиненої кореневої системи.

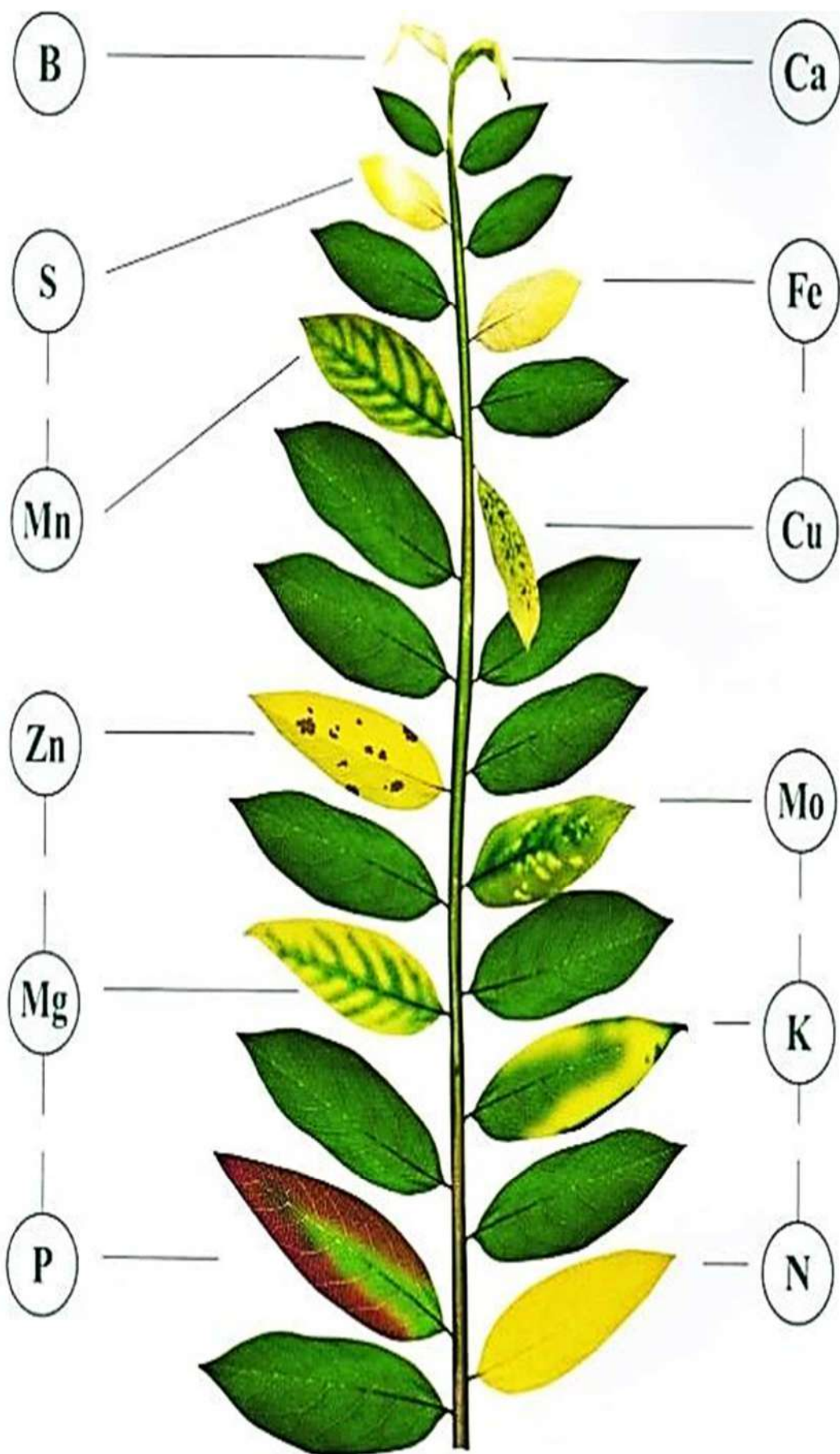


Рисунок 2.10 – Фітоіндикація нестачі макро- і мікроелементів за станом листків<sup>442</sup>



Рисунок 2.11 – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту азоту



Рисунок 2.12 – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту фосфору

*Калій (K)* – регулює водний баланс у клітинах рослин, посилює їх стійкість до посухи і низьких температур. У разі дефіциту сповільнюється ріст рослин, стебла стають ламкими, що стимулює вилягання рослин. Перший симптоми нестачі цього елемента спочатку теж виникають на нижніх листках. А загальним симптомом є пожовтіння кінчиків і країв листків. Уражена тканина з часом висихає. На сої можуть з'являтися некротичні плями, які теж відмирають. У ячменю ж своєрідна реакція на дефіцит калію: він формує занадто велику кількість пагонів.

Калій є основним будівельним елементом для всіх рослин. Його нестача проявляється на листі у вигляді крайового опіку. Іноді його можна сплутати з сонячним опіком, та на відміну від нього, ураження при нестачі калію спершу з'являється на старшому листі, й поступово поширюється вгору, до

більш молодого. Ця проблема особливо помітна в період цвітіння й плодоношення рослин. Також на листках можуть з'являтися невеликі бурі плями. У разі гострого браку калію листя починає всихати й опадати.



Рисунок 2.13. – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту калію.

*Кальцій (Ca)* Дефіцит кальцію можна відразу ж помітити на молодому листі: воно деформується, викривлюється (ніби видувається) та скручується. Водночас рослина продовжує й далі розвиватися, тому недосвідченему спостерігачеві може здатися, що все в порядку.



Рисунок 2.14 – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту кальцію

*Магній (Mg)* – важливий елемент фотосинтезу, потрібен для забезпечення руху фосфору в рослині та для формування вмісту олії для

олійних культур. Загальним симптомом дефіциту магнію є поява хлорозу, який починається з країв листків. У пшениці, ячменю та інших в колосових він проявляється у вигляді жовто-зелених хаотичних смугастих плям. У буряка проявляється у вигляді крихкості, ламкості листків, жилки можуть скручуватись. Також однією з характерних ознак дефіциту магнію є потоншення листової пластини.



Рисунок 2.15 – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту магнію



Рисунок 2.16 – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту сірки

*Сірка (S)* – у тканинах рослин є складовою всіх білкових структур, а також бере участь у формуванні хлорофілу. «Симптоми дефіциту сірки взагалі дуже важко діагностувати, оскільки вони сильно схожі з дефіцитом азоту. Відмінність між ними у тому, що прояви нестачі сірки виникають на молодих листках. Тобто ознаки дефіциту азоту – на нижніх листках, дефіциту сірки – на верхніх. Характерних плям чи смугастостей при нестачі



сірки немає. Але рослина бліда, чахла, стебла потоншені, жовтуватого-зеленого кольору.



Рисунок 2.17 – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту бору

*Бор (B)* – відіграє важливу роль у запиленні, підтримує структурні мембрани клітин рослини. Елемент немобільний, тому симптоми його дефіциту проявляються передусім на молодих листках. Ознаки – загальний хлороз, міжжилковий хлороз листків; деформація або відмирання точок росту і відсутність запліднення. В сої він проявляється також хаотичними некротичними плямами, на уражених міжжилкових ділянках. Оскільки бор відповідає за міцність клітинних стінок, його нестача призводить до ламкості стебел, ламкості листків. Крім того листки можуть скручуватись, грубішати на кінчиках. У цукрового буряку дефіцит бору призводить до гниття молодих листків і верхньої частини коренеплоду, а нижня здорова частина коренеплоду формує низький вміст цукру. У капустяних культурах нестача бору спричиняє порожнистість стебла. Бор є головним транспортувальником поживних речовин по всій рослині. Відсутність чи недостатня кількість цього мікроелементу спричинює значне сповільнення зростання культур: відмирають верхні бруньки, починають посилено розвиватися бічні пагони, рослина кущиться. Листя набуває світлозеленого забарвлення, іноді скручується.

*Залізо (Fe)* – бере участь у формуванні хлоропластів. Теж немобільний елемент, симптоми його дефіциту з'являються передусім на молодих листках. Це міжжилковий хлороз з чіткою різницею між здоровими і ураженими тканинами. При посиленні дефіциту тканини повністю жовтіють, вибілюються і згодом відмирають. У разі залізодефіциту спостерігається посвітлішення та знебарвлення листя – так званий хлороз. Рослина продовжує розвиватися, але нестача заліза добре помітна на молодому листі: усі нові листки мають блідо-зелений, світложовтий та навіть білий відтінок.



Рисунок 2.18 – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту заліза

*Марганець (Mn)* – бере участь у синтезі хлорофілу, поліпшує поглинання азоту рослиною. Загальним симптомом дефіциту марганцю є пожовтіння верхніх листків, той же міжжилковий хлороз, який дуже схожий з дефіцитом заліза. Але різниця між полягає в тому, що в цьому разі міжжилковий хлороз швидше має дифузний характер, тобто чіткі межі між здоровими і ураженими тканинами відсутні. З посиленням дефіциту марганцю виникають некротичні плями, смуги на уражених тканинах. У бобових культур нестача марганцю спричиняє деформацію сім'ядольних листків. У гороху, до прикладу, з'являються плямистості на насінинах у бобів.

*Мідь (Cu)* – бере участь у метаболізмі білків, запиленні та заплідненні. Також немобільний елемент, симптоми нестачі також проявляються в першу чергу на молодих листках. За умови нестачі міді на всьому листі, починаючи від самих верхівок, з'являється білястий відтінок. Молоді пагони починають в'янути й уповільнюють своє зростання. Рослина сильно кущиться, а стеблуння затримується. Загальним симптомом є блідість рослин, порушення запилення і деформування колосу. В озимій пшениці, навіть якщо вся рослина буде стояти зелена, ніби все нормально, але кінчик прапорцевого листка буде сухий, це свідчить про дефіцит міді. Колос, який виколошується, не містить зерен у верхній частині, листки скручуються, і колос часто може бути ніби як в пастці, закручений листками.



Рисунок 2.19 – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту марганцю



Рисунок 2.20 – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту міді



Рисунок 2.21 – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту цинку

*Цинк (Zn)* – відповідає за синтез ауксинів, регулює ростові процеси в рослині. Немобільний елемент, дефіцит якого проявляється насамперед на молодих листках. Оскільки кукурудза вимагає великої кількості цинку для свого росту і розвитку, на ній дефіцит цього елемента проявляється наявністю міжжилкового хлорозу на ділянці між центральною жилкою і краєчком листка. Крім того, дефіцит цинку на кукурудзі викликає гофрованість країв листків. При посиленні дефіциту ділянки відмирають. Брак цього елемента помітний дуже добре. Листя жовтіє та набуває блідозеленого відтінку, на ньому з'являються цяточки бурого кольору. В особливо гострій фазі все листя набуває бронзового кольору. Нестача цинку насамперед проявляється на старому листі, але згодом і нові листки виростають з дрібними жовтими цятками. Плями поступово поширюються на стебла рослини, а краї листя починають закручуватися вгору.

*Молибден (Mo)* – бере участь у процесі фотосинтезу та в утворенні деяких цукрів. У разі нестачі цього елемента спостерігається пожовтіння листя й поява на ньому вкраплень світло-коричневого та бурого кольору. Краї листя починають відмирати і закручуватися всередину.



Рисунок 2.22 – Фітоіндикаційні ознаки дефіциту молибдену

Загалом, існує багато інструментів ідентифікації елементів живлення на рослинах. Наприклад, американські фахівці розробили певну схему, визначник, який допомагає дізнатися, нестача якого з елементів спричиняє той чи інший симптом на рослині (рис. 2.23).

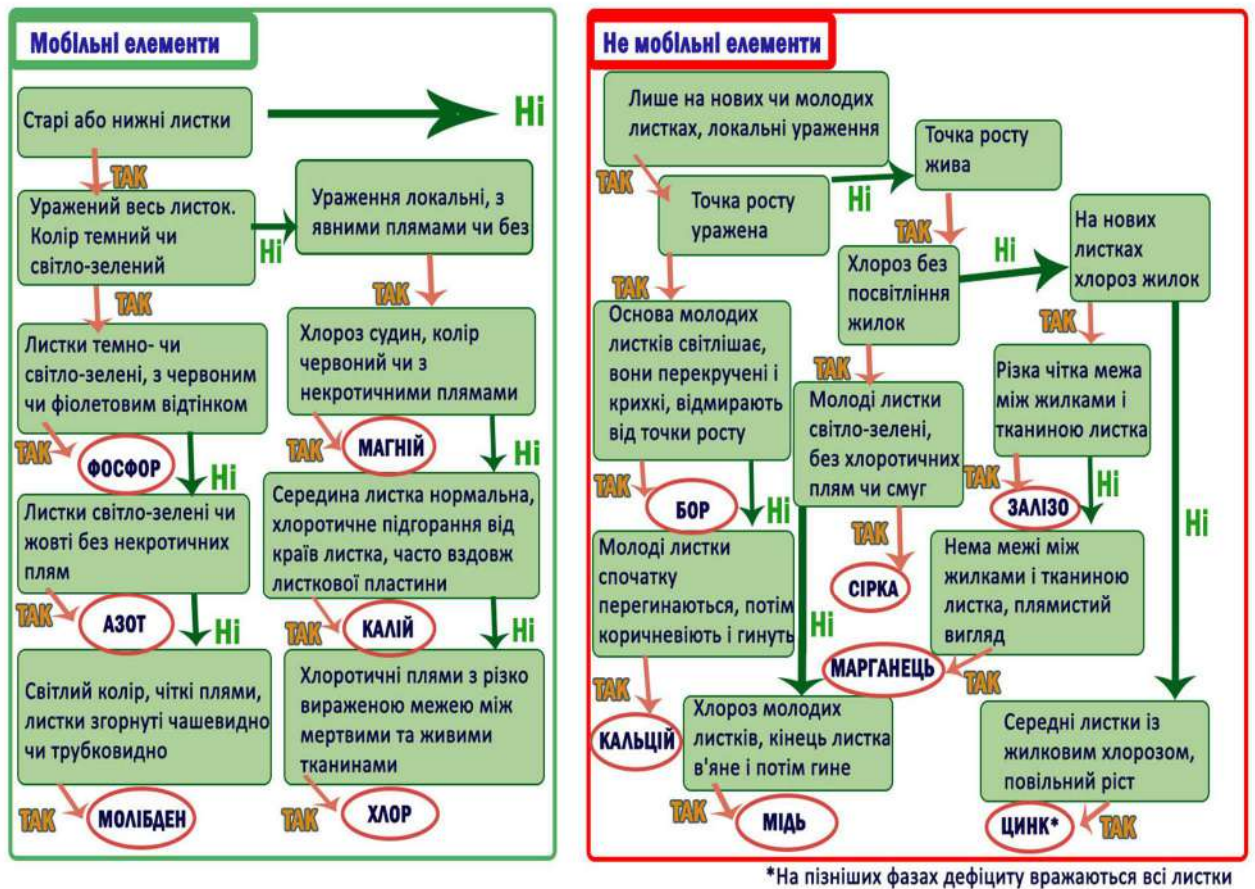


Рисунок 2.23 – Загальна схема дефіциту елементів живлення<sup>443</sup>

Загальним симптомом нестачі будь-якого з елементів живлення є затримка росту рослини, хоча в одному випадку цей симптом може проявлятися більш чітко, ніж в іншому. Нижче наводиться порівняння інших (крім затримки росту) симптомів недостатності мінерального живлення.

**Симптоми недостатності мінерального живлення рослин можливо розділити на дві великі групи<sup>444</sup>:**

I. *Першу групу* складають головним чином симптоми, які проявляються на старих листках рослини. До них відносяться симптоми нестачі азоту, фосфору, калію, цинку і магнію. Очевидно, при нестачі в ґрунті зазначених елементів вони переміщуються в рослині з старіших частин в молоді зростаючі частини, на яких не розвиваються ознаки голодування.

II. *Другу групу* складають симптоми, які проявляються на точках зростання і молодих листочках. Симптоми цієї групи характерні для нестачі кальцію, бору, сірки, заліза, міді і марганцю. Ці елементи, мабуть, не здатні переміщатися з однієї частини рослини в іншу. Отже, якщо в ґрунті немає достатньої кількості перерахованих елементів, то молоді зростаючі частини

не отримують необхідного харчування, в результаті чого вони хворіють і гинуть.

Приступаючи до визначення причини порушення живлення рослин, слід перш за все звернути увагу на те, в якій частині рослини виявляються аномалії, визначаючи, таким чином, групу симптомів. Симптоми першої групи, які виявляються головним чином на старих листках, можуть бути розбиті на дві підгрупи:

- 1) в більшій чи меншій мірі загальними (недолік азоту і фосфору);
- 2) або ж носити лише місцевий характер (недолік магнію, цинку і калію).

Недостатність азоту і фосфору (симптоми першої підгрупи) впливає на стан рослини в цілому або його більш старого листя. При нестачі цих елементів спостерігається значна затримка росту і листя прагнуть зайняти прямостояче положення на стеблі, утворюючи з останніми гострий кут. У разі нестачі азоту рослина набуває ненормально світлозелене забарвлення і його нижнє листя в більшій чи меншій мірі жовтіють. У разі нестачі фосфору рослина має незвично темно-зелений забарвлення, а листя або зовсім не жовтіють, або жовтіють незначно.

**Візуальні ознаки нестачі елементів.** Симптоми нестачі магнію, цинку і калію, що відносяться до другої підгрупи першої групи, захоплюють не цілком весь лист, а лише окремі ділянки його, що виражається у втраті зеленого забарвлення (хлорозі), а іноді і в відмиранні (некроз) тканин окремих ділянок листа. У разі нестачі калію хлоротичні ділянки мають жовтуватий відтінок, що викликає ряболистя. Хлоротичні ділянки розташовуються навколо невеликих ділянок відмерлої тканини на верхівках, по краях і між жилками листя. У міру збільшення ділянок відмерлої і висохлої тканини рослина набуває вигляду ураженого іржею. Інші частини рослини відрізняються блакитно-зеленим забарвленням. Найперша прояв нестачі калію виражається в згортанні донизу верхівок і країв нижніх листя; цей симптом стає все більш виразним у міру збільшення нестачі зазначеного елемента.

У разі нестачі магнію зникає зелене забарвлення окремих ділянок листа, які стають майже білими. Втратили зелене забарвлення ділянки листа розташовані переважно між головними жилками, а не на верхівках або по краях листя. Відмирання тканин або незначно, або зовсім відсутнє; закручування верхівок і країв листя також не спостерігається.

Недолік цинку викликає відмирання ділянок тканин на всій поверхні листа, а не тільки на верхівці і по краях його. Часто цього процесу піддаються бічні, а іноді і головні жилки. Ділянки з відмерлої тканиною розпадаються значно швидше, ніж при нестачі калію.

Друга група симптомів, що виявляються на молодих листочках або точках росту рослини, може бути розбита на три підгрупи, які характеризуються:

1) появою хлорозу, або втратою молодим листям зеленого забарвлення без подальшої загибелі верхівкової бруньки, що вказує на недолік заліза, сірки або марганцю;

2) загибеллю верхівкової бруньки, що супроводжується втратою її листям зеленого забарвлення, що вказує на нестачу кальцію або бору;

3) постійне прив'ядання верхніх листків, що вказує на брак міді.

При хлорозі молодого листа без подальшої загибелі верхівкової бруньки (симптоми першої підгрупи) жилки зберігають свою зелене забарвлення в разі нестачі заліза. Втрачають забарвлення зазвичай тільки ділянки листа між головними жилками. Але у виняткових випадках можуть бути вражені і жилки, тоді весь лист стає білим або жовтим. Плями відмерлої тканини зазвичай відсутні. При нестачі сірки жилки листа, як і всі інші ділянки листа, стають світло-зелений; жилки можуть навіть виявитися більш світлими. Втрата зеленого забарвлення відбувається не в такій мірі, як у випадку нестачі заліза і марганцю, так що листя не стають білими або жовтими. Відсутні також плями відмерлої тканини. У випадку дефіцитності марганцю вся судинна система листа аж до найдрібніших розгалужень зберігає своє зелене забарвлення, створюючи різкий контраст з втратою забарвлення тканин між жилками, що надає листу вид шахової дошки. Згодом на листках з'являються поступово збільшуються плями відмерлої тканини, які можуть захопити всю поверхню листка.

До другої підгрупи належать симптоми, які характеризуються загибеллю верхівкової бруньки. Якщо відсутнім елементом є кальцій, молоді верхівкові листя спочатку втрачають своє зелене забарвлення і загортаються донизу приблизно на 1/3 своєї довжини. Потім верхівки і краї листя відмирають, а тканини листової пластинки в результаті подальшого зростання розриваються, що надає листу рваний вид. Рослина в цілому набуває темно-зеленого забарвлення. У разі нестачі бору молоді верхівкові листочки спочатку втрачають нормальне забарвлення у своєї викривленої основи. Верхівка може ще протягом деякого часу залишатися зеленою. Зазвичай уражені тканини швидко розпадаються, і якщо ріст листа до його повної загибелі триває далі, то останній стає викривленим або скрученим.

Верхні листки відрізняються нездоровим світлозеленим забарвленням і закручуються від верхівки до основи. Головні жилки уражених листя набувають коричневого або чорного забарвлення і при згинанні листа легко ламаються.

Для симптомів третьої підгрупи не характерно розвиток хлорозу і відмирання верхівкової бруньки. До цієї підгрупи відносяться майже виключно симптоми нестачі міді, які проявляються в стійкому зів'яненні верхніх листків.

Ознаки нестачі азоту, фосфору, молібдену, калія, магнію і цинку з'являються головним чином на старих листках або по всій рослині – змінюється загальний вигляд рослини.

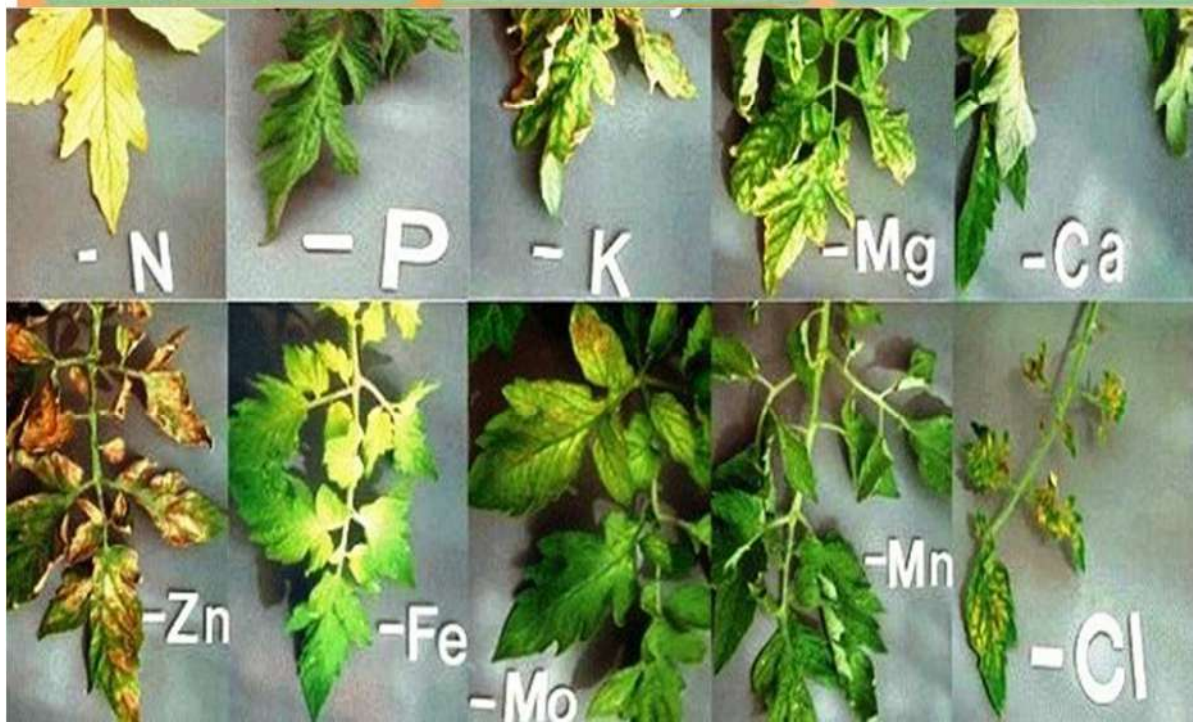


Рисунок 2.24 – Ознаки нестачі елементів живлення у помідора<sup>445</sup>



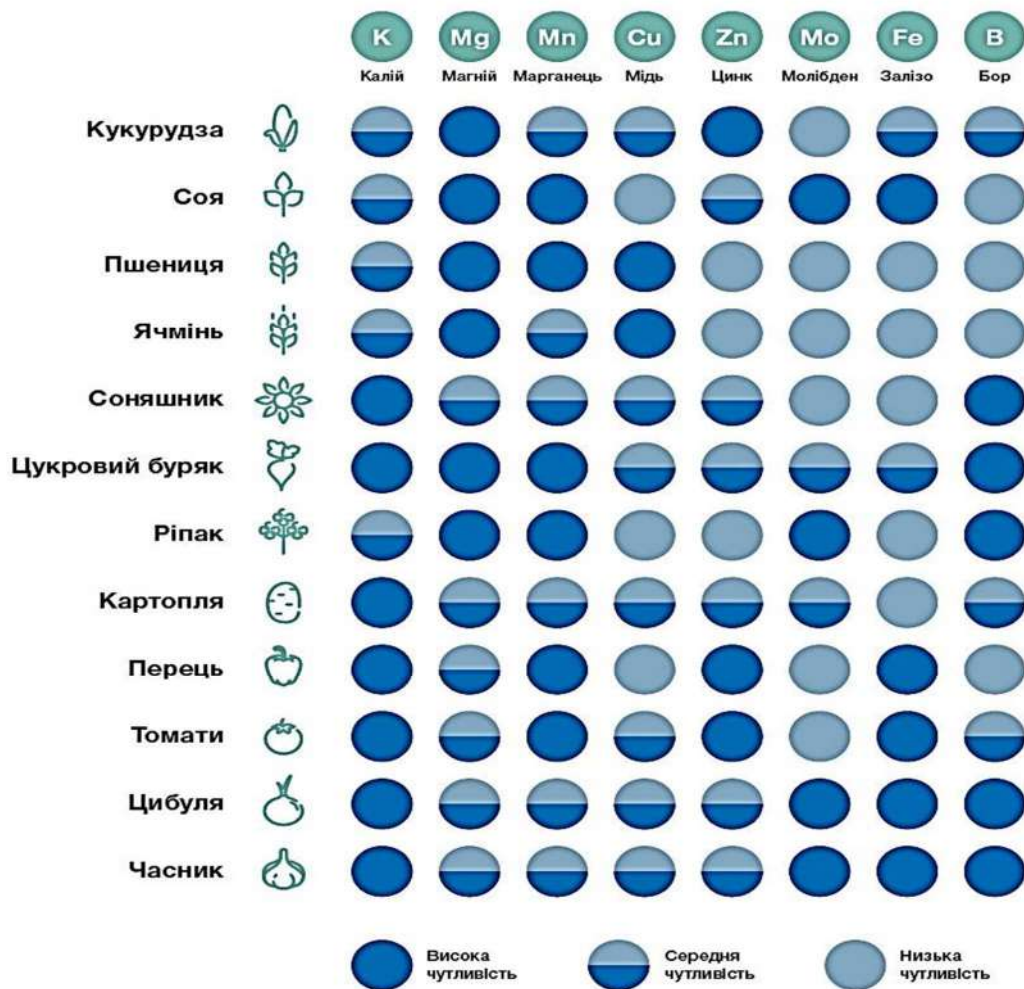


Рисунок 2.25 – Фітоіндикаційна чутливість ряду сільськогосподарських культур до нестачі елементів живлення<sup>446</sup>

Колір рослин	Культура	Фаза росту і розвитку	Елемент, якого бракує
Жовтий	Зернові озимі та ярі	Сходи-кущення	Калій
Жовтий	Льон	Сходи, фаза ялинки	Калій
Світло-зелений	Ярі зернові, льон	Кущення, вихід в трубку, ялінка	Мідь
Світло-зелений	Ярі зернові, льон	Кущення, ялінка	Азот
Палевий	Льон	Ялінка	Бор
Оливково-зелений	Картопля	Бутонізація	Фосфор, калій
Темно-зелений з блакитним відтінком	Цукрові буряки	6—8 листків	Фосфор
Зеленувато-жовтий з коричневим відтінком	Цукрові буряки	6—8 листків	Калій
Червоно-фіолетовий	Озимі зернові	Фаза трьох листків, початок кущення	Фосфор
Ліловий	Озимі та ярі зернові	Сходи, кущення	Фосфор
Сірий	Овес	3 листка, початок кущення	Марганець

Рисунок 2.26 – Колір рослин як фіто індикаційна ознака нестачі елементів живлення

Ознаки нестачі азоту, фосфору і молібдену поширені по всій рослині, забарвлення листя змінюється від жовтого до темно-зеленою, на старих листках переходить в жовту або в фіолетове.

Ознаки нестачі калію, магнію та цинку переважно локалізовані, хлороз може супроводжуватися на старих листках некрозом.

Ознаки нестачі заліза, марганцю, міді, сірки, кальцію і бору з'являються головним чином на молодих листках, точці росту, локалізовані, точка росту може відмирати. При нестачі заліза, марганцю, міді і сірки хлороз може супроводжуватися некрозом, забарвлення жилок від блідо-зеленого до темно-зеленою. При нестачі кальцію і бору точка росту відмирає, листя хлорозне, деформоване.

Біологічний процес	Mn	Cu	Zn	Mo	Fe	B
Фотосинтез	■				■	
Веgetативний ріст			■			■
Цвітіння, утворення насіння		■				■
Синтез білків	■	■	■			
Синтез лігніну		■				
Біологічна фіксація	■	■		■	■	
Зменшення нітратів				■	■	
Дихання	■				■	
Утворення фітогормонів			■			
Транспортування цукрів						■
Розвиток бульбочкових бактерій			■	■	■	
Регулювання окислювально-відновлювальних процесів			■	■	■	
Регулювання концентрації гормонів у рослині	■					

Джерело: Інститут живлення рослин.

Рисунок 2.27 – Вплив мікроелементів на фізіологічні процеси росту і розвитку рослин (біле – не впливає, зелене – впливає)

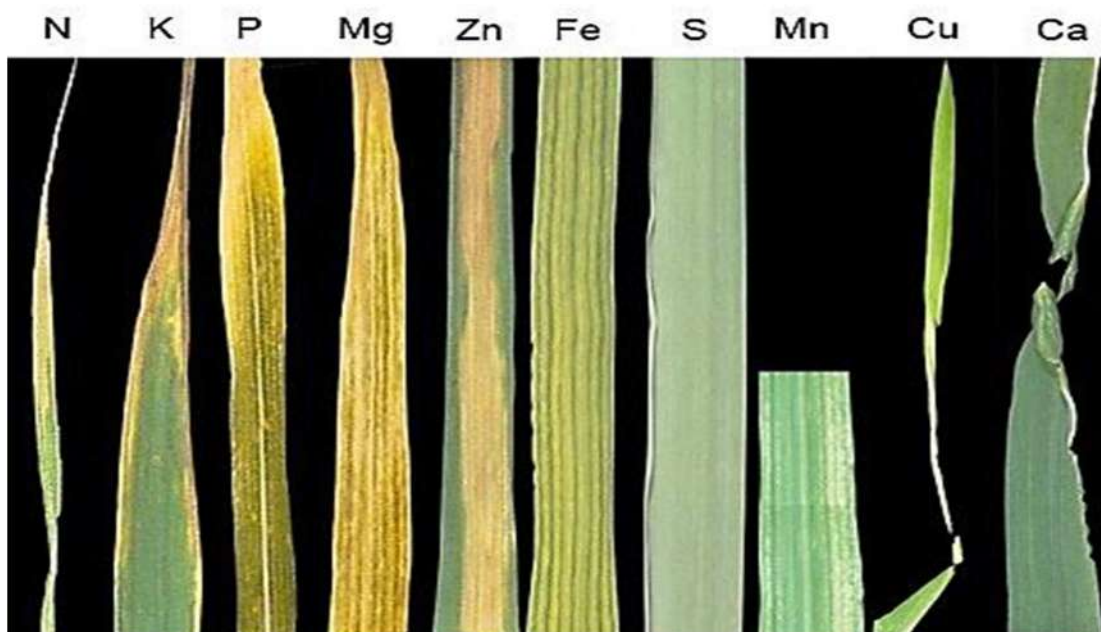


Рисунок 2.28 – Візальні ознаки нестачі елементів живлення у злаків<sup>447</sup>

Візуальні прояви нестачі елементів живлення проявляються з різною інтенсивністю на різних сільськогосподарських культурах. Проте є рослини-індикатори, на яких дефіцит поживних речовин чітко виражений і його легко виявити. Серед польових культур є певні рослини-індикатори, що реагують на нестачу таких мікроелементів:

- залізо – капуста, картопля;
- марганець – капуста, буряки, картопля, овес;
- мідь – пшениця, ячмінь, овес;
- цинк – кукурудза, соя, квасоля;
- молібден – капуста, салат, бобові трави.

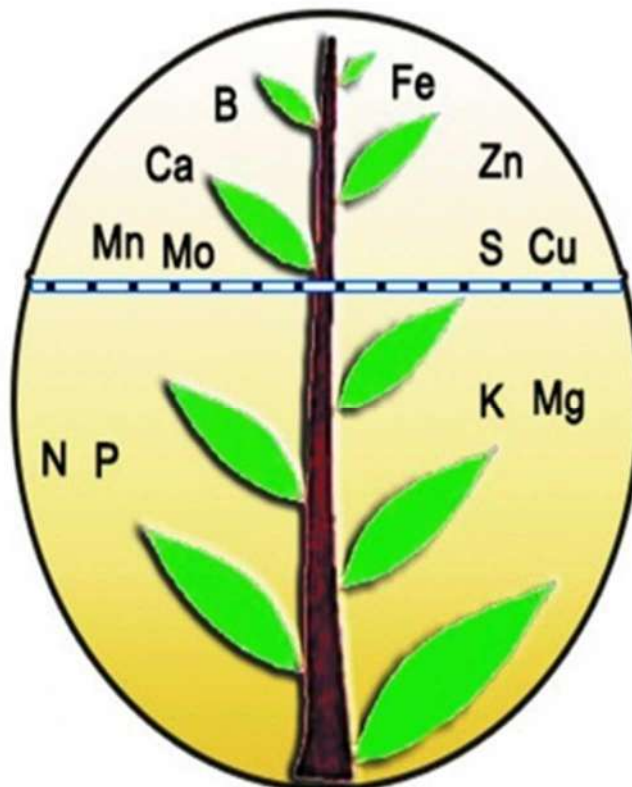


Рисунок 2.29 – Розподіл елементів живлення у рослинах

У системі фітоіндикації важливі і інші фізіолого-морфологічні реакції рослин, описані нижче.

**Некрози** – відмирання обмежених ділянок тканин – важливі симптоми ушкоджень при індикації, іноді специфічні. Розрізняють такі види некрозів:

1) крапельні та плямисті некрози – це відмирання тканин листової пластинки у вигляді крапок або плям, дуже характерні сріблясті плями після впливу озону у тютюну сорту Veі W<sub>3</sub>;

2) міжжилкові некрози – відмирання листової пластинки між бічними жилками першого порядку, часто при дії SO<sub>2</sub>;

3) крайові некрози - характерні, чітко відмежовані форми, з'являються у лип, які ушкоджені кам'яною сіллю, яку застосовують для танення льоду. Поєднання міжжилкових та крайових некрозів приводить до появи візерунку типу "риб'ячого скелету";

Симптом	Можливий дефіцит елемента									
	N	P	K	Mg	Fe	Cu	Zn	B	Mo	Mn
Пожовтіння молодих листків					+					+
Пожовтіння листків середнього ярусу									+	
Пожовтіння старих листків	+		+	+			+			
Пожовтіння між жилками				+						+
Опадання старих листків	+									
Закручення листків догори				+						
Закручення листків донизу			+			+				
Відмирання кінчиків молодих листків								+		
Відмирання кінчиків старих листків	+						+			
Зморшкуватість молодих листків			+				+	+	+	
Некрози			+	+	+		+			+
Сповільнений ріст листків	+	+								
Темно-зелені/пурпурові листки і стебла		+								
Блідо-зелений колір листя	+								+	
Витягування рослин	+									
М'які стебла	+		+							
Крихіткі стебла		+	+							
Відмирання точки росту			+					+		
Сповільнений ріст коренів		+								
В'янення						+				

Джерело: Atlantis Hydroponics.

Рисунок 2.30 – Фітоіндикаційні ознаки нестачі елементів живлення<sup>448</sup>

4) верхівкові некрози (в особливості у однодольних та хвойних), характерні темно-бурі, різко відмежовані некрози кінців хвої у сосни та ялиці після дії SO<sub>2</sub>, або білі знебарвлені некрози верхівок листя. Фотосинтетичний апарат рослин виявляє високу чутливість до SO<sub>2</sub>, що може порушувати світлову і темнову стадії фотосинтезу, впливаючи на стан хлорофілу, активність ферментів, електротранспортний ланцюг або ламелярну структуру гранів. Чистий фотосинтез і потенційна фотосинтетична активність в ушкодженого сірчистим газом листя знижується. На думку японських дослідників, SO<sub>2</sub> інактивує первинний донор електронів або сам реакційний центр ланцюга переносу електронів. Сірчистий газ порушує протонний градієнт, з яким зв'язане утворення АТФ, пригнічує транспорт електронів. Сульфід і сульфат відносяться до роз'єднувачів електронного

транспорту. Під впливом  $\text{SO}_2$  зареєстроване значне зменшення активності рибулозодифосфаткарбоксилази, хлорофілази, інтенсивності фотосинтезу і вмісту хлорофілу.;

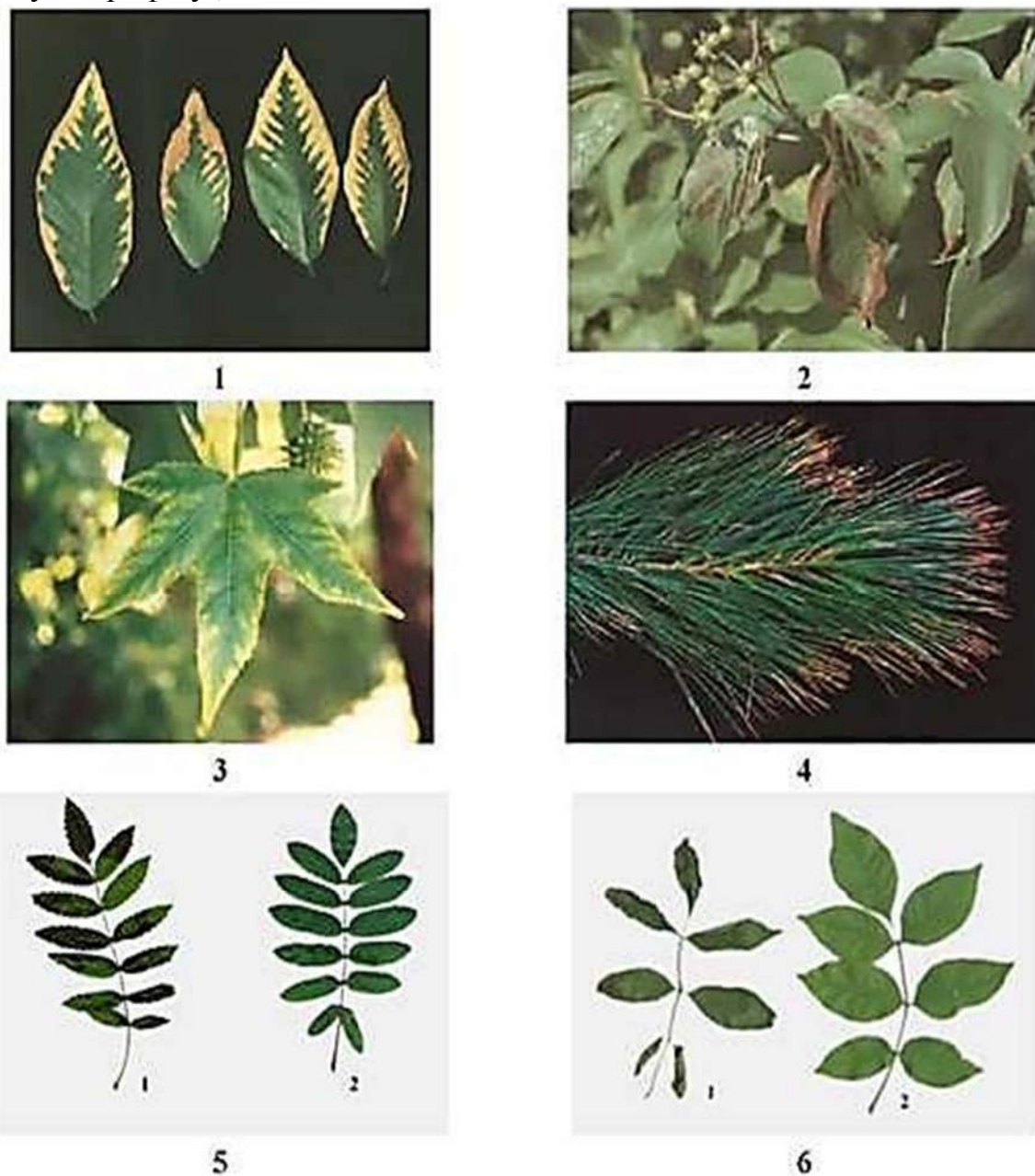


Рисунок 2.31 – Гострі пошкодження рослин кислими газами 1, 2 – діоксид сульфуру; 3, 4 – фдуорид гідрогену; 5, 6 – комплексне забруднення повітря ( $\text{HF} + \text{SO}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4 + \text{NH}_3$ ) (1-4 – за <http://www.aces.edu>; 5-6 - за Приседським)<sup>449</sup>

Одним з перших ознак клітинних ушкоджень  $\text{SO}_2$  є розбухання і деформація тилакоїдів хлоропластів, тоді як комплекс Гольджі, ендоплазматичний ретикулум і мітохондрії залишаються інтактними. Наявність ультраструктурних порушень хлоропластів під впливом сірчастого газу відзначалася у рослин навіть при відсутності листя. Фінські дослідники в зоні забруднення повітря  $\text{SO}_2$  виявили у рослин порушення структури

поверхні клітин і зміни кутикулярних восків. Характерно, що ушкодження оболонки хлоропластів служать першим симптомом дії поллютанту на ультраструктурному рівні. Зареєстровано набрякання тилакоїдів і грануляція строми. Мітохондрії ушкоджуються на більш пізніх стадіях реакції на забруднення. Серед початкових змін цитоплазми слід зазначити збільшення елементів ендоплазматичного ретикулула, вакуолізацію, появу гранул і ліпідних крапель, зниження кількості полісом.

Некрози навколоплоднику, які утворюються після впливу  $\text{SO}_2$  на насінні плоди, особливо біля квіток. При розвитку некрозів спочатку спостерігається зміна в забарвленні (при дії  $\text{SO}_2$  найчастіше утворюються брудно-зелені; пероксиацетилнітрату – просочені водою;  $\text{O}_3$  - плями з металічним блиском; хлоридів – хлорози). Після загибелі клітини вражені ділянки осідають, висихають і можуть за рахунок виділення дубильних речовин забарвлюватись у бурій колір (часто у дерев), або через декілька днів вицвітають до білуватого забарвлення.

Передчасне в'янення відбувається під дією етилену в теплицях: квіти гвоздики при цьому не розкриваються, а пелюстки орхідей в'януть.

Опадання листя (дефоліація) у більшості випадків спостерігається після некрозів або хлорозів. Прикладом служать зменшення тривалості життя хвої, її осипання у ялин, скидання двоголкових укорочених пагонів у сосни, передчасне опадання листя у лип та кінських каштанів під впливом солі, яку застосовують для танення льоду, або у агрусу та смородини під дією  $\text{SO}_2$ .

Зміна форми, кількості та положення органів. Аномальна конфігурація листя відмічена у листяних дерев після впливу радіоактивного випромінювання. В результаті локальних некрозів виникає потворна деформація, перетягування, здуття або викривлення пагонів, зрощення або розщеплення окремих органів, збільшення або зменшення в числі частин квітки, зміна статі та інші аномалії розвитку під дією гормональних гербіцидів або радіоактивного випромінювання.

Зміна напрямку, форми росту і галуження. Зміну напрямку росту коренів відмічено у кульбаби при зміні рівня ґрунтових вод; у *Dyscranium polysetum* – утворення сланких пагонів та галуження; у лип при стійкому забрудненні атмосфери  $\text{HCl}$  або  $\text{SO}_2$  спостерігається куцувидна та подушкова форми росту; у вражених димом хвойних порід зрідження крони та зміна бонітету стовбура.

Зміна приросту в більшості неспецифічна, але широко застосовується при індикації, так як є більш чутливим параметром, чим некрози і дозволяє безпосередньо визначити зниження продуктивності вирощуваних людиною рослин. Вимірюють головним чином зміни радіального приросту стовбура, приросту пагонів та листя в довжину, довжину коренів.

Зміна плодовитості спостерігається у багатьох рослин, це може бути, наприклад, зменшення утворень плодових тіл у лишайників.

В зоні забруднення повітря сірчистим газом рослини інтенсивно накопичують у своїх тканинах сірку. Звичайно чим більший склад цього

елементу в рослинах, тим сильніше виявляється пошкоджене листя. Спочатку на них виникають опіки, потім листові пластинки зморщуються, відмирають та опадають. В рослинах, які піддавались впливу двоокису сірки, різко падає вміст хлорофілу, суттєво порушується структура хлоропластів. Все це відбивається на інтенсивності фотосинтезу, він різко ослаблюється, що в свою чергу гальмує ріст рослин, знижує врожайність, послаблює стійкість рослин до збудників хвороб. Рослини, у яких реакція на сірчистий газ проявляється різко та чітко, можна використовувати як індикатори цього токсиканта. Таким індикатором можуть бути епіфітні лишайники, які потребують дуже чистого повітря і найменше забруднення атмосфери, яке не впливає на більшість вищих рослин, викликає їх масову гибель. Хвойні породи теж страждають від сірчистого газу, під дією якого хвоя сосни в зонах сильного забруднення набуває темно-червоного кольору, який розповсюджується від основи голок, до їх гострого кінця, а потім голки відмирають і опадають. Дуже високою чутливістю до сірчистого газу володіє злак тонконіг однорічний (*Poa annua* L.).

Фтор також дуже шкідливий для рослин. Рослинні клітини реагують на нього відразу ж після його проникнення у тканини. Перш за все на рослинах з'являється хлороз, який супроводжується відмиранням листя (цитрусові, хвойні, рис, коліус, яблуна, груша). При індикації забрудненості атмосфери фтором використовують особливо чутливі до фтору рослини: цибулю, гладіолуси, ялину, квасолю, сосну. Ці рослини страждають вже при концентрації фтористого водню порядку  $0,5 \text{ мкг/м}^3$ , найбільш характерний признак пошкодження хвойних порід – побіління, а потім потемніння кінців голок .

Надлишок рухливого цирконію приводить до омертвіння тканин листка, при цьому між омертвілими ділянками можуть зберігатися зелені зони. Розповсюдження хлорозу від верхівки листка до основи викликане перенасиченням ґрунту цинком.

В результаті насичення тим чи іншим хімічним елементом змінюється також забарвлення квітів. Під дією йоду починають переважати жовто-червоні відтінки. У випадку збільшення у ґрунті марганцю квіти ряду рослин набувають невластиву їм жовто-червону гаму, а гвоздики та айстри – темно-пурпурової. Пелюстки троянд під дією міді із рожевих та жовтих перетворюються в голубі або навіть червоні. Присутність у ґрунті високих доз нікелю приводить до того, що у сон-трави оцвітина змінює колір з фіолетового на білий.

Специфічний вплив підкислення ґрунтів на рослини (кислотні дощі) позначається на кислоточутливих видах; забруднення ґрунту пилюкою, яка містить важкі метали – на рослинах з високою чутливістю до підвищеного вмісту цих елементів; шкода, яка наноситься дією сольового стресу позначається на фізіолого-біохімічних реакціях як солечутливих глікофітів, так і більш або менш солестійких галофітів.

В умовах техногенного впливу на природні екосистеми зниження чисельності популяцій відбувається в значній мірі за рахунок ембріональної та личинкової смертності. Ембріони і личинки – найбільш чутливі до пошкоджуючих чинників фази життєвого циклу гідробіонтів. Вплив на організм стресуючих чинників призводить до відхилення від нормальної будови різних морфологічних ознак. Процеси відтворення організмів – це складний ланцюг взаємообумовлених подій, будь-яка з ланок якого може бути порушена впливом токсичного середовища.

Для діагностики впливу забруднень на морфологічні характеристики застосовуються методи оцінки флуктуючої асиметрії.

Симетрія як вид узгодженості окремих частин живих організмів має загально біологічне значення. При роботі з біологічними об'єктами в наш час використовується класифікація асиметрій (порушень симетрії) за Л. Ван Валеном (Van Valen, 1962<sup>450</sup>), згідно якої вони поділяються на три типи:

- спрямована асиметрія, коли якась структура розвинена на одному боці більше ніж на іншому (серце ссавців);
- антиасиметрія – більший розвиток структури на одному боці (правшій і шульги в популяції людини);
- флуктуюча асиметрія – незначні неспрямовані відхилення від чіткої білатеральної симетрії.

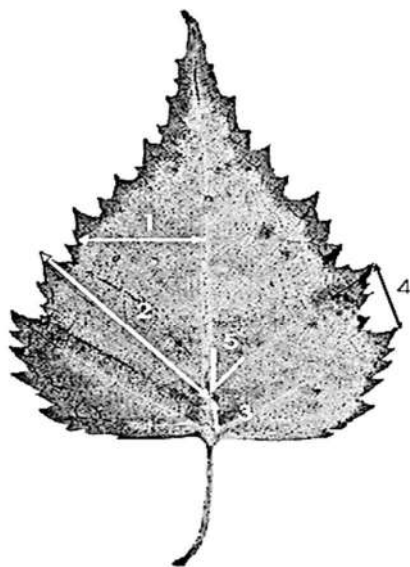
**Флуктуюча асиметрія** є результатом нездатності організмів розвиватися за чітко визначеним планом. Розбіжності між боками не є генетично детермінованими і не мають адаптивного значення. Виступаючи в якості міри стабільності розвитку, флуктуюча асиметрія характеризує стан морфогенетичного гомеостазу – здатності організму до формування генетично детермінованого фенотипу при мінімальних рівнях онтогенетичних порушень. Таким чином флуктуюча асиметрія може бути охарактеризована як один з найбільш звичайних і доступних для аналізу проявів випадкової мінливості розвитку.

На даний час накопичено великий емпіричний матеріал, який показує, що ступінь флуктуючої асиметрії зростає у несприятливих умовах. При дослідженні рослинних організмів, за основу методу взято теорію про те, що відмінність лівої та правої половини листка корелюється зі ступенем загального порушення навколишнього середовища. Цей підхід досить простий з погляду збору, зберігання і обробки матеріалу. Він не вимагає спеціального складного обладнання, але при цьому дозволяє отримати інтегральну оцінку стану організму за усіх можливих впливів (включаючи антропогенні фактори). Для загальної характеристики ситуації краще використовувати найбільш типові фонові види. Головною умовою використання об'єкта є білатеральна симетрія органа, параметри якого будуть використовуватись для дослідження. Для характеристики достатньо великих територій переважно використовується деревна рослинність.

Можливість використання асиметрії в біоіндикації показана багатьма авторами, які переконливо довели на прикладі різних видів рослин і тварин,



що величина асиметрії реагує на різні стресори антропогенного характеру і може бути мірою порушення розвитку організму. Флуктуюча асиметрія - це один із загальних онтогенетичних показників, що характеризує стабільність індивідуального розвитку, який дає оцінку стану природних популяцій і залежить від стану середовища. Величина флуктуючої асиметрії та її залежність від певних чинників може бути визначена лише на популяційному рівні. Крім того В.М. Захаровим показано, що флуктуюча асиметрія є практично єдиною формою фенотипової мінливості з відомою причиною обумовленості.



- 1 – ширина лівої та правої половинок листка;
- 2 – довжина жилки другого порядку, другої від основи листка;
- 3 – відстань між основами першої і другої жилок другого порядку;
- 4 – відстань між кінцями тих же жилок;
- 5 – кут між головною жилкою і другою від основи листка жилкою другого порядку.

Принцип метода ФА базується на вимірюванні декількох таких ознак справа і зліва від центральної жилки листа рослини: 1) ширина листа посередині; 2) дов-



жина другої жилки; 3) відстань між кінцями першої і другої жилок; 4) кут між центральною і 2-ю жилкою; 5) форма верхівки листа.

Метод використовує як пластичні (мірні, це саме наш випадок), так і меристичні ознаки. Величину ФА оцінювали за інтегральним показником – величиною середньої відносної різниці за ознаками, яку розрахо-

ували як середнє арифметичне відношення різниці до суми промірів листа

зліва і справа:  $\frac{|l-r|}{l+r}$  (1), де  $l$  – промір ознаки зліва,  $r$  – промір справа. Величи-

Рисунок 2.32 – Схема обліку параметрів для оцінки флуктуючої асиметрії листка берези повислої та клена остролистого

У польових умовах необхідний ретельний відбір рослин для встановлення залежності «доза - відповідна реакція». Якщо рослина реагує

на вплив ушкодженням листків, зміною темпів росту, врожайності, слід експериментально з'ясувати, як вона реагує на різні дози однієї й тієї самої речовини або суміші.

Пошкодження листя можна аналізувати за допомогою серії фотознімків методом прямих порівнянь знімків ураженого листя з контрольними знімками листя рослин, які зазнали впливу відомих концентрацій забруднюючих речовин у лабораторних умовах. Поділ досліджуваної ділянки з великою кількістю рослин на квадрати дає змогу кількісно виразити дані про пошкодження листя, з'ясувавши кількість ушкоджень; ступінь пошкодження; чисельність ушкоджень на одиницю поверхні. За допомогою лінійних графіків можна відобразити залежності пошкодження листя від періоду дії та дози забруднюючої речовини. Ці криві можна порівняти з кривими «доза – відповідна реакція», отриманими в лабораторних умовах. У такий спосіб можна визначити якісний склад повітря протягом певного періоду і встановити вид забруднюючої речовини або склад суміші.

Певний метод кількісної оцінки обирають залежно від рослинного матеріалу, забруднюючої речовини та вимірюваних параметрів, які потребують дослідження. Ступінь пошкодження листя трав'янистих рослин з'ясовують візуально, визначаючи площу (у відсотках) ушкодженої поверхні листя. У разі спостереження за хвойними рослинами оцінюють довжину голок, їх колір і форму, вік хвої, кількість ушкоджених голок на гілці (у відсотках).

Для використання в ролі біомонітора необхідно відбирати такі рослини.

- із вираженою реакцією на вплив забруднюючої речовини, тобто помітними ознаками ушкодження, змін швидкості росту, морфологічних змін, порушень цвітіння, змін продуктивності або врожайності;
- невибагливі до умов вирощування й догляду;
- які мало піддаються впливу шкідників та хвороб.

Здатність рослин пристосовуватись до зміни умов середовища Д.М. Гродзинський розглядав як прояв форм надійності, а А.А. Жиренко – як реалізацію їх адаптивного потенціалу. Приуроченість рослин до певного місцезростання привела в ході еволюції до створення різних видів вищих рослин, які відрізняються хімізмом обміну речовин. Ці біохімічні відмінності, біологічні особливості росту та розвитку, а також анатомо-морфологічні відмінності в будові асимілятивних органів рослин і визначають, на погляд Л.П. Красинського<sup>451</sup>, видові відмінності в газостійкості, яка в першу чергу визначається їх фізіолого-біохімічними особливостями.

В світлі положень надійності біологічних систем, сформульованої Д.М. Гродзинським<sup>452</sup>, в стійкості рослин до дії викидів промислових підприємств першорядне значення повинні мати механізми, які забезпечують автономний захист кожного органу та окремої його клітини

від несподівано або швидко поступаючих, різноманітних за хімічним складом синтетичних речовин.

У відповідь на дію екстремальних факторів природного середовища в клітинах рослин синтезуються не тільки специфічні адаптогени та стрес протектори, але й при досягненні певного рівня напруги фактору і токсичні речовини.

Техногенне забруднення навколишнього середовища різними хімічними речовинами є для рослин не стільки якісно новим, скільки кількісно вагомим фактором, тобто суттєво перевищує можливості механізмів стійкості. Надходження в надземні органи рослин токсичних синтетичних речовин як за об'ємом, так і за часом дії значно перевищує поглинання рослинами непотрібних речовин природного походження.

Інгредієнти техногенного забруднення середовища відносяться до не ресурсних факторів, дія яких на рослини може істотно лімітувати ефективність використання природних ресурсів, необхідних їй для нормального росту та розвитку. Зменшення біомаси, скорочення тривалості життя дерев'янистих рослин Ю.З. Кулагін<sup>453</sup> розглядав як "вимушену плату" за адаптацію до умов техногенних екотопів. Фенотипічні модифікації рослин в екстремальних умовах техногенних екотопів можуть мати двоякі властивості: пов'язані з підвищенням функціональної значимості захисних механізмів цілої рослини та окремих її органів або з посиленням ефективності використання ресурсних факторів середовища.

Натурні дослідження в різних промислових регіонах показують, що трав'яні рослини більш пристосовані до росту в умовах забрудненого середовища. На відміну від деревних порід, повний індивідуальний розвиток деяких евритопних видів можливий в найбільш несприятливих умовах техногенних екотопів, наприклад, на територіях промислових виробництв, біля основних джерел емісій та токсичних відвалів гірничих кар'єрів.

Для деревних рослин адаптивні зміни пов'язані з формуванням малооб'ємних щільно зімкнутих слабопродувних кулястих або зонтичних крон. Формування щільнозімкнених слабопродувних крон знижує вірогідність тотального пошкодження мутагенами асиміляційних органів та новоутворень як у вегетативній, так і в генеративній сферах. В екстремальних умовах природного та техногенно забрудненого середовища спостерігається мінімізація розмірів основного органа рослин - пагона. Формування вкорочених меживузль, зміна ауксибластів (видовжені пагони) в брахіопласти (вкорочені пагони) – результат скорочення періоду активності росту рослин та прискорення елементарних етапів морфогенезу. Зниження темпів росту деревних рослин, які піддаються дії емісії промислових підприємств, пов'язано з перерозподілом речовино-енергетичних ресурсів між вегетативними та генеративними частинами рослин. Із-за постійної надмірної витрати ресурсів пластичних речовин на створення необхідних морфоструктур, повільне накопичення фітомаси в

життєвій стратегії рослин техногенних екотопів значно скорочуються або повністю виключають репродуктивні фази розвитку.

Як реалізацію принципу «уникнення» критичних періодів, або ривмологічної поліваріантності, слід розглядати і скорочення строків вегетації у багатьох видів рослин в екстремальних умовах техногенних екотопів. Цей зсув у фенологічному стані рослин досягається за рахунок передчасного опадання листя. Скорочення строків вегетації і, відповідно, збільшення біль безпечного у відношенні впливу поллютантів періоду органічного та вимушеного спокою Ю.З. Кулагін розглядив як прояв „анаболітичної форми зимостійкості" в адаптивній стратегії виду.

Порівнюючи способи захисту цілісності онтогенезу рослин в екстремальних умовах природного та техногенного забрудненого середовища Ю.З. Кулагін відмічав високу ступінь їх ідентичності у фенологічному прояві, що може свідчити про генетичну предвизначеність загальних реакцій рослин на пошкоджуючий вплив поллютантів та стресову дію природних факторів, в межах видової адаптивної норми. Звісно, що платою за виживання рослин в найбільш жорстких умовах техногенних екотопів є значне зниження цінності їх господарських та декоративних якостей.

Як уже відмічалось раніше, рослини-індикатори повинні бути чутливими і не досить стійкими до забруднення. Необхідно, щоб у них був достатньо довгий життєвий цикл. Важливо, щоб такі рослини були широко розповсюджені по земній кулі, причому кожен вид повинен бути пристосований до певного місцезростання. Цим вимогам повністю відповідають лишайники.

На думку багатьох дослідників лишайники – ідеальний об'єкт для контролю забруднення навколишнього середовища і цю властивість необхідно широко використовувати при плануванні екологічного моніторингу. Відомо, що вимірювання фізичних і хімічних параметрів забруднення природного середовища більш трудомістке в порівнянні з методами біоіндикації.

*Лишайники* – це своєрідна група нижчих спорових рослин, слань яких має дуалістичну (двоїсту) природу. До складу вегетативного тіла (слані) лишайників входять автотрофний водоростевий (фікобіонт = ліхенізовані водорості) і гетеротрофний грибний (мікобіонт = ліхенізовані гриби) компоненти. Самостійність лишайників підтверджується ознаками, не притаманними ані для грибів, ані для водоростей у вільноіснуючому стані: особливі морфологічні форми, внутрішня будова слані, особливий тип метаболізму, специфіка біохімічного складу, способи розмноження, особливості екології та інші.

Слань лишайників може бути забарвлена у сірий, білий, рожевий, жовтогарячий, червоний, оливковий, коричневий, чорний кольори. Під дією SO<sub>2</sub> слань лишайників змінює колір. Крім того, спостерігається деструкція, і організм врешті-решт відмирає. За зовнішньою (морфологічною) будовою

слані лишайники поділяють на три основні групи: накипні лишайники, листуваті, кущисті.

Слань *накипних лишайників* має вигляд тонкої, гладкої або зернистої, горбуватої, порошистої корочки, яка щільно зростається з субстратом (грунтом, камінням, корою дерев). Відокремити таку слань без пошкодження неможливо. Зразки таких лишайників збирають разом зі шматочками субстрату. Досить часто присутність такої слані проявляється лише плямистим забарвленням субстрату.

Слань *листуватих лишайників* має вигляд дрібних лусочок або частіше розеткоподібних пластинок, горизонтально розпростертих на субстраті; краї пластинок часто розсічені на лопасті різного розміру і форми. Звичайно така слань прикріплюється до субстрату численними пучками грибних гіф (ризиками) і досить легко відокремлюється від субстрату без значного пошкодження.

Слань *кущистих лишайників* має вигляд тонких ниток або більш товстих розгалужених циліндричних стебелець, що формують кущик; іноді слань може мати вигляд розгалужених, досить м'яких, сплюснених або жолобчасто згорнутих стрічок. Слань таких лишайників прикріплюється до субстрату лише в одному місці своєю основою за допомогою особливої ніжки (гомфа) і росте вертикально до гори від субстрату, вбік від нього або звисає донизу.

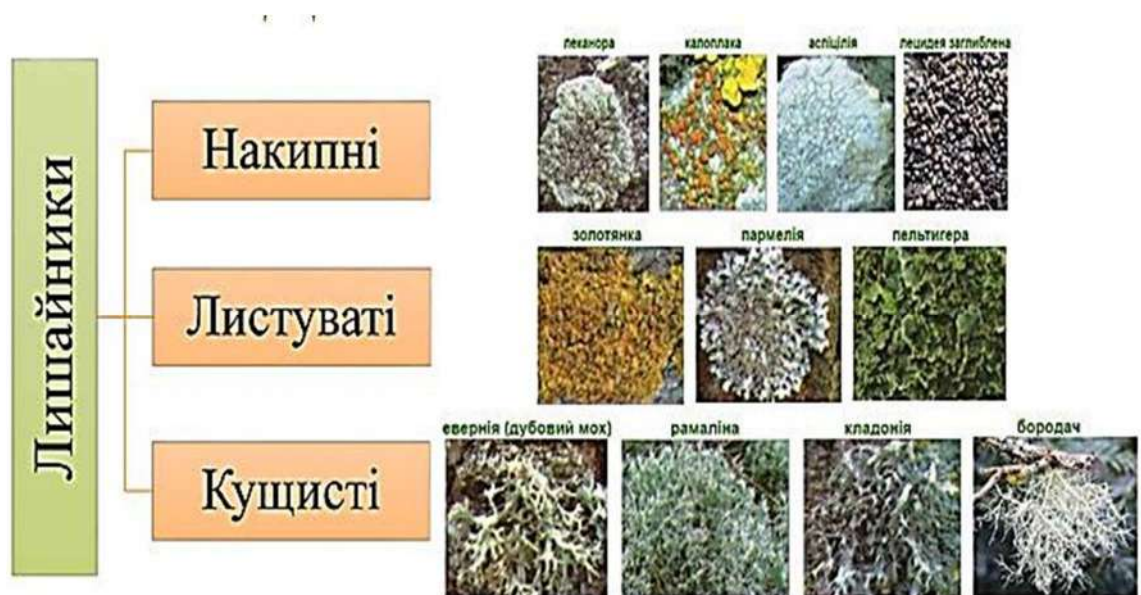


Рисунок 2.33а – Класифікація лишайників у системі біоіндикації

Лишайники широко розповсюджені в природі і приймають активну участь у процесах хімічного вивітрювання гірських порід, у формуванні фітомаси (особливо в тундрових та лісових біогеоценозах) і утворенні ґрунтового гумусу. Дернинки лишайників є місцем життя багатьох безхребетних тварин (кліщів, ногохвоток, сіноїдів, листоїдів, павуків, клопів, цикад та ін.). При яасному розвитку на корі дерев лишайники слугують

своєрідним захистом, такі дерева менш схильні до ураження грибами-руйнівниками деревини.

### КУЩИСТІ ЛИШАЙНИКИ



**Летарія вовча**




**Кладонія**



**Уснея бородата**

У кущистих лишайників слань має стеблоподібну форму, прикріплюється до субстрату невеликими ділянками нижньої частини, а верхня частина розгалужена і піднята над поверхнею або звисає з дерев подібно до кошлатих грив — "бородаті лишайники. Їхня слань буває різних розмірів: від кількох міліметрів до 30—50 см. Бородаті лишайники можуть досягати 7—8 м (уснея).

---

### ЛИСТУВАТІ ЛИШАЙНИКИ



**Золотянка**



**Пармелія**



**Лепітогіум Бурнета**



**Лобарія ксанторія**

Листуваті лишайники мають форму пластинок різного забарвлення, горизонтально розміщених на субстраті. Пластинки, як правило, округлі, 10—20 см у діаметрі. Характерною особливістю листуватих лишайників є неоднакові забарвлення й будова верхньої і нижньої поверхонь слані. У більшості з них на нижній частині слані утворюються органи кріплення до субстрату — ризоїди, що складаються із зібраних у пучки гіфів. Листуваті лишайники порівняно з накипними є більш високоорганізованими формами.

---

### НАКИПНІ ЛИШАЙНИКИ



**Аспіцилія**



**Каліцеофіта**



**Лобарія легенева**



**Верукарія**

У накипних лишайників слань має вигляд забарвленої кірочки або нальоту, що дуже щільно приростає до субстрату. Накипні лишайники ростуть на поверхні ґрунтів, гірських порід, на корі дерев і кущів, оголеній деревині, що гниє. До цієї групи лишайників входить найбільше видів (близько 80%), що трапляються в різних умовах.

Рисунок 2.33б – Основні види лишайників, які застосовуються у біоіндикації

В екологічному відношенні лишайники можуть заселяти різноманітні субстрати, в тому числі і штучного походження: скло, шкіру, гуму, тканини, шифер, цеглу, залізо. При цьому основною умовою заселення є тривала нерухомість субстрату, що обумовлено дуже повільним ростом лишайників від 1мм (накипні) до 3 см (кущисті) на рік. **В природних умовах лишайники характеризуються вибірково по відношенню до субстрату і утворюють наступні основні екологічні групи:**

*епіліти* – на поверхні гірських порід, *епігеї* – на ґрунті, *епіфіти* - на корі дерев і чагарників; крім того, виділяють групи:

*епіксилів* – на гниючій деревині, *епіфілів* – на хвої і листах вічнозелених рослин, *епібріофілів* – на дернинках мохів.

У практичній діяльності людини лишайники використовуються для визначення віку субстратів, що заселяють (метод ліхенометрії) та як індикатори стану атмосферного повітря (метод ліхеноіндикації).

Метод *ліхенометрії* заснований на тому, що в межах певної кліматичної області річний приріст слані лишайників є постійним; за розміром слані можна визначити як вік самої слані, так і субстрату, на якому вона розвивається. Метод ліхеноіндикації заснований на особливостях водного живлення лишайників: процес поглинання вологи сланню лишайника з повітря є пасивним; при цьому волога доступна у будь-якому вигляді – снігу, дощу, роси, туману і поглинається сланню починаючи від 50% вологості повітря. Зрозуміло, що при пасивному поглинанні вологи до слані потрапляють усі забруднюючі речовини, які містяться в атмосферному повітрі. Властивість лишайників реагувати на ступінь забрудненості повітря було покладено в основу розробки особливого напрямку індикаційної екології – *ліхеноіндикації*. Відомо, що лишайники накопичують у слані різні хімічні елементи: літій, натрій, калій, магній, кальцій, стронцій, алюміній, титан, ванадій, хром, марганець, залізо, нікель, мідь, цинк, галій, кадмій, плубум, ртуть, іттрій, уран, флуор, йод, сульфур, арсеній, селен та ін. Листуваті та накипні види лишайників накопичують полютанти на різній відстані від джерела забруднення (електростанції, хімічні заводи та ін.). Зразки лишайників збирають, очищують та аналізують з використанням методів атомно-абсорбційної, рентгенівської та флуоресцентної спектрометрії. Як правило, безпосередньо поблизу джерела забруднення вміст елементів у слані лишайників дуже високий, потім він швидко падає, а по мірі подальшого віддалення від джерела забруднення знижується все повільніше. Відомо, що рівновага між вмістом елементів у лишайниках і у довкіллі встановлюється приблизно через 15 місяців.

По відношенню до забруднення повітря лишайники поділяють на три категорії:

- найбільш чутливі, які зникають при перших симптомах забруднення;
- середньочутливі, які приходять на зміну загиблим чутливим видам, з якими вони не могла конкурувати на умовах чистого повітря;
- найбільш витривалі, толерантні до забруднення.

## 2.2. Рослини як тест-системи у технологіях фіторемедіації. Підбір рослин для фіторемедіації ґрунтів (земель) забруднених важкими металами

Фіторемедіацію можна визначити як процес, який використовує зелені рослини для полегшення, перенесення, стабілізації або деградації забруднюючих речовин з ґрунту, відкладень, поверхневих і підземних вод<sup>454</sup>  
<sup>455</sup> <sup>456</sup> <sup>457</sup>. Деякі корені рослин можуть поглинати та іммобілізувати метали-забруднювачі, тоді як інші види рослин мають здатність метаболізувати або накопичувати органічні та поживні забруднення. Різноманітні відносини та взаємодії між рослинами, мікробами, ґрунтовим вбирним комплексом та забруднювачами роблять можливими ці численні процеси фіторемедіації.

Термін *phytoremediation* від грецького *phyto* означає «рослина», а латинський суфікс *remedium* – «здатний вилікувати» або «відновити»<sup>458</sup>. Ця концепція була вперше запропонована Чейні (1983), а потім розроблена в результаті досліджень щодо здатності видів рослин видаляти забруднюючі речовини з компонентів навколишнього середовища. Цей процес можна використовувати для широкого спектру органічних<sup>459</sup> та неорганічних забруднювачів. Процеси фіторемедіації найбільш ефективні там, де ступінь відповідного забруднення знаходиться у межах від низького до середнього рівня, оскільки високі рівні забруднення можуть пригнічувати ріст рослин і мікробів і їх діяльність<sup>460</sup>. Механізми, які беруть участь у поглинанні, переміщенні та зберіганні мікроелементів, задіяні однаковою мірою для переміщення та зберігання важких металів<sup>461</sup>.

Відмічається<sup>462</sup>, що концепція використання рослин для відновлення забрудненого навколишнього середовища не нова. Понад 300 років тому рослини запропонували використовувати для очищення стічних вод. Використання рослин для відновлення навколишнього середовища назвали «зеленою рекультивацією», «ботанічною біоремедіацією», тощо. По суті, фіторемедіація включає здатність людини посилити природну інактивіацію або відновлення забруднених ділянок і, як наслідок, є процесом, який займає проміжне положення між технічним та природним відновленням.

Оскільки фіторемедіація підпорядковується природним, синергетичним відносинам між рослинами, мікроорганізмами та навколишнім середовищем, вона не вимагає впровадження інтенсивних технологічних методів чи геологічних технологій.

Втручання людини може лише полягати у створенні відповідних рослинно-мікроорганізмних угруповань у тій чи іншій місцевості або у застосуванні агрономічні методи. (наприклад, обробки ґрунту та внесення добрив) для підвищення природного відновлення або інактивіації забруднених ділянок



Ця технологія привертає до себе увагу як інноваційна, економічно-вигідна, естетична для людського суспільства, порівняно з альтернативними стратегіями відновлення, які використовують механічні, геологічні або хімічні методи для видалення або інактивацію ділянок, забруднених небезпечними відходами.

Таким чином, **фіторемедіація** – це загальний термін, що включає кілька процесів, що функціонують у функції взаємодій рослин, ґрунту та атмосфери.

Таблиця 2.15

Визначення фіторемедіації

№ п/п	Дослідники	Термінологічне визначення фіторемедіації
1	[ <sup>463</sup> ]	Використання рослин для покращення деградованого середовища
2	[ <sup>464</sup> ]	Використання рослин, у тому числі дерев і трав, для видалення, знищення або секвестру небезпечних забруднювачів із середовищ, таких як повітря, вода та ґрунт
3	[ <sup>465</sup> ]	Використання рослин для очищення токсичних хімічних речовин у забрудненому ґрунті, мулі, осадах, підземних водах, поверхневих та стічних водах
4	[ <sup>466</sup> ]	Нова технологія з використанням спеціально відібраних і сконструйованих установок для накопичення металу для очищення навколишнього середовища
5	[ <sup>467</sup> ]	Використання судинних рослин для видалення забруднюючих речовин з навколишнього середовища або знешкодження їх
6	[ <sup>468</sup> ]	Інженерне використання зелених рослин для видалення, утримання або знешкодження таких забруднювачів навколишнього середовища, як важкі метали, мікроелементи, органічні сполуки та радіоактивні сполуки в ґрунті чи воді. Це визначення включає всі біологічні, хімічні та фізичні процеси, що впливають на рослини, які сприяють поглинанню, секвестрації, деградації та метаболізму забруднюючих речовин рослинами або вільноживущими організмами, які утворюють ризосферу рослин.
7	[ <sup>469</sup> ]	Фіторемедіація – це назва, дана набору технологій, які використовують різні рослини як метод стримування, знищення або вилучення. Фіторемедіація – це нова технологія, яка використовує різні рослини для деградації, вилучення, утримання або іммобілізації забруднюючих речовин з ґрунту та води.
8	[ <sup>470</sup> ]	Фіторемедіація загалом передбачає використання рослин (у поєднанні з асоційованими з ними мікроорганізмами) для видалення, деградації або стабілізації забруднюючих речовин.

Сучасні фіторе mediaційні технології можуть ґрунтуватися на різних методологічних підходах – це фітостабілізація забруднюючих ґрунт речовин у форму, яка буде недоступна для живих організмів; фітоекстракція та акумуляція забруднюючих речовин у надземних органах рослин для них подальшої переробки та вилучення у промислових цілях або менш дорогої утилізації; ризодеградація складних органічних забруднювачів у зоні кореневої системи; та фітодеградація поглинених забруднюючих речовин за допомогою механізмів метаболізму рослин або фіторозсіювання мікроелементів ґрунту через листя рослин<sup>471 472</sup>.

Перш ніж використати ту або іншу технологію, варто провести ретельний аналіз місця, що підлягає відновленню, установити тип токсичного з'єднання, його концентрацію, глибину проникнення в ґрунт, тип ґрунту, наявність ґрунтових вод, кількість опадів у період вегетації й т.д.

Фіторе mediaція, як і інші технології відновлення, має ряд як переваг, так і недоліків. **Найбільш позитивним аспектом використання фіторе mediaції є:**

1) економічна ефективність; 2) більш екологічно чисті технології; 3) широкий спектр застосування до широкого спектру поллютантів 4) висока екологічність способу. З іншого боку, фіторе mediaція має деякі обмеження. Це тривалий процес, тому він може зайняти кілька років і більше для очищення ділянки, і це стосується лише поверхневих ґрунтів. Переваги та недоліки використання фіторе mediaції для рекультивації зони забруднення важкими металами та кожен із вказаних механізмів наведено у таблицях 2.16-2.18.

Таблиця 2.16

Переваги та обмеження технологій фіторе mediaції<sup>473</sup>

Переваги	Обмеження
<p>Застосовні широкому ряду неорганічних і органічних поллютантів</p> <p>Скорочують обсяги відходів, що надходять на звалища</p> <p>Не потребують дорогого обладнання або висококваліфікованого персоналу</p> <p>Можуть застосовуватись <i>in situ</i>.</p> <p>Зменшують порушення ґрунтів та поширення поллютантів</p> <p>Оцінки вартості фіторе mediaції свідчать про її дешевизну порівняно із звичайними методами</p> <p>Нескладно застосовувати та підтримувати. Рослини – дешевий та легкодоступний поновлюваний ресурс</p> <p>Екологічно безпечні, естетично приємні, загально прийнятні, технологічно прості методи.</p> <p>Менш гучні порівняно з іншими методами; дерева здатні знижувати шум промислового виробництва</p>	<p>Обмежені глибиною корневих систем, розчинністю та доступністю поллютантів.</p> <p>Вимагають тривалого часу (кілька років), хоч і меншого, ніж природне відновлення</p> <p>Придатні лише для територій із низьким рівнем забруднення</p> <p>Після фітоекстракції необхідно правильне розміщення забрудненої фітомаси як небезпечних відходів. Залежать від кліматичних та сезонних умов. Втрачають ефективність при пошкодженні рослинності хворобами або шкідниками</p> <p>Необхідно уникати застосування непридатних або агресивних видів рослин (немісцеві види можуть вплинути на біорізноманіття)</p> <p>Поллютанти можуть проникати у суміжні середовища та харчові ланцюги</p> <p>Меліоранти та агрономічна практика можуть негативно впливати на мобільність поллютантів.</p>

Переваги та обмеження фітореMediaції<sup>474 475 476 477 478 479 480</sup>

Переваги	Обмеження
<i>Вартість</i>	<i>Час</i>
Низькі капітальні та експлуатаційні витрати Переробка металу дає додаткові економічні переваги.	Повільніше порівняно з іншими методами та сезонно залежний Більшість гіперакумуляторів повільно ростуть
<i>Продуктивність</i>	
Перманентність у застосуванні та ефективності дії Здатність відновлювати біодоступну фракцію забруднювачів Здатність мінералізувати органічні поллютанти Можливість обробки ділянок, забруднених більш ніж одним типом забруднюючої речовини. Обмежується глибиною вкорінення ремедіаційних рослин Не потрібен високоспеціалізований персонал.	Не здатність до 100% зменшення вмісту поллютантів Висока концентрація забруднюючої речовини може бути токсичною для рослин ФітореMediaція ґрунту застосовна лише до поверхневих шарів ґрунтового профілю Обмеженість для місць з низькою концентрацією забруднюючих речовин Потрібна технологічна стратегія у варіантах застосування фітомередіантів з огляду на типологію забруднення та ґрунтово-кліматичну зону
<i>Застосування</i>	
Застосування на місці дозволяє уникнути викопування та транспортування забруднених рослинних решток Відносна простота у технологічній реалізації	Наявність декількох видів важких металів і органічних забруднювачів можуть створювати проблеми у ефективності фітореMediaції Кліматичні умови є обмежуючим фактором.
<i>Вплив на навколишнє середовище та людину</i>	
Істотне зниження ризику поширення забруднення Усунення вторинних відходів, що можуть бути джерелом забруднення повітря чи води. Позитивна реакція громадськості на застосування	Метали можуть змиватися дощем і формувати вторинне (повторне) забруднення ґрунту до розкладання біомаси рослин. Використання інвазивних немісцевих видів може вплинути на біорізноманіття території. Ризик забруднення харчового ланцюга в разі неправильної технології та відсутності належної технологічної дисципліни

## Переваги та недоліки різних механізмів фітореMediaції

481 482 483 484

Механізм	Переваги	Недоліки
Фітоекстракція	<p>Низький рівень витрат</p> <p>Природний процес видалення забруднювача із ґрунту</p> <p>Зменшення кількості неліквідних відходів до рівня менше 5 %</p> <p>Можливість різноцільової переробки отриманої біомаси рослин</p>	<p>Рослини гіперакумулятори важких металів, як правило, мають повільні темпи росту з невисокою біомасою і неглибоким проникненням корневих систем</p> <p>Рослинну біомасу необхідно зібрати та видалити, з подальшою рекультивацією металу або належною утилізацією біомаси;</p> <p>Метали можуть мати фітотоксичну дію</p>
Фітостабілізація	<p>Утилізація небезпечних матеріалів або біомаси не є обов'язковою.</p> <p>Дуже ефективний при швидкій іммобілізації необхідний для збереження ґрунту та поверхні водного джерела.</p> <p>Наявність рослин також зменшує ерозію ґрунту і зменшується кількість води, доступної в системі вологозабезпечення.</p> <p>Видалення ґрунту непотрібне.</p> <p>Має нижчу вартість і менш руйнівна, ніж інший більш інтенсивний реабілітаційний спосіб фітореMediaції.</p> <p>Відновлення рослинності сприяє відновленню екосистеми.</p> <p>Метод з хорошими результатами в профілактиці</p> <p>Накопичення важких металів та цілого ряду інших поллютантів</p>	<p>Забруднювачі залишаються на місці.</p> <p>Застосування рослин-фітореMediaнтів може потребувати тривалого технологічного періоду для запобігання повторному вивільненню забруднювачів і майбутнього їх вимивання.</p> <p>Для формування достатньої біомаси є потреба в додатковому удобренні.</p> <p>Поглинання рослинами металів зміщується в сторону їх накопичення у підземній частині рослин.</p> <p>Є потреба у моніторингу концентрації важких металів та інших забруднювачів у прикореневій зоні рослин</p> <p>Фітостабілізація розглядається як тимчасовий захід за умови врахування типу зволоження ґрунту та можливості інфільтрації поллютантів по профілю ґрунту</p>

Фітоволатилізація	Забруднювачі можуть трансформуватись в менш токсичні речовини. Забруднювачі або метаболіти, що виділяються в атмосферу можуть швидко трансформуватись за рахунок природніх процесів їх деградації, зокрема, за рахунок процесів фотодеградації	Можливість потрапляння забруднюючої речовини або небезпечного метаболіту в атмосферу; Небезпека транслокації небезпечних метаболітів у генеративні частини рослини, плоди, ягоди та інші види продуктів
Ризофільтрація	Можливість використання як наземних, так і водних установки для застосування. Можливість використання полівидового складу гіперакумулянтів. Можливість застосування як в польових, так і тепличних умовах	Постійна потреба регулювати рН для отримання оптимального поглинання металів. Доцільний періодичний збір врожаю та утилізація рослин. Необхідність у застосуванні ризосферних ємкостей. Застосування чіткого механізму хімічної трансформації та засвоєння поллютантів. Конструкція резервуара має бути добре розроблена. Імобілізація та поглинання металу є результатом лабораторних і тепличних досліджень та може мати недосяжний рівень у польових умовах

Для ґрунту, забрудненого важкими металами, виділяють чотири процеси фітореMediaції. фітоекстракція, фітостабілізація, фітоволатилізація та ризофільтрація.

**Фотоліз**, тобто розкладання речовин під дією світла, використовується для очистки ґрунтів від хлорпохідних бензолу в умовах їхнього поливу й додавання осаду переробки стічних вод. Якщо в природних умовах витяг хлорпохідних на 50% досягається за 13-622 діб, то при фотолізі необхідний строк скорочується до 11-181 доби.

**Флотація** успішно застосована для відновлення якості землі, пошкодженою при пожежі великого оптового складу-сховища пестицидів у Швейцарії. Після пожежі ділянка виявилася забрудненою різними хімічними сполуками, у тому числі органортутними. Селективною екскавацією було знято 14200 т забрудненого ґрунту, що відправили на спеціально побудований завод по її збагаченню. Технологія очищення ґрунту включала

його просівання й здрібнювання із флотацією, при якій було витягнуто 95% забруднювачів. Очищений ґрунт повернули на колишнє місце. Забруднену фракцію обробили вапном, потім завантажили в контейнери й розмістили в підземних похованнях Німеччини.

**Фітоекстракцію** звичайно використовують для очищення ґрунтів і водойм, забруднених важкими металами й радіонуклідами. Особливістю фітоекстракції є поглинання забруднювачів кореневою системою рослин разом з живильними речовинами й транслокація їх у надземні органи. По завершенню вегетації й транслокаційних процесів надземні органи рослин скошуються й підлягають відповідній переробці. Наприклад, після озолення зібраної біомаси зола стає джерелом кольорових металів. Якщо одержання металів із золи обходиться дорожче їхньої собівартості, то біомасу рослин компостують. Ефективність фітоекстракції визначається коефіцієнтом біоаккумуляції, що дорівнює відношенню концентрації металів у рослинах до концентрації їх у ґрунті або в забрудненій воді.

Ця фіторемедіаційна технологія зазвичай використовується для очищення ґрунтів та водойм, заражених ВМ та РН. Технологічні особливості фітоекстракції полягають у наступному: кореневою системою рослин разом з поживними речовинами поглинаються як неорганічні, так і органічні токсиканти і здійснюється їх наступна транслокація в надземні органи рослин. По завершенню фази зростання та транслокаційних процесів наземні органи рослин видаляються та підлягають відповідній переробці. Біомаса рослин після її спалювання може бути використана як джерело для виділення та відновлення ВМ.

Наприклад, для концентрування свинцю використовували спалювання рослинної біомаси з вугіллям або компостування. Частина добрив біомаси спалювали з вугіллям у топці теплової електростанції, іншу частину компостували в контейнерах, а третю дистрагували розчином агента, що хелатирує.

У результаті спалювання з вугіллям призвело до накопичення свинцю у вигляді дрібних частинок золи, що зменшило ступінь забруднення рослинного матеріалу на 90%, компостування – на 26%, а дві послідовні екстракції видаляли 98% свинцю.

**Ефективність фітоекстракції** можна простежити на такому прикладі: у польових умовах з 1 га рослини можуть видалити на рік залежно від виду гіперакумулятора від 180 до 500 кг ртуті. Якщо на забрудненому ґрунті концентрація ртуті становить 2500 мг/кг ґрунту, то з використанням фітоекстракції повна ремедіація ґрунту може бути досягнута за 10 років. Звичайно, біомаса рослин, що містить підвищену концентрацію ртуті, повинна бути перероблена. Якщо виділення металів із золи обходиться дорожче їх собівартості, то у такому разі біомасу рослин спалюють або залежно від вмісту токсиканту використовують для компосту.

Ефективність рослин, що використовуються у фітоекстракції, як вказувалося, визначається так званим коефіцієнтом фітоекстракції

(біологічного накопичення), який є відношенням концентрації металу в рослині до концентрації металів у ґрунті. За цим коефіцієнтом, що показує здатність накопичувати метали в біомасі, відбираються рослини-гіперакумулятори. До рослин-гіперакумуляторів ВМ в даний час віднесені: гірчиця сарептська (*Brássica júncea*), люцерна (*Medicago sativa*), соняшник (*Helianthus annus*), сорго (*Sorghum*), ряд трав'янистих рослин та деякі зернові культури.

Таблиця 2.19

Особливості рослин, що використовуються для фітоекстракції та фітостабілізації<sup>485</sup>

Властивості	Фітоекстракція	Фітостабілізація
Загальна характеристика	Велика біомаса, швидкий ріст	Щільний деревний полог або високе проектне покриття; багаторічні; глибока коренева система
Коефіцієнт біологічного поглинання *	>1	<1
Коефіцієнт транслокації**	>1	<1
Вміст металів у пагонах*** (мг/кг)		
As	>1000	<30
Cd	>100	<10
Cu	>1000-5000	<40
Mn	>1000-10000	<2000
Pb	>1000-10000	<100
Zn	>10000	<500

\* Відношення вмісту металу в рослинах до його вмісту у ґрунтах.

\*\* Відношення вмісту металу в пагонах до його вмісту корінням.

\*\*\* Для фітоекстракції наведено характерний для гіперакумуляторів вміст металів; для фітостабілізації значення засновані на токсичних межах для домашніх тварин у США, встановлених на базі максимальних рівнів толерантності для великої рогатої худоби.

**Фітоекстракцію ділять на два різні методи:** індуковану та безперервну. Перший метод передбачає застосування специфічних агентів, що хелатують, що утворюють розчинні комплекси з ВМ. При цьому метал швидко засвоюється і легко транспортується до надземних органів рослин. Безперервна фітоекстракція більш довгострокова і в її основі лежить застосування рослин-гіперакумуляторів.

Слід зазначити, що індукована фітоекстракція є розвиненішим технологічним прийомом. У свою чергу безперервна фітоекстракція успішно використовується у випадках забруднення ґрунту такими металами, як ртуть, цинк, миш'як, кадмій, нікель, хром. Такі культури як соняшник (*Helianthus annus*) та кукурудза (*Zéa máys*), можуть бути використані для видалення з ґрунту ртуті. Встановлено, що рослини, що характеризуються гіперакумулятивними здібностями щодо токсичних металів, мають

специфічні механізми, що дозволяють їм усередині клітини у великих кількостях накопичувати ці метали. Такими механізмами є хелатування металів з ендogenousними сполуками та компартменталізація токсичних металів та їх комплексів.

Таким чином, фітоекстракція спрямована на поступове очищення забрудненого ґрунту. Успіх фітоекстракції визначається переважно доступністю забруднюючих металів у ґрунті або їх мобілізацією під впливом корневих виділень, здатністю рослин до акумуляції і транслокації металів, толерантністю до їх високих концентрацій і продуктивністю<sup>486 487</sup>. Доступність металів рослинам може бути посилена за допомогою різних меліорантів. Фітомасу можна зібрати і спалити, а золу, що утворилася, поховати, або використати як вторинне сировину або добрива в мікроелементів районах, що відчувають дефіцит.

**Фітовидобування**, засноване на фітоекстракції, передбачає розробку малорентабельних рудних тіл з використанням рослин. Вона включає вирощування рослин-гіперакумуляторів, збирання врожаю і його спалювання для отримання біоруди. Унікальними перевагами фітовидобування є:

а) можливість експлуатації руд, хвостосховищ або мінеральних ґрунтів, де застосування традиційних способів видобутку нерентабельне;

б) практична відсутність сірки в біоруді і менше споживання енергії при плавлі в порівнянні з сульфідними рудами; в) більший вміст сірки в біоруді проти звичайними рудами і, попри знижену щільність, менше місце для зберігання;

г) привабливість “зеленої” технології з погляду збереження природи як альтернативи відкритої видобутку низькосортних руд<sup>488 489 490</sup>.

Найкращими кандидатами для фітовидобутку є Au, Tl, Co і Ni завдяки їх високій вартості і великій концентрації металів у біомасі гіперакумуляторів. Хоча вартість U порівняно висока, його концентрація (100 мг/кг) в біомасі (10 т/га) видів роду *Atriplex* мала, що робить фітовидобування нерентабельною<sup>491</sup>.

До теперішнього часу розроблена технологія комерційної фітоекстракції Ni, що включає створення генетично модифікованих рослин-гіперакумуляторів, оптимізацію поглинання Ni за допомогою агротехнічних заходів, окультурення диких рослин<sup>492</sup>.

Прикладами успішної фітоекстракції та фітовидобутку є використання гіперакумулятора *Berkheya coddii* для очищення забруднених ТМ, переважно Ni, ґрунтів біля комбінату в Растенбурзі (Rustenburg), Південна Африка<sup>493 494</sup>. Велика врожайність (20 т/га) і активне поглинання Ni (до 2-3%) призвели до високого накопичення металу в золі (15%), що забезпечує його рентабельне повторне вилучення.

Приблизна рентабельність фітовидобування Ni на багатих металом серпентинових ґрунтах в Австралії за допомогою *B. coddii* оцінюється в 11500 AU\$/га/урожай, а Au за допомогою *Brassica juncea* – ~26000 AU\$/га/урожай<sup>495</sup>.



Розрахунок рентабельності фітодобування Ni<sup>496</sup>

Показник	Ціна	Вартість (AU\$/га)		
		1	2	3
Виробництво біомаси		188	188	188
Озоління	158 AU\$/т	3480	-	-
Екстракція	782 AU\$/т	1721	1721	1721
Додавання тіосульфату	0.30 AU\$/кг	-	-	2966
<b>Витрати</b>		<b>5651</b>	<b>1910</b>	<b>4871</b>
Кількість видобутого Ni	220 кг/га			
Вартість Ni з урожаю	60 AU\$/кг	13098	13098	13098
Вартість виробленої електроенергії		-	350	350
<b>Прибуток</b>		<b>7447</b>	<b>11538</b>	<b>8572</b>

Примітка. 1 – вилучення Ni без додавання хелатуючого агента та виробництва електроенергії; 2 – вилучення Ni, поєднане з виробництвом електроенергії з біомаси; 3 – вилучення Ni з використанням хелатуючого агента, поєднане з виробництвом електроенергії. Для зручності порівняння напівжирним шрифтом виділено сумарні витрати та прибуток.

В даний час фітодобування має обмежене потенційне застосування. Їй властиві ті ж обмеження, що і фітоекстракції, – залежність від кліматичних і сезонних умов, кислотності та забезпеченості ґрунтів елементами живлення, що впливають на зростання рослин, глибини кореневої зони, розчинності та доступності ВМ у ґрунтах, екологічні наслідки. ства мобілізації металів в результаті застосування хелатируючих агентів<sup>497</sup>. У північних регіонах фітодобування металів за допомогою гіперакумуляторів малоефективна у зв'язку з їх низькою продуктивністю в умовах суворого клімату.

Проте економічна життєздатність фітодобутку покращується зі зростанням цін на метали. Фінансова привабливість фітодобування в перспективі має зростати, особливо при суміщенні з іншими технологіями, такими як фітоекстракція та виробництво біопалива.

Ще одним потенційним джерелом доходу від фітодобутку є продаж вуглецевих кредитів. Тривале культивування рослин-гіперакумуляторів на бідних серпентинових ґрунтах із застосуванням добрив може супроводжуватися збагаченням ґрунтів органічною речовиною і депонуванням атмосферного діоксиду вуглецю<sup>498</sup>.

Найважливішою перевагою фітодобутку є можливість використання її для ремедіації сильнозабруднених порушених і деградованих земель, територій гірничодобувних і промислових підприємств, включаючи хвостосховища. Природне відновлення рослинності цих територіях займе десятки і сотні років. Посадка рослин-гіперакумуляторів з метою фітодобутку буде обмежувати поширення металів з вітровою ерозією і поверхневим стоком, їх проникнення в ґрунтові води. Відновлення рослинного покриву сприятиме прискоренню екологічної сукцесії.

Фітовидобування використовує рослини як дешевий і відновлюваний ресурс і, головним чином, сонце як джерело енергії.

Тому фітовидобування відноситься до екологічно безпечних, естетично приємних, неагресивних і неруйнівних технологій, що мають високу ймовірність суспільного визнання та застосування в промисловості<sup>499</sup>.

**Ризофільтрація** – здатність рослин створювати навколо кореневої системи мікросередовище, що сприяє концентрації й проникненню речовин у рослини. Безумовна перевага ризофільтраційної технології полягає в її дешевині й можливості використати широко розповсюджені рослини, у тому числі й деревні. Для застосування в даній технології рослини повинні відповідати наступним вимогам: відрізнитися швидким ростом, інтенсивно накопичувати біомасу, мати потужну кореневу систему. В основному це широколисті, однодольні багаторічні рослини, що добре ростуть в умовах і теплого, і холодного клімату. Цим вимогам відповідають багато водних і болотних рослин. Рослини перебувають у тісній взаємодії з мікроорганізмами, що заселяють ґрунт. Рослинний організм у ході фотосинтезу акумулює сонячну енергію у вуглеводах (цукрах). Від 10% до 20% всієї запасеної в процесі фотосинтезу енергії витрачається рослиною на синтез і виділення речовин (цукру, спирти, органічні кислоти) у прикореневу зону, що сприяє розвитку мікроорганізмів. Тому безпосередньо поруч із поверхнею корінь в одному кубічному сантиметрі втримується близько 130 млрд. мікроорганізмів, а на відстані 10 див їхня присутність падає до 20млрд. Найважливішим механізмом “фітореємедіації” ґрунту є біодеградація вуглеводнів нафти мікроорганізмами, чий розвиток стимулюється виділеннями корінь.

Ризофільтрація являє собою адсорбцію та подальший транспорт токсикантів корінням рослин. Як технологія ризофільтрація поєднує біотичні та абіотичні процеси. За допомогою багатих органікою ексудатів кореневої системи рослин на коренях відбувається адсорбція та іммобілізація органічних компонентів ґрунту, включаючи токсичні сполуки, наступний транспорт яких переважно визначається хімічною природою самих токсикантів. Як правило, ексудати регулюють кислотність ризосфери, створюючи відповідні умови для адсорбції ґрунтової органіки на кореневій системі рослин.

Здатність рослин створювати мікросередовище навколо кореневої системи, яка сприяє концентруванню та проникненню компонентів ґрунту в рослинні тканини, – це унікальна властивість, якою рослини відрізняються від решти організмів.

У технологіях, що діють за принципом ризофільтрації, використовують багаторослі, що швидко ростуть, інтенсивно утворюють біомасу і мають добре розвинену кореневу систему. В основному це широколистяні, однодольні рослини, що добре ростуть в умовах теплого і холодного клімату.

Очевидна перевага ризофльтраційної технології полягає в її дешевизні та можливості використовувати звичайні рослини, не порушуючи в процесі обробки ґрунту її структуру.

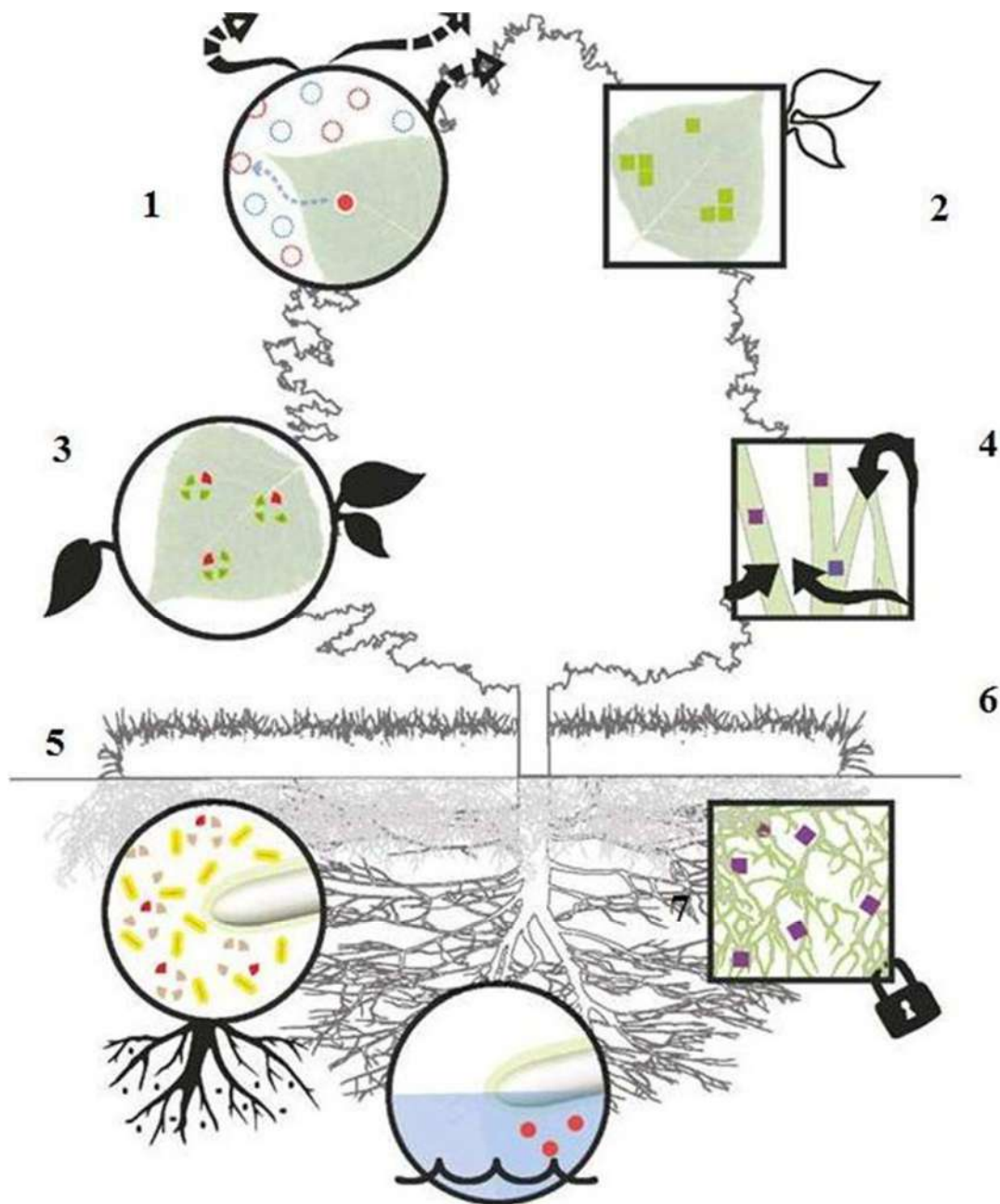


Рисунок 2.34. – Основні види та форми фітореMediaції<sup>500</sup>

1 – Фітоволатилізація; 2 – Фітометаболізм; 3 – Фітодеградація; 4 – Фітоекстракція; 5 – Ризодеградація; 6 – Фітостабілізація; 7 – Фітогидравліка.

**Фітодеградація** або **фітотрансформація** – «внутрішнє» руйнування вуглеводнів рослиною – після поглинання розкладання їх у ході метаболічних процесів або «зовнішнє», коли нафтопродукти розкладаються під дією корневих виділень – безсумнівно, один з основних технологічних прийомів фітореMediaції. Він заснований на можливості рослин разом із

грунтовою мікрофлорою здійснювати ферментативне розщеплення органічних токсикантів ґрунту. У процесі деградації органічних речовин, мабуть, відбувається видалення із ґрунту й неорганічних токсичних забруднювачів, таких як важкі метали й радіонукліди. Фітодеградаційна технологія виявилася ефективною у випадках забруднення ґрунту високими концентраціями аліфатичних, ароматичних, і поліциклічних вуглеводнів, фенолів, пестицидів та ін. Звичайно всі рослини володіють деградаційною токсикантною властивістю. Однак найбільш високі фітодеградаційні характеристики проявляють такі однолітні трав'янисті рослини, як вівсяниця, хрін, люцерна й деревні рослини: дуб, тополя, верба, кипарис. Багато водоростей так само активно метаболізують органічні токсиканти.

**Фітодеградація** називається також фітотрансформацією - це один із основних прийомів фіторемедіації. Фітодеградація заснована на можливості рослин здійснювати ферментативну (найчастіше окисну) деградацію органічних токсикантів шляхом характерних для рослинних клітин метаболічних перетворень. При цьому відбувається видалення з ґрунту та неорганічних токсикантів. Фітодеградація, що здійснюється рослинами в комбінації з ризосферними організмами часто застосовується на практиці, становлячи основну суть фіторемедіації. Вона використовується при вищих концентраціях токсикантів, але переважно в тих випадках, коли ґрунтові мікроорганізми не в змозі знизити концентрацію органічних токсикантів у ґрунті до необхідного для рослин рівня.

Фітодеградація виявилася ефективним прийомом при зараженні ґрунту високими концентраціями аліфатичних, ароматичних та поліциклічних вуглеводнів, фенолів, гербіцидів тощо.

**Різодеградація** – технологія, створена самою природою і нею ж реалізована з метою повної або часткової деградації токсичних сполук в області кореневої системи рослин до їхнього проникнення в рослини. Як відомо, коріння активно виділяють екsudати - клітинні сполуки, що містять ферменти, цукри, амінокислоти, органічні кислоти, жирні кислоти, стимулятори росту, нуклеотиди, вторинні метаболіти і т.д. Ці компоненти створюють цілком певне мікрооточення в зоні кореневої системи та у разі потреби змінюють рН середовища, забезпечуючи оптимальні умови для розмноження ризосферної мікрофлори. Крім цього, коріння готують поживні компоненти та інші субстрати, підвищуючи ефективність їх засвоєння і, по можливості, за допомогою екsudатних ферментів здійснюють деградацію органічних субстратів, що знаходяться в ґрунті, більш низькомолекулярні і легкозасвоювані рослинами сполуки.

Різодеградаційні технології використовуються в тих випадках, коли токсикантами є вуглеводні, нафтопродукти, толуол, бензол, ксилол, поліароматичні сполуки, гербіциди та ін.

Таким чином, спільна дія рослин та мікроорганізмів, крім симбіотичного ефекту, що істотно посилює детоксикаційний процес, вдало використовуються в різних технологічних прийомах.

До активних ризодеградаційних рослин відносяться: люцерна (*Medicago sativa*), соя (*Glycine*), бобові (*Fabaceae*), більшість чагарникових рослин, ялина звичайна (*Picea abies*) та ряд інших однорічних та багаторічних рослин. Слід зазначити, що ця технологія відрізняється дешевизною, є екологічно абсолютно нешкідливою і може застосовуватися практично у всіх кліматичних зонах.

**Фітоволоталізація.** Сутність її полягає в здатності рослин до газообміну й транспірації, тобто випару води листами. При цьому токсиканти, що надійшли через кореневу систему, виділяються в атмосферу із транспіраційним струмом (так назив. ідучий по судинах і трахеїдам рослини струм сирого соку, всмоктаного коріннями). Ця технологія виявилася досить придатною для очищення ґрунтів і водойм від органічних і навіть неорганічних з'єднань на основі селену і ртуті. Однак у цієї технології в ряді випадків є серйозні обмеження – нетрансформовані токсиканти, що виділилися в атмосферу, можуть бути залучені в харчовий ланцюг і бути причиною вторинного забруднення навколишнього середовища.

Технологічна сутність цього методу полягає у виділенні повітря токсикантів, які проникають через кореневу систему в надземні органи. Ця технологія виявилася придатною для очищення глинистих ґрунтів, водойм. До токсичних сполук, очищення яких досягається при фітоволоталізації, відносяться хлорорганічні сполуки, неорганічні сполуки селену та ртуті. При фітоволоталізації забруднювачі переводять у менш токсичні форми, наприклад, елементарну ртуть або газоподібний диметилселеніт. Потрапивши в атмосферу, забруднювачі або їх метаболіти можуть руйнуватися під впливом світла і навіть ефективніше, ніж у ґрунті. Фітоволоталізацію не рекомендується застосовувати поблизу посівів продовольчих культур, оскільки токсиканти можуть переходити до плодів рослин.

До рослин, що використовуються для фітоволоталізації, слід віднести тополь (*Populus*), люцерну (*Medicago sativa*), акацію (*Robinia pseudoacacia*), трав'янисті рослини.

**Фітостабілізація** являє собою нагромадження, або іммобілізацію рослиною забруднюючих речовин із ґрунту або ґрунтових вод. При цьому можливі різні механізми процесів: – абсорбція поллютантів коріннями й нагромадження їх в рослині, –адсорбція поллютантів у прикореневій зоні - ризосфері й (або) їхнє осадження там. На жаль, із всіх видів, що вивчалися, рослин жодне не показало або значного ефекту відносно нафти й нафтопродуктів, хоча даний метод добре зарекомендував себе для видалення із ґрунту й ґрунтових вод важких металів.

Ця технологія заснована на здатності рослин або сполук, що секретизуються рослинами, стабілізувати вміст забруднюючих речовин у ґрунті на низькому рівні за рахунок поглинання або осадження, що перешкоджає їх мобілізації у формі, що загрожує здоров'ю людей. Механізми фітостабілізації включають утримання забруднювачів на поверхні

або всередині лігніну, зв'язування з гумусом ґрунту та іншими органічними сполуками.

Останнім часом цей підхід, заснований на здатності рослин запасати певні елементи у своїх органах і кореневій зоні, називають також "фітосеквестрування" або "фітодепонування" (phytosequestration)<sup>501</sup>. Зв'язування металів досягається переважно шляхом абсорбції та акумуляції корінням в ході їх росту і транспірації, адсорбції на поверхні коренів, осадження в кореневій зоні завдяки зв'язуванню органічними сполуками та фізичної стабілізації ґрунтів<sup>502 503 504 505 506</sup>. Таким чином, на відміну від інших технологій фіторемедіації, фітостабілізація націлена не на очищення забрудненого ґрунту, а на інактивацію забруднюючих металів та зниження забруднення суміжних середовищ.

Зв'язування металів може бути посилено за допомогою різних меліорантів, що сприяють сорбції та осадженню поллютантів (хемо-фітостабілізація). Серед стійких до ВМ видів найбільш придатні для фітостабілізації ті, які накопичують метали в підземній частині, що перешкоджає їх попаданню в харчові ланцюги. Різні види рослин, переважно комерційно доступні сільськогосподарські трави, були в останні роки успішно використані в різних модифікаціях фітостабілізації. Наприклад, види вівсяниці (*Festuca* spp.) та полевіці (*Agrostis* spp.) найбільш популярні у фітостабілізації забруднених Pb, Zn та Cu ґрунтів і в Європі, звідки вони походять, і в США та Китаї, куди вони інтродуковані<sup>507 508</sup>. Однак проблеми виникають при високому ступені забруднення і виснаження ґрунтів. У цих випадках доцільне використання місцевих видів рослин, адаптованих до локальних біокліматичних умов і толерантних до металів-забруднювачів, спільно з вапнуванням і застосуванням добрив. Так, продемонстровані перспективи використання щучки дернистої (*Deschampsia cespitosa*) для фітостабілізації сильно забруднених Pb, Cd та Zn ґрунтів у Верхній Сілезії, Польща<sup>509</sup>. Показана можливість успішного використання *Lygeum spartum*, *Zygophyllum fabago* і *Piptatherum miliaceum* для озеленення нейтральних рудникових шламів, що містять до 9100 мг Zn/кг і 5200 мг Pb/кг, в південній Іспанії<sup>510</sup>.

Використання місцевих північних видів слід приділяти особливу увагу при ремедіації забруднених ґрунтів арктичних і субарктичних регіонів, що відчувають екстремальні кліматичні умови і дефіцит елементів живлення. У Мурманській обл. для створення довголітніх луґів використовують багаторічні верхові злакові трави: тимофіївку лучну, багаття безосте, лисохвіст лучний, вівсяницю лучну. Як травосуміша може бути корисна комбінація з лисохвоста тростинного, вівсяниці лучної і вівсяниці червоної, запропонована Вихманом<sup>511</sup> для землеробства області і що дозволяє створювати фітоценоз середнього довголіття (5-7 років користування). Висока екологічна толерантність лисохвоста тростинного місцевого походження дає можливість використовувати його як фіторекультиванта на техногенно-порушених територіях.

Меліоративна практика та канадський досвід<sup>512 513</sup> свідчать про доцільність введення до складу травосуміші бобових рослин. При цьому слід на увазі, що оптимальні умови для бобових рослин складаються при рН ґрунту від 5.5 до 7.5.

Ефективної фітостабілізації сприяє поєднання посадки дерев з посівом трав. Трави з їх розгалуженими кореневими системами зменшують вітрову ерозію і поверхневий стік. Посадка дерев сприяють фізичній стабілізації ґрунтів шляхом зниження вітрової та водної ерозії, особливо на схилах.

Масивні кореневі системи сприяють формуванню ґрунтів, а надходження опаду – утворенню поверхневого органогенного горизонту.

Транспірація води деревами знижує її внутрішній стік і винос металів в поверхневі і ґрунтові води, причому більш ефективно порівняно з травами<sup>514</sup>.

Великим потенціалом як у фітоекстракції, так і в фітостабілізації мають верби (*Salix* spp.), що відрізняються високою територіальною експансією, великою продуктивністю, інтенсивною евапотранспірацією, підвищеною толерантністю до ВМ, ефективним поглинанням елементів живлення<sup>515</sup>. Незважаючи на адаптацію тонкого коріння ялини (*Picea abies*) і тополі (*Populus tremula*) до забруднення їх фітостабілізаційний потенціал невеликий у зв'язку з низькою часткою зв'язуваних корінням Cu, Zn, Cd і Pb (0.03-0.2% від загальної кількості в ґрунті)<sup>516</sup>.

Толерантність рослин до металів та їх поглинання значною мірою залежать від мікроорганізмів ризосфери. У вегетаційних дослідках показано стимулюючий вплив інокуляції ризосферними бактеріями. *Pseudomonas* на зріст і врожай рослин ячменю при штучному забрудненні свинцем сірого лісового ґрунту<sup>517</sup>. Внесення бактерій значно зменшувало вміст металу у рослинах. Усунення токсичної дії і зменшення інтенсивності транслокації свинцю в рослини при інокуляції бактеріями відбуваються внаслідок поліпшення мінерального живлення рослин, посилення бар'єрних функцій рослин на межі – виявленням маси рослин і зміною біодоступності металу, ймовірно, під впливом екзо-метаболітів, що продукуються бактеріями<sup>518</sup>.

Великий вплив на поглинання ВМ рослинами надає мікоризний симбіоз. Дані щодо впливу арбускулярних мікориз на поглинання металів рослинами суперечливі; більшість їх свідчить про підвищення вмісту елементів у корінні, але обмеження їх транспорту в пагони. Механізми впливу арбускулярно-мікоризних грибів на зниження накопичення в пагонах ВМ і стійкість до них рослин включають зв'язування на поверхні гіф, зміна доступності у ґрунтах та можливість ізолювання в гіфах без подальшої передачі рослинам. При цьому накопичення ВМ може бути небезпечним для грибного партнера та впливати на поглинання інших елементів<sup>519</sup>.

Ектомікоризна колонізація також впливає на стійкість рослин до ВМ, зокрема, до Cd, Cu, Pb, Ni, Zn. Довгий вплив металів у природних умовах може призводити до відбору стійких штамів мікобіонтів. Чутливість грибного симбіонту до поллютантам грає велику роль при ремедіації забруднених ґрунтів. Колонізація сіянців *Betula papyrifera* видом *Laccaria*

*proxima* або *Lactarius hibbardae* знижувала токсичність Ni в концентрації 32 мкМ, проте ефект пропадав при 64 мкМ у зв'язку з пригніченням росту гриба<sup>520</sup>. Стійкість до металів може формуватися на ряді просторово розділених ділянок шляху мі-цілій-корінь-втеча. Серед механізмів стійкості позаклітинне зв'язування на вільному міцелії або грибному чохла за допомогою лігандів, що виділяються, ізоляція на поверхні шляхом зв'язування з клітинною стінкою міцелію або гіфами чохла, посилення відтоку з грибної клітини, дія металотіонеїну, внутрішньоклітинне хелатування глу внутрішньоклітинна компартменталізація в цитозолі або вакуолі або ізоляція у вакуолі в комплексі з глутатіоном<sup>521</sup>.

Стабілізації ВМ у ґрунтах сприяє внесення різних меліорантів. В якості сорбентів використовують широкий ряд природних мінеральних (шаруваті силікати, цеоліти, оксиди Al, Fe і Mn) і органічних (торф) речовин, відходів промисловості (шлаки, золи, відходи виробництва Al, фосфогіпс, тирса, кора, лігнін), міського (осади стічних вод) і сільського господарства (гній, солома, компости), а також спеціально розроблених матеріалів (SLOVAKITE®, VauxsolBM, нанорозмірні оксиди металів, в тому числі магнітними властивостями)<sup>522 523 524 525 526 527 528</sup>. Поряд із сорбцією вагомий внесок у зв'язування ВМ у ґрунтах вносять процеси осадження, наприклад, в результаті додавання традиційних фосфатних сполук та вапна<sup>529 530</sup>.

Вплив вапнування на поглинання рослинами ВМ може різнитися в залежності від специфіки металу. Особливості зміни складу ґрунтового розчину і поглинання 55 елементів польовицею тонкою (*Agrostis capillaris* L.) виявлені у вегетаційному експерименті з внесенням вапна в гумусовий горизонт камбісолів. Концентрація більшості елементів у ґрунтовому розчині була обернено пропорційна рН в діапазоні 5,2-7,8; найбільш явна зворотна залежність виявлена Ag, As, B, Ba, Eu, Ge, Li, Mn, Ni, P і Sr. Вплив рН на поглинання рослинами Cr, Cu і Pb менший, відсутній, або відрізняється залежно від виду рослини. Зміст Cu в пагонах *A. capillaris* збільшувалося зі зростанням рН ґрунтового розчину<sup>531</sup>.

Cu і Pb формують стабільні комплекси з різними лігандами; розчинність металів у кислих лісових ґрунтах тісно пов'язана з кількістю розчинної органічної речовини.

Порівняльний аналіз<sup>532</sup> дозволив виявити особливості шести недорогих меліорантів (CaCO<sub>3</sub>, залізний гравій (iron grit), зола винесення, компост, бентоніт та кісткове борошно) для фітостабілізації забруднених ґрунтів за допомогою люпіна білого (*Lupinus albus* L.). Всі добавки знижували вимивання Cd та Zn завдяки підвищенню рН. Винос Pb сильно залежав від вивільнення розчинної органічної речовини, тому внесення кісткового борошна і компосту супроводжувалося зростанням концентрації Pb в промивних розчинах в 2.3 і 16 разів відповідно. При цьому в результаті формування в них органо-свинцевих комплексів вміст Pb в пагонах люпину знижувалося під дією кісткового борошна на 74%. Незважаючи на іммобілізацію Cd і Zn в результаті внесення залізного гравію їх вміст у побігах люпину, навпаки, збільшувалося вдвічі. Найбільш ефективною добавкою



служило вапно, що зменшувало як вимивання, так і доступність металів для рослин.

Всесвітньо відомим прикладом успішної ремедіації є хемофітостабілізація техногенних пусток, що здійснюється на околицях мідно-нікелевих комбінатів в Онтаріо (Канада)<sup>533 534</sup>. Перший етап включав підготовку ґрунту шляхом вапнування (10 т/га) і внесення добрив (400 кг NPK/га) з подальшим посівом злаково-бобової суміші в кількості 40 кг/га, що складається з 75% злаків (*Agrostis gigantea*, *Festuca rubra*, *Phleum pratense*, *Poa compressa*, *Poa pratensis*) та 25% бобових (*Lotus corniculatus*, *Trifolium hybridum*). На другому етапі проводилася висадка дерев (сосна 70%, ялина, туя західна та дуб червоний 30%). За допомогою цієї технології рекультивовано вже половину техногенних пусток, удобрено і засіяно >3000 га, висаджено близько 9 млн дерев, започатковано природне відновлення рослинності. До роботи залучено ~9000 волонтерів, створено ~5000 робочих місць. Вартість програми за 30 років її здійснення склала 24.5 млн \$.

Голавне завдання полягає в підготовці середовища для прискорення відновлювальної сукцесії в результаті природної колонізації території збереглися видами рослин. Необхідно прагнути до створення рослинного покриву, здатного існувати і розвиватися самостійно, без постійної підтримки. Неодмінною умовою успішного розвитку піонерних етапів сукцесії є оптимізація поживного режиму шляхом внесення необхідних меліорантів і добрив у ґрунт. Важливими елементами відновлювальних робіт є внесення меліорантів і добрив без насіння рослин для сприяння колонізації місцевими видами; створення злакового покриву без попередньої підготовки території; посів та посадка стійких до забруднення дерев<sup>535</sup>.

Рекомендації з корекції технології хемофітостабілізації включають повторне сповіщення, використання доломіту замість вапни, зміни фракційного складу і доз доломіту, розділення в часі початкового етапу підготовки ґрунтів (вапнування), подальшого внесення добрив та посіву багаторічних трав і, нарешті, висадки саджанців деревно-чагарнткових порід<sup>536</sup>. Для створення стабільного трав'яного покриву доцільно використання місцевих видів (наприклад, *Deschampsia cespitosa*), стійких до суворих кліматичних умов та толерантних до підвищеного вмісту ВМ у ґрунтах. Програма ремедіації техногенних територій повинна включати систематичний моніторинг стану посадок і ґрунтів і періодичну корекцію їх властивостей, щоб уникнути дефіциту елементів живлення та мобілізації ВМ.

Крім того, фітостабілізація корисна при великих масштабах забруднення, однак його високий рівень може перешкоджати виживанню рослин<sup>537</sup>. При цьому, використання ґрунтових меліорантів і рослин, толерантних до високих рівнів політантів і низької родючості ґрунтів (або «хвостів»), сприяє успіху хемофітостабілізації<sup>538</sup>. Однак, незважаючи на ефективність хемофітостабілізації у зв'язуванні політантів гарантоване підтримання стабілізуючих умов потребує періодичного моніторингу. Для забезпечення дієвості ґрунтових меліорантів, що використовуються для посилення фітостабілізації, часто необхідно їх повторне внесення.

Вцілому, Д.М. Ступін<sup>539</sup> усі технології фітоочищення називає **фітовідновленням** – біологічним очищенням ґрунтів від забруднення іонами ВМ, отруйними органічними сполуками, радіоактивними ізотопами. Перевага фітовосстановлення перед іншими методами відновлення ґрунтів полягає в тому, що забруднювачі видаляються з ґрунту, не руйнуючи його структуру і без зниження ґрунтової родючості.

**Фітовідновлення ґрунту** – це дуже складний процес, який може протікати за різними механізмами, іноді одночасно за декількома.

**Фітогідраліка** – це технологія гідралічного контролю рівня води та вмісту токсикантів у ґрунті за допомогою рослин. Метод призначений для очищення ґрунтових вод, що мають життєво важливе значення. Для фітогідралічних технологій використовуються деревні рослини з добре розвиненою кореневою системою, які разом із водою «витягують» із ґрунту широкий спектр органічних та неорганічних токсичних сполук: тополя, береза, верба, евкаліпт та інші листяні рослини.

**Фітоаккумуляція** – це механізм захоплення забруднення корінням рослин і потім його перенесення, і накопичення (фітоекстракція) у пагонах рослини та листі. Біомасу компостують для повторного використання металів або спалюють, а золу відправляють на звалище, що регулюється.

**Фітовипар** – здатність рослини поглинати нафта або нафтопродукти в процесі підтримки свого водного балансу, тобто разом з водою «викачують» із ґрунту забруднюючу речовину. Ця здатність хоча й може бути використана для очищення забруднень, разом з тим є півзаходом, тому що в цьому випадку забруднююча речовина виводиться в атмосферу в процесі транспірації.

Ефективність процесу сорбції іонів важких металів залежить від виду рослин, які здатні накопичувати високі концентрації металу в їхній надземній частині без будь-яких видимих ознак пригнічення ростових показників. Ці рослини називають гіперакумуляторами, а явище – гіперакумуляцією. Близько 500 видів рослин є гіперакумуляторами. Серед них приблизно 0,2 % належать до покритонасінних. Ідеальні для фіторемедіації рослини повинні мати здатність накопичувати високі концентрації металу, витримувати високі концентрації солі, володіти високою швидкістю росту, швидко накопичувати біомасу, ефективно накопичувати метал у них.

На сьогоднішній день виділяють кілька напрямків фіторемедіаційних заходів залежно від механізму впливу на полютант<sup>540541542543544545546547548</sup>: фітоекстракція (фітоаккумуляція), фітостабілізація, фітодеградація, фітовипарування, фітостимуляція та ризодеградація.

**Фітоекстракція** – поглинання, транслокація та аккумуляція забруднювача в рослині<sup>549550</sup>. Для рекультивації навколишнього середовища цим методом застосовують рослини-гіперакумулятори.

**Фіторозклад** – це метаболізм забруднень усередині пагонів рослин. Рослини виробляють ензими, які каталізують розкладання забруднення.

Посилена біодеградація забруднення в ризосфері протікає в ґрунті, що безпосередньо прилягає до коней рослин, коли встановлюється симбіотичний зв'язок між кореневою системою рослини та мікроорганізмами, що

населюють кореневу зону. Речовини, що виділяються корінням рослин (цукри, кислоти, спирти), є елементами живлення для мікроорганізмів, які при цьому посилюють свою біологічну активність. Коріння рослин, крім того, розпушують ґрунт, а потім відмирають, залишаючи канали для транспорту води та аерації ґрунту.

У технологіях фітовідновлення найчастіше використовують тополю, в першу чергу через її швидке зростання, а також через здатність цих дерев виживати в найрізноманітніших кліматичних умовах. Крім того, Тополя здатна витягувати велику кількість води. Одночасно із забрудненого середовища виявляється витягнутими більша кількість розчинних забруднювачів.

**Органічні насоси** – використання рослин для контролю міграції забруднювачів у ґрунтову воду шляхом використання їх природних гідравлічних властивостей. Використання дерев для очищення води за оцінками коштує приблизно наполовину менше очищення в традиційних системах «відкачай-оброби»

**Фітовипаровування** – механізм очищення ґрунту, в якому певні рослини видаляють забруднення з верхніх шарів ґрунту і після їх транспортування за своєю системою випаровують їх з поверхні свого листа.

Останніми роками цікавиться використання рослин для очищення ґрунтів, забруднених радіонуклідами. Ці рослини повинні мати високий коефіцієнт біонакопичення. Наприклад, при фітовідновленні ґрунтів, забруднених радіоцезієм, використовується індійська гірчиця (*Brassica juncea*), яка здатна захоплювати Cs (ізоотоп цезію), акумулювати його у втечах, які потім видаляються при зборі зеленої маси. Зелена маса піддається похованню як радіоактивні відходи.

Фітовипаровування засноване на здатності рослин (або рослинно-мікробної асоціації) поглинати забруднюючі елементи (Se, As, Hg), трансформувати в малотоксичні леткі з'єднання і випаровувати в атмосферу<sup>551 552</sup>. Спочатку фітовипарування було використано для видалення ртуті в результаті перетворення її двох-валентних катіонів в атомарну форму, що легко випаровується. Бактерії можуть каталізувати перетворення іона Hg на атомарну форму<sup>553</sup>.

На жаль, вивільнена в атмосферу Hg знову легко осаджується з опадами на поверхню. Деякі рослини, що живуть у багатих Se районах, після поглинання неорганічного Se продукують його леткі сполуки - диметилселенід і диметилдиселенід, на 2-3 порядку менш токсичні<sup>554 555 556</sup>. Навіть токсичні леткі сполуки після випаровування рослинами не становлять небезпеки внаслідок розведення в атмосфері. У очищенні від Se ефективні види сімейства Brassicaceae, наприклад, *Brassica juncea* (гірчиця сарептська), здатні щодня виділяти до 40 г Se/га<sup>557</sup>.

**Різодеградація** – розкладання поліутантів мікроорганізмами в прикореневій зоні рослин<sup>558559560</sup>. У процесі фіторемедіації напрямок ризодеградації є переважним при елімінації органічних поліутантів із забрудненого ґрунту<sup>561562563</sup>. Принцип цього механізму у тому, що розкладання забруднюючих речовин виробляється не самою рослиною, а

мікроорганізмами, які у безпосередньої близькості до його коріння, т. е. в ризосфері<sup>564</sup>. Рослини впливають на чисельність, різноманітність та активність мікроорганізмів за рахунок біологічно активних корневих виділень<sup>565566</sup>. Мікроорганізми ризосфери більш численні, ніж мікроорганізми ґрунту, позбавленої рослинності. Через більш сприятливі умови проживання в ризосфері часто активніше розвиваються і мікроорганізми, що мають ферменти, необхідні для деструкції поллютантів.

Повідомляється<sup>567</sup>, що на підставі досліджень ученим удалося розробити ще одну досить оригінальну фітореMediaційну технологію. Вона має назву **фітофлавоноїзації**. Сутність її полягає в здатності рослин до газообміну й транспірації, тобто випаровування води листям. При цьому токсиканти, що надійшли через кореневу систему, виділяються в атмосферу із транспіраційним струмом. Ця технологія виявилася досить придатною для очищення ґрунтів і водойм від органічних речовин. Ця технологія виявилася досить придатною для очищення ґрунтів і водойм від органічних речовин. Однак у цій технології в ряді випадків є серйозні обмеження: нетрансформовані токсиканти, що виділилися в атмосферу, можуть бути залучені в харчовий ланцюг і стати причиною вторинного забруднення навколишнього середовища.

Для фітофлавоноїзації використовуються дерева роду тополя, жито посівне, сорго, конюшину, люцерну<sup>568</sup>.

Ученим із Вашингтонського Університету вдалося створити сорт генетично модифікованої тополі, що здатна руйнувати деякі високотоксичні промислові речовини, які забруднюють навколишнє середовище, шляхом їхнього перетворення в нешкідливі продукти.

У майбутньому передбачається висаджувати такі тополі в місцях, що страждають від промислового забруднення, наприклад, поблизу нафтопереробних виробництв або підприємств із виробництва пластмас.

Розроблено метод очищення нафтозабруднених ґрунтів за допомогою рослин *Carex hirta* (осока шершаволиста), який дозволяє у короткі терміни знижувати рівень вмісту нафти й нафтопродуктів у ґрунті, покращувати його біологічні та фізико-хімічні властивості. У той же час цей метод є екологічно безпечним і дешевим способом ремедіації та рекомендується для використання під час реалізації програм загальнодержавного та регіонального рівнів для боротьби з деградацією земель в Україні відповідно до затверджених Кабінетом Міністрів України першочергових заходів, спрямованих на виконання положень Конвенції ООН щодо боротьби з деградацією земель<sup>569</sup>.

Актуалізація розробки методів екологічної ремедіації забруднених ґрунтів пов'язана зі здатністю різних ремедіантів виконувати функцію оптимізації та відновлення природного стану (структури та функцій) ґрунтової системи, впливаючи на весь комплекс властивостей ґрунтів (біологічних, фізичних, фізико-хімічних), на дозування надходження хімічних елементів у ґрунтовий розчин, міграційні процеси у системі ґрунт – рослина. Тому ефективне використання певного типу та класу методів ремедіації техногенно забруднених важкими металами (ВМ) ґрунтів різного

генезису (рис. ) як інструментів впливу на біологічну і косну складові ґрунту має забезпечити виконання задачі детоксикації та /або деконтамінації забруднення у ґрунтовій системі.

Біологічні методи ремедіації забруднених ґрунтів є одним із ефективних інструментів природоохоронних технологій. Тривалий вплив фактора забруднення ВМ на ґрунти різних типів та різного призначення має істотні наслідки, що виявляються як у порушенні властивостей, структури та функцій ґрунтової системи, так і у зниженні продуктивності рослин, низькій їх якості й необхідності виведення забруднених ґрунтів із використання з подальшою їх консервацією. Пошук ефективних методів ремедіації забруднених ґрунтів є необхідною складовою у вирішенні проблеми, що склалася.

Для цієї мети використовують, у тому числі, і методи біоремедіації, базовий принцип дії яких засновано на здатності різних груп живих організмів у процесі своєї життєдіяльності розкладати або акумулювати у своїй біомасі забруднювачі (ВМ, радіонукліди; азотні, фосфорні та органічні сполуки тощо). За умови відновлення життєздатності й видової розмаїтості природного мікробіоценозу ґрунту біологічні методи є ефективними, проте сам процес очищення забрудненого ґрунту досить повільний і тривалий. Відповідно до розробленої а концептуальної моделі біоремедіації забруднених ВМ ґрунтів<sup>570</sup> передбачається використання класу біологічних методів ремедіації техногенно забруднених ґрунтів з градацією їх на дві групи – *методи біодеградації забруднювачів* за використання мікроорганізмів; *методи біонакопичення* рослинами та /або перерозподілу забруднювачів у ґрунті за одночасного впливу на біологічну та косну (мінеральні речовини, що є продуктами деструкції гірських порід і утворюються без участі живих організмів, компоненти біологічного колообігу) складові ґрунту, що призводить до оптимізації його екологічного стану за рахунок збільшення вмісту органічної речовини та її зв'язування глинистими мінералами і поліпшення структури ґрунту.

Для досягнення оптимальної ефективності різні форми фіторемедіації вимагають різних загальних характеристик рослин (рис. 2.35) .

Рослини показали здатність витримувати відносно високі концентрації органіки хімічні речовини без токсичних ефектів, і вони можуть швидко поглинати і перетворювати хімічні речовини в у деяких випадках менш токсичні метаболіти. Крім того, вони стимулюють деградацію органічних хімічних речовин в ризосфері шляхом виділення корневих ексудатів, ферментів і накопичення органічного вуглецю в ґрунті. Щодо металевих забруднень, рослини демонструють потенціал для фітоекстракції (поглинання та відновлення забруднень у надземну біомасу), фільтрація металів з води в кореневій системі (ризофільтрація) або стабілізація сміттєвих місць шляхом боротьби з ерозією та випаровуванням великої кількості води (фітостабілізація) тощо . Існують різні форми фіторемедіації, розглянуті нижче. Усі процеси фіторемедіації не є винятковими і можуть використовуватися одночасно.



Рисунок 2.35 – Концептуальна модель диференціації відомих методів ремедіації забруднених важкими металами ґрунтів<sup>571</sup>

Різні форми фіторемерація можуть застосовуватися до конкретних типів забруднювачів або забруднених середовищ і можуть знадобитися різні типи рослин, як показано в табл. 2.21-2.22. У таблицях узагальнено визначення та основні характеристики кожного процесу.

Таблиця 2.21

Типові рослини, що використовуються в різних процесах фітореMediaції<sup>572</sup>

Процес	Механізм	Середовище	Забруднювач	Типові рослини
1	2	3	4	5
Фітоекстракція	Гіперакумуляція	Ґрунт	Браунфілди, метали (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu) з додаванням EDTA для Pb, селен.	Соняшник, Гірчиця, Ріпак, Ячмінь, Хміль, Хрестоцвіті
Ризофільтрація	Ризосфера	Підземні води, вода і стічні води, водно-болотні угіддя	Метали (Pb, Cd, Zn, Ni, Cu) Радіонукліди ( <sup>137</sup> Cs, <sup>90</sup> Sr, <sup>238</sup> U) Гідрофобна органіка	Водні рослини: надзвичайні ситуації (булич, рогоз, маранта, ряска); Підводні рослини (водорості, кам'янка, гідрила)
Фітостабілізація	Системний	Ґрунти, відкладення	Метали (Pb, Cd, Zn, As, Cu, Cr, Se, U) Гідрофобна органіка (ПАУ, ПХБ, діоксини, фурани, пентахлорфенол, ДДТ, дільдрин)	Фреатофітні дерева до виділяється велика кількість вода для гідравл контроль; Трави з волокнистим корінням для стабілізації ерозії ґрунту; Щільна коренева система є необхідною для сорбування /зв'язування забруднювачів

Продовження табл. 2.21

1	2	3	4	5
Фітоволатилізація	Випаровування з поверхні листя	Ґрунт, підземні води, відкладення	Меркурій, Селен, тритій	Тополя, Індійська гірчиця, Ріпак, Тютюнові
Фітодеградація	Деградація в рослині	Ґрунт, підземні води, зони звалище фільтраційні поля, стічні води	Гербициди (атразин, алахлор) Ароматичні речовини (ВТЕХ) Хлоровані аліфатичні речовини (ТСЕ) Поживні речовини ( $\text{NO}_3^-$ , $\text{NH}_4^+$ , $\text{PO}_4^{3-}$ ) Відходи боєприпасів (TNT, RDX)	Фреатофітні дерева (тополя, верба, бавовняне дерево); Трави (жито, сорго, вівсяниця); Бобові (конюшина, люцерна, вігна)
Ризодеградація	Деградація шляхом взаємодії з ризосферою ґрунту та ґрунтовими мікроорганізмами	Ґрунт, відкладення, стічні води	Органічні забруднення (пестициди, ароматичні речовини та поліядерний ароматичний вуглеводні [ПАУ]) Вивільнювачі фенолів (шовковиця, яблуко, апельсин)	Трави з волокнистим корінням (жито, вівсяниця) Фреатофітні дерева Водні рослини



Таблиця 2.22

Визначення та основні характеристики процесів фітореMediaції

Процес	Визначення	Мета процесу	Забруднювачі	Середовища	Критерії відбору видів рослин
1	2	3	4	5	6
Фітоекстракція	Поглинання Забруднювача корінням рослин із середовища і його транслокація в придатний для збирання біомасі рослин	Вилучення і локалізація забруднювача	Органічні і неорганічні забруднювачі	Ґрунти. Відкладення. Вода. Осади	Толерантність до високих концентрацій металів. Здатність до високих рівнів акумуляції забруднювачів. Швидкі темпи росту і формування великої біомаси. Накопичення мікроелементів в надземних частинах рослин. Розвинена коренева система для охоплення значних об'ємів субстрату. Високий коефіцієнт транслокації поллютантів. Невибагливість до умов технології вирощування та збирання. Високі рівні адаптації до ґрунтово-кліматичних умов зони вирощування. Стійкість до хвороботворних мікроорганізмів і шкідників; Низька поїдаємість виду травоядними тваринами.
Фітостабілізація	мобільності і біодоступності забруднювачів у середовищі шляхом фізичного або хімічного	Локалізація забруднювача	Важкі метали. Хлоровані розчинники	Ґрунти. Відкладення. Осади	Здатність до інтенсивних темпів росту і розвитку, розвинена архітектоніка кореневої системи. Здатність акумулювати і переміщувати метали переважно у кореневій системі та нижній частині пагонів. Здатність зберігати забруднювачі в коренях або ризосфері (механізм виключення) щоб обмежити поширення поллютанта через харчові ланцюги.

1	2	3	4	5	6
Фітоволатилізація	поглинання забруднювачів рослинами і випаровування в атмосферу за рахунок транспірації, гутації та інших	Акумуляція забруднювача у рослині та його виведення за рахунок транспірації у повітря	Неорганічні полютанти, хлорвімісні сполуки	Ґрунти, підґрунтові води, осадні водоїм та відстійників	
Ризофільтрація	Використання коріння рослин для поглинання або адсорбування забруднювачів які знаходяться в ризосферній зоні рослин	Акумуляція полютантів	Важкі метали, органічні полютанти	Ґрунти, водні джерела, місця концентрації відходів	Металостійкі рослини. Висока адсорбційна поверхня. Толерантність до гіпоксії. Перевагу віддають наземним рослинам оскільки вони мають волокнистий і набагато довшу кореневу систему, розвинену кореневу систему та їх відповідну більшу площу поглинання

Як відомо, у світі не існує однозначного визначення терміну «важкі метали». За різними джерелами до їх складу відносять елементи з властивостями металів й атомною масою вище  $20^{588}$  або вище  $40^{589}$ . Науковці Цільової групи з викидів важких металів під егідою Європейської економічної комісії ООН (UNECE) віднесли до групи важких металів лише Zn, As, Se і Sb, тоді як І.Д. Омері<sup>590</sup> і Н.Ф. Реймерс<sup>591</sup> дають більш широкий перелік: Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Co, Sb, Sn, Bi, Hg і т.д.

Хімічні елементи, без яких не завершується життєвий цикл рослинних організмів, називають основними, або життєво необхідними. Деякі важкі метали є основними мікроелементами: кобальт (Co), мідь (Cu), молібден

(Mo), цинк (Zn), нікель (Ni), манган (Mn), залізо (Fe), оскільки вони в мікрокількостях необхідні для росту і розвитку рослин. Ці метали є кофакторами багатьох ферментів. Мідь входить до складу переносників електронів при фотосинтезі (пластоціаніну) і диханні (цитохром с оксидази), включається в лігніфікацію. Цинк – кофактор супероксиддисмутази і карбоангідрази, бере участь у регулюванні азотного метаболізму, поділі клітин, біосинтезі гормонів, відіграє важливу роль у синтезі нуклеїно-вих кислот і білків.

Залізо – компонент багатьох ферментних систем: цитохромів, каталази, пероксидази, ферредоксину. Манган – компонент кисневидільного комплексу, кофактор супероксиддисмутази, каталази, фосфоенолпіруваткарбоксилази<sup>592</sup>. Біологічна функція інших важких металів – свинцю (Pb), ртуті (Hg), кадмію (Cd), бісмуту (Bi) досі ще нез'ясована. Їх токсична дія виявляється практично уже за слідових концентрацій.

Наголошується<sup>594</sup>, що деякі важкі метали (наприклад, Cu, Zn, Co) у невеликих кількостях є мікроелементами, необхідними для нормального росту і розвитку живих організмів. Так, дефіцит Co помітно впливає на активність ґрунтових мікроорганізмів, здатність бобових рослин поглинати атмосферний азот, кількість урожаю та перешкоджає нормальному розвитку тварин і людей, викликає анемію Аддісона-Бірмера, неврологічні розлади, необоротну загибель нервових клітин. Нестача його особливо помітна у кістковому мозку та нервовій тканині. Кобальт бере участь у процесах кровотворення (активує синтез еритропоєтину – гормону, який підвищує продукцію еритроцитів), сприяє синтезу м'язових білків, гормонів щитовидної залози, впливає на асиміляцію азоту та обмін вуглеводнів. Сполуки кобальту також поліпшують засвоєння заліза, ретинолу, токоферолу ацетату, аскорбінової кислоти й посилюють синтез вітаміну B<sub>12</sub>. Існують встановлені норми добової потреби кобальту для нормального функціонування людини (14-78 мкг). Однак тривалий вплив надмірних доз кобальту обумовлює хронічні захворювання верхніх дихальних шляхів, органів кровотворення, нервової системи, шлунково-кишкового тракту, алергічні симптоми: бронхіальну астму та алергодерматози, а також кобальтову кардіоміопатію та ін. Надмірна кількість доступного рослинам кобальту негативно позначається на розвитку рослин і знижує врожай зернових, бобових та інших культур)<sup>595</sup>.

Відомо також, що різні сільгоспкультури мають неоднакову потребу в мікроелементах і суттєво різняться за здатністю накопичувати важкі метали. Так, вміст у ґрунті міді (Cu) на рівні 0,1-0,2 мг/кг цілком задовольняє потреби зернових, бобових культур і картоплі, але при цьому є недостатнім для нормального росту і розвитку коренеплодів і овочів, особливо в умовах інтенсивної культури землеробства<sup>596</sup>. Тому, будуючи оцінювальну шкалу якості ґрунтів за вмістом важких металів, не можна обмежуватись виключно прив'язкою до ГДК, лінійно збільшуючи бальну оцінку ґрунту у разі зменшення вмісту токсину. Необхідно враховувати той факт, що низький

вміст окремих ВМ у ґрунтах насправді може бути дефіцитом мікроелементів, який також призводить до зменшення кількості і якості врожаю сільгоспкультур (рис. 2.36-2.44).

Близько 90% важких металів, що потрапили в довкілля, акумулюються саме ґрунтами<sup>597</sup>. Термін «важкі метали» може застосовується у разі, коли вони зустрічаються в екзогенному середовищі в підвищених концентраціях і мають токсичний вплив на рослини та тварини (табл. 2.23).

Таблиця 2.23

Регіональні кларки важких металів для ґрунтів України, мг/кг  
(за А.І. Фатєєвим)<sup>598</sup>

Ґрунтово-кліматична зона	Елемент									
	Pb	Zn	Mn	Cu	Co	Mo	Sr	Cr	V	Ni
Полісся	11,4*	42	395	8	10	2,4	118	39	16	12
	6-25**	8-96	75-1400	1,4-20	2,5-20	1,5-5,0	80-520	20-67	8-29	9-20
Лісостеп	10	52	735	20	17	2,8	119	51	52	26
	10-10	20-90	240-3000	10-48	8-40	0,9-6,3	52-250	18-100	16-201	10-80
	10-15	62-100	670-1600	27-64	16-8-27	3,8-5,6	142-220	85-150	68-130	25-40
Крим: степові	10	69	845	31	24	1,8	112	96	119	53
	10-10	40-190	520-1100	12-47	10-30	2,0-3,8	30-300	40-156	33-120	10-47
		60	933	83	27	1,1			253	53
	10	45-	500-	55-	23-	0,5-		130	148_	43_
		70	1267	125	32	1,7			267	63
	_	84	676	23	17	_	_	90	106	39
	23-	45-	150-			0,4-	138-	30_	49_	8_
	168	237	1575	5-76	5-32	0,3	145	282	302	110
	61	50	924	25	21		_	140	71	31
		45-	500-	20-	15-		126_	100_	46_	25_
	70	1500	40	40		145	160	90	40	

\*- середній вміст; \*\*- діапазон коливань.

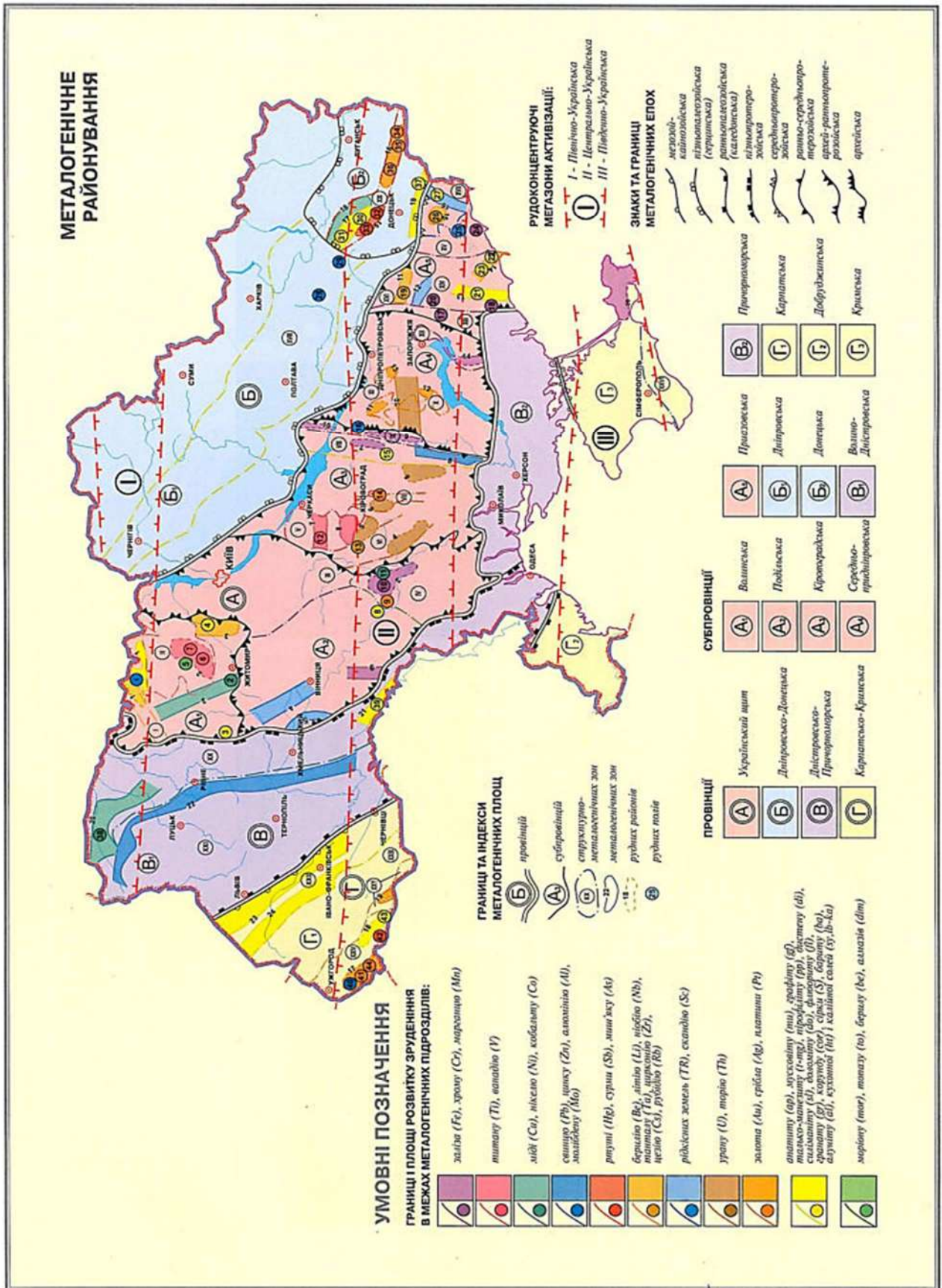


Рисунок. 2.36 – Металогенне районування України<sup>599</sup>



Рисунок 2.37 – Вміст кобальту у ґрунтах України<sup>600</sup>

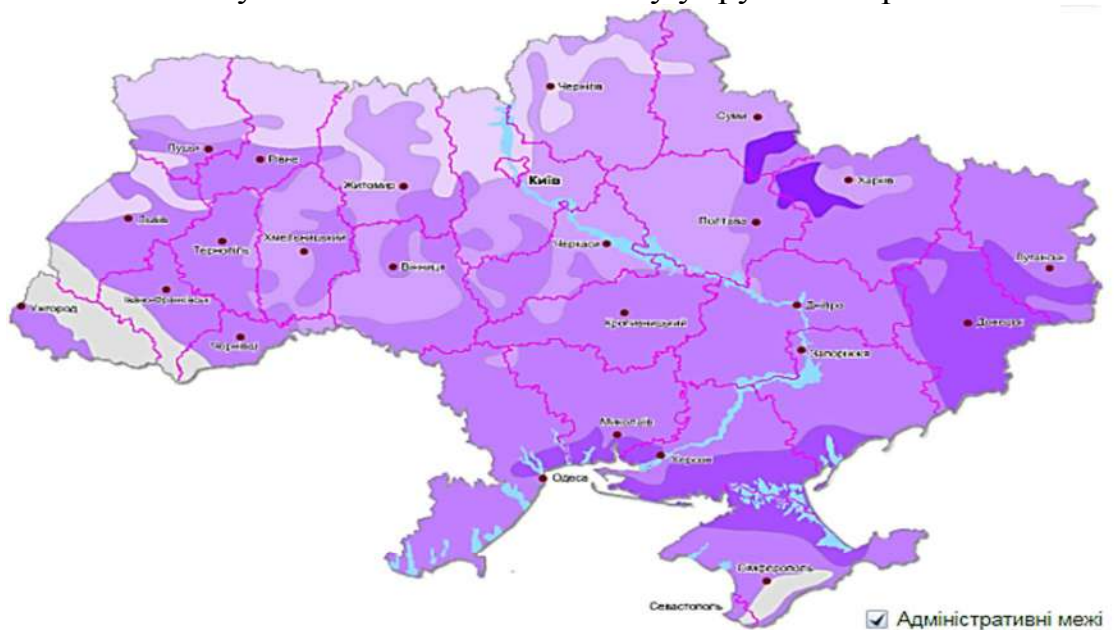


Рисунок 2.38 – Вміст марганцю у ґрунтах України<sup>601</sup>

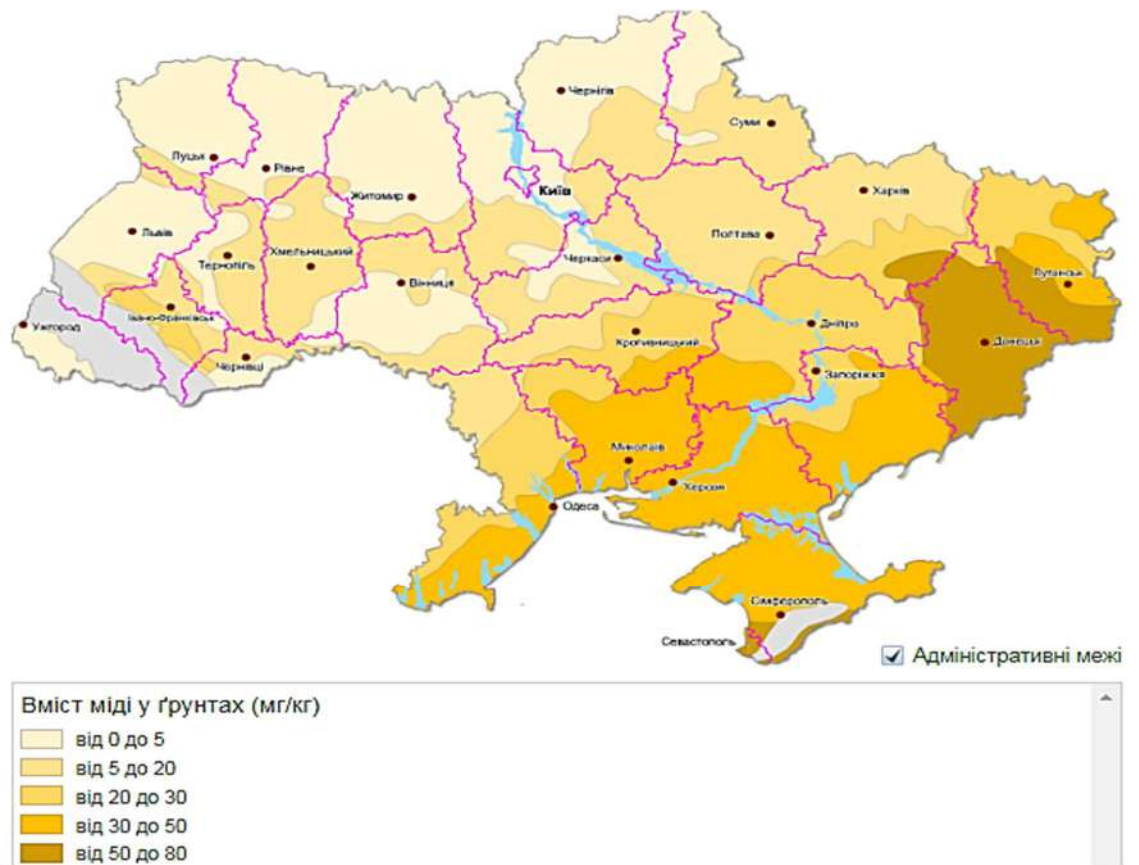


Рисунок 2.39 – Вміст міді у ґрунтах України<sup>602</sup>

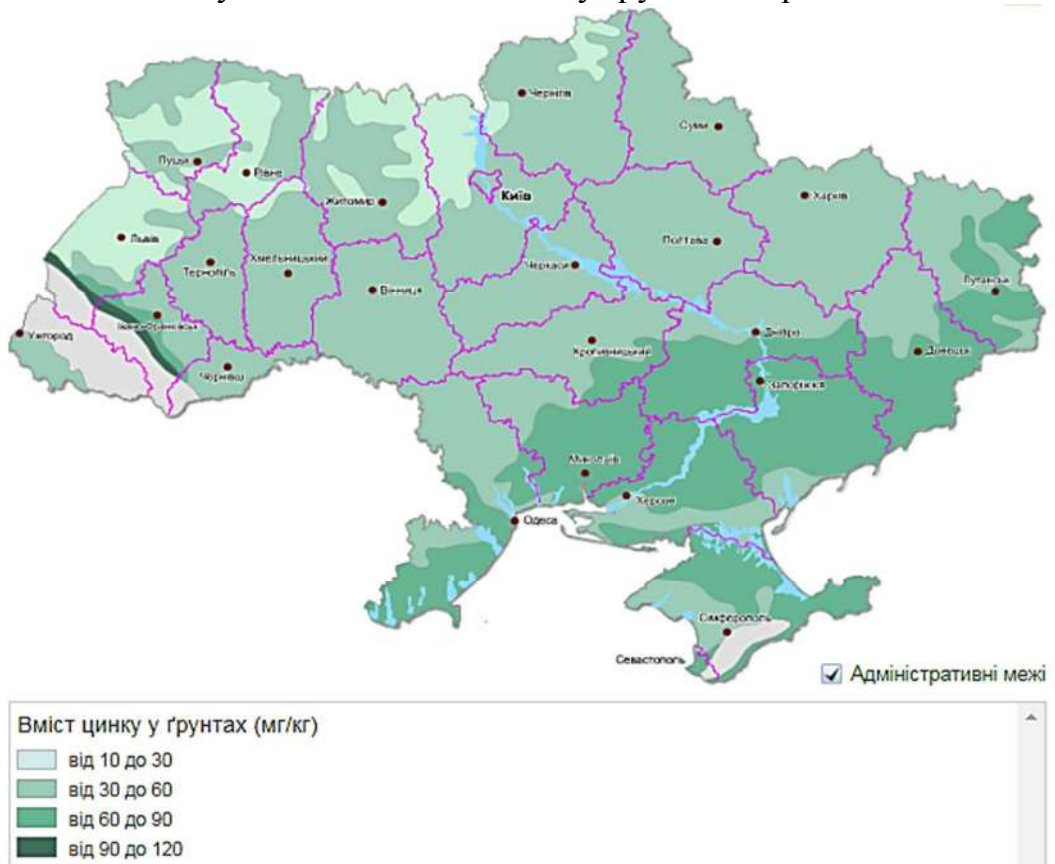


Рисунок 2.40 – Вміст цинку у ґрунтах України<sup>603</sup>

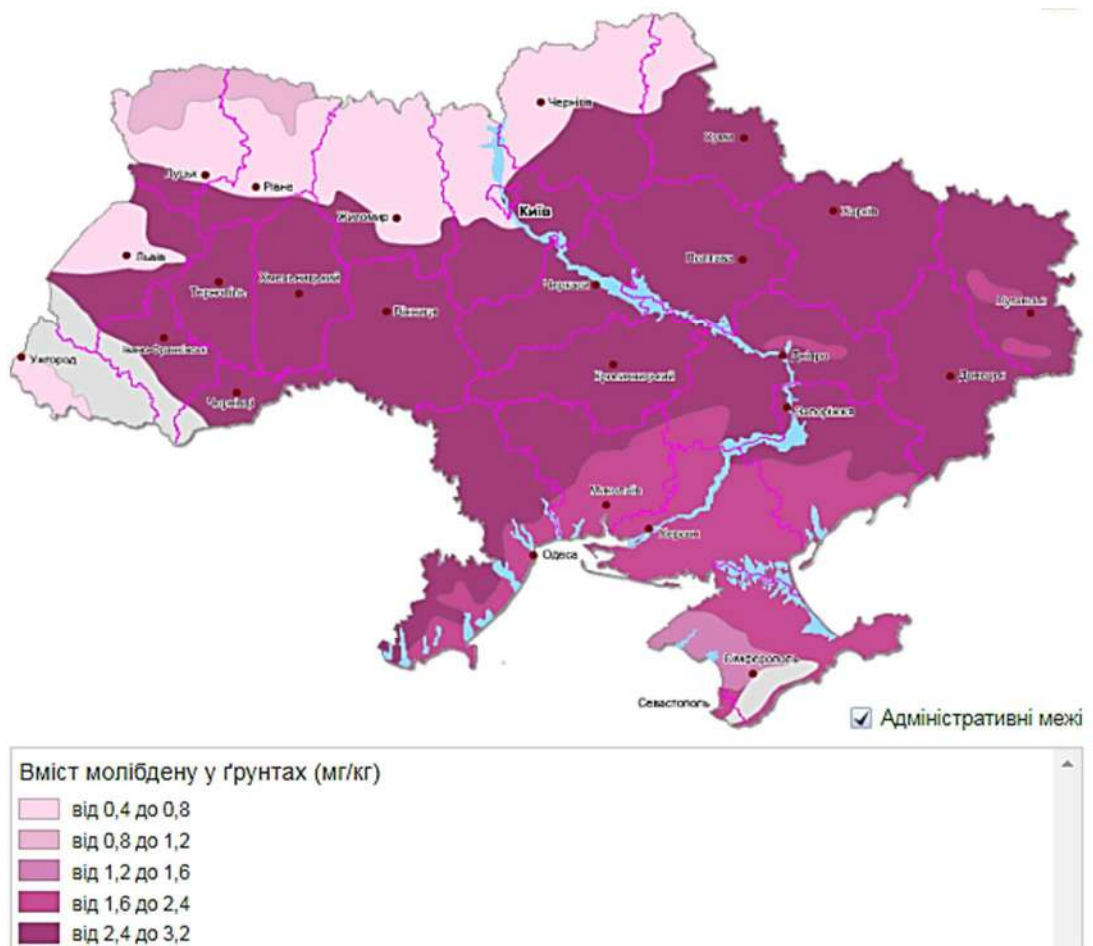


Рисунок 2.41 – Вміст кобальту у ґрунтах України<sup>604</sup>

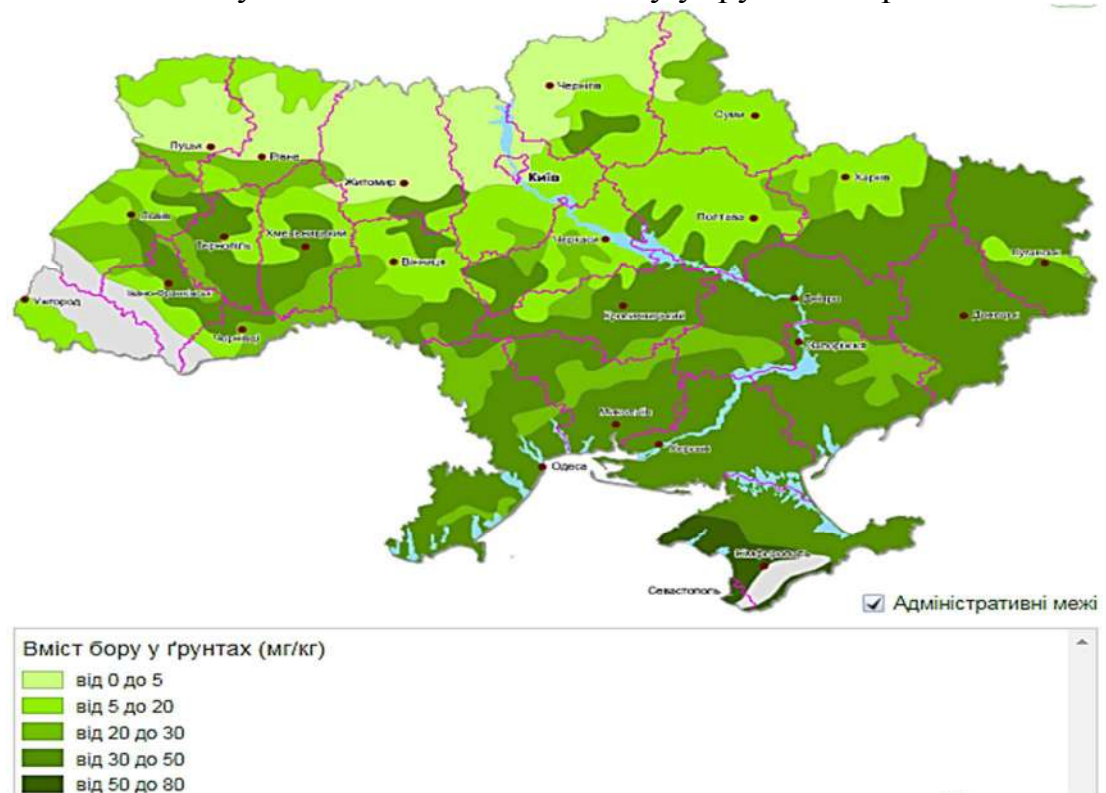


Рисунок 2.42 – Вміст бору у ґрунтах України<sup>605</sup>



Вміст заліза у ґрунті мг/кг для культур: 1) невисокого; 2) підвищеного виносу

(Джерело інформації: Інститут живлення рослин)

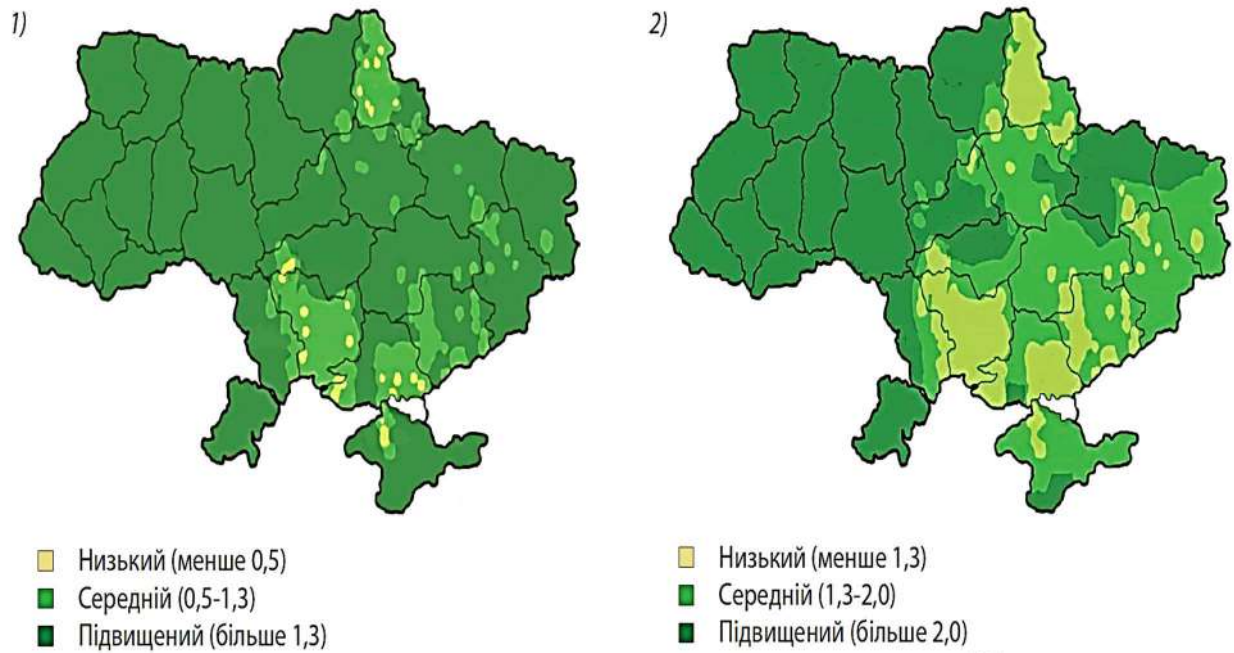


Рисунок 2.43 – Вміст заліза у ґрунтах України<sup>606</sup>

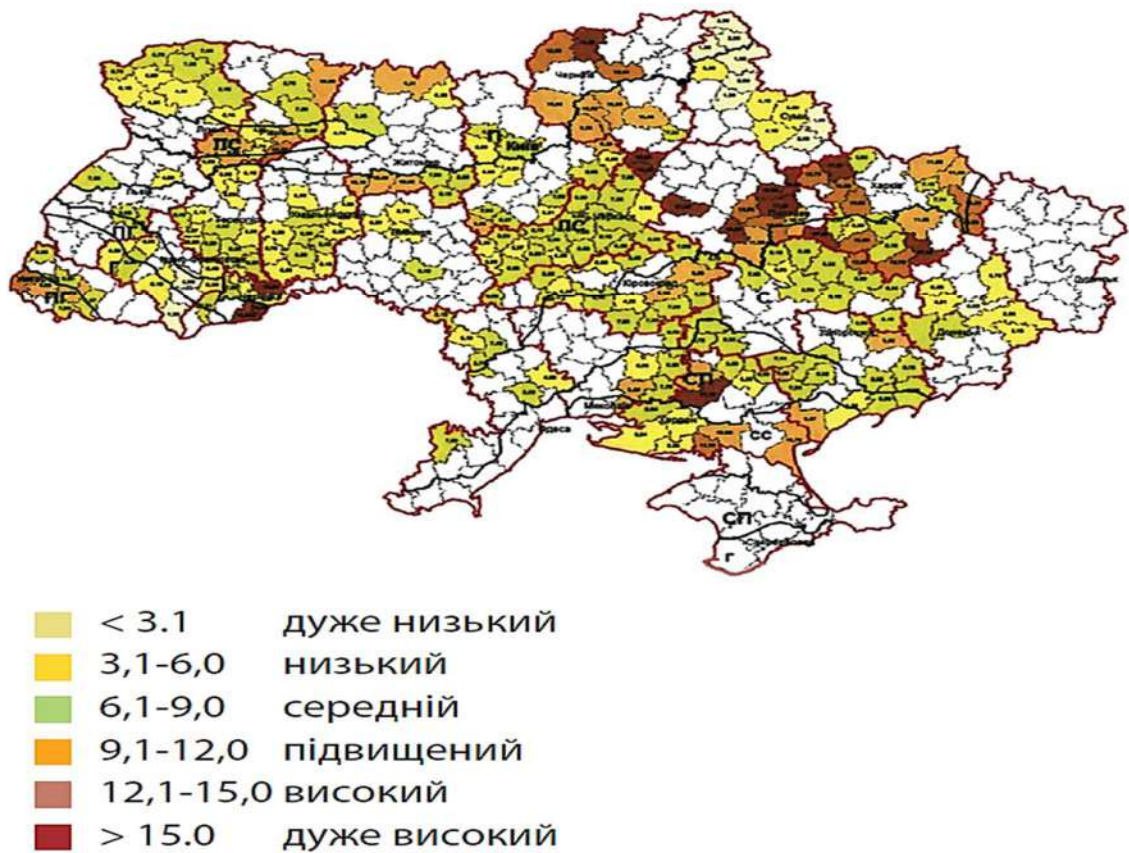


Рисунок 2.44 – Вміст сірки у ґрунтах України<sup>607</sup>

За визначенням В. О. Алексеєнка та О. В. Алексеєнка, великі геохімічні системи є сталими, якщо вміст хімічних елементів в них наближається до кларку. Ландшафтам усіх урбанізованих територій завжди притаманна певна аномальність, яка зазвичай є неоднорідною та розподіляється на низку дрібних аномалій, прив'язаних до сучасних або колишніх джерел емісії хімічних елементів. Ґрунти урбанізованих територій характеризуються набагато більшою мінливістю хімічного складу, ніж ґрунти земель сільськогосподарського призначення, оскільки до природної варіабельності додаються інтенсивні потоки міграції, пов'язані із атмосферним осадженням, наявністю твердої міської поверхні та виділенням відходів.

Активно перерозподіляються за профілем такі елементи, як As, Ba, Cd, Cr, Cu, Ga, Ge, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, W, Y и Zn. Дослідження Г. А. Гармаш в зоні впливу металургійних підприємств показали, що криві розподілу валового вмісту та рухомих форм важких металів у профілі забруднених ґрунтів значно відрізняються від незабруднених аналогів, що можна охарактеризувати як техногенно-акумулятивний тип розподілу.

Дослідники проблеми міграції важких металів наголошують, що ґрунти – це не тільки середовище для вирощування рослин та резервуар для захоронення відходів, але й потужне джерело надходження багатьох забруднюючих речовин до поверхневих та підземних вод, атмосфери та продуктів харчування людини. Відомо, що реакція середовища також безпосередньо впливає на рухомість хімічних елементів. У кислому середовищі більшість катіоногенних елементів (Cd, Hg, Pb, Ni, Co, Mn, Zn, Cu тощо) легко мігрує, а підвищення рН призводить до різкого зниження інтенсивності міграційних процесів унаслідок утворення малорозчинних сполук цих елементів. Завдяки цій особливості можливим є прогнозування виникнення осередків найбільшої небезпеки міграції потенційних токсикантів до джерел водопостачання в межах міської території.

Іншим важливим чинником, що впливає на міграцію важких металів, є окисно-відновні умови. За оцінкою провідних фахівців, найнижчу рухомість вони мають у сильно відновних умовах (за  $E_h \approx 50 - 150$  мВ), а найвищою для Co, Cd, Mn, Fe, Ni, Zn є за значень  $E_h$  близько 400 мВ, для Cu –700-800 мВ<sup>608 609</sup>. На жаль, унаслідок швидкої мінливості значень окисно-відновного потенціалу, досліджень у цьому напрямі проводиться в Україні досить мало. Однак, порівняння  $E_h$  ґрунтових суспензій із зразків ґрунтів м. Черкаси показало значну різницю між парковою зоною (350-500 мВ) та селітебними і промисловими районами (160-245 мВ)<sup>610</sup>.

Важкі метали в ґрунтах почали вивчати одними з перших. Вони надходять у ґрунт переважно з атмосфери з викидами промислових підприємств і транспорту, стічними водами, відходами промисловості, побутовим сміттям, мінеральними добривами і пестицидами.

З атмосфери у ґрунт важкі метали потрапляють найчастіше у формі оксидів, де поступово розчиняються, переходячи в гідроксиди, карбонати або у форму обмінних катіонів<sup>611</sup>. Ґрунти піщані, малогумусні, стійкі до

забруднення, це значить, що вони слабо пов'язують важкі метали, легко віддають їх рослинам або пропускають через себе з фільтраційними водами.

У роботах, присвячених проблемам забруднення навколишнього природного середовища та екологічного моніторингу, на сьогоднішній день до важких металів відносять більше 40 металів періодичної системи з атомною масою понад 50 атомних одиниць: Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Sn, Hg, Pb та ін. При цьому важливу роль у категоріюванні важких металів відіграє їх висока токсичність для живих організмів (табл. 2.24) у відносно низьких концентраціях<sup>612</sup>..

Практично всі метали, які потрапляють під це визначення (за винятком свинцю, ртуті, кадмію та вісмуту, біологічна роль яких на даний момент невідома), активно беруть участь у біологічних процесах, входять до складу багатьох ферментів<sup>613 614 615</sup>.

Таблиця 2.24

Біогеохімічні властивості важких металів<sup>616</sup>

Властивості	Cd	Co	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Біохімічна активність	В	В	В	В	В	В	В
Токсичність	В	П	П	В	П	В	П
Канцерогенність	-	В	-	В	В	-	-
Збагачення аерозолів	В	Н	В	В	Н	В	В
Мінеральна форма розповсюдження	В	В	Н	В	Н	В	Н
Органічна форма розповсюдження	В	В	В	В	В	В	В
Рухомість	В	Н	П	В	Н	В	П
Тенденція до біоконценрування	В	В	П	В	В	В	П
Ефективність накопичення	В	П	В	В	П	В	В
Комплексоутворююча спроможність	П	Н	В	П	Н	Н	В
Схильність до гідролізу	П	Н	В	П	П	П	В
Розчинність сполук	В	Н	В	В	Н	В	В

Примітка: В – висока, П – помірна, Н – низька.

Перш за все представляють інтерес ті метали, які найбільш широко й у значних обсягах використовуються у виробничій діяльності і в результаті накопичення їх в природному середовищі становлять серйозну небезпеку з точки зору їх біологічної активності і токсичних властивостей. До них відносять свинець, ртуть, кадмій, цинк, вісмут, кобальт, нікель, мідь, олово, сурму, ванадій, марганець, хром, молібден і миш'як<sup>617 618</sup>.

Важкі метали характеризуються низькою міграційною активністю в ґрунтах, добре депонуються, акумулюються у поверхневому шарі. Як

правило, значна забрудненість ґрунтів спостерігається в межах промислових зон, звалищ побутового сміття, автомобільних доріг. Самоочищення ґрунтів практично не відбувається, або відбувається дуже повільно. Токсичні речовини накопичуються в ґрунті, що призводить до поступових змін хімічного складу ґрунту. Це означає, що забрудненими ділянки залишатимуться протягом десятків років<sup>619 620</sup>.

Розподіл важких металів та елементів–забруднювачів у ґрунтах дуже складний процес, обумовлений цілою низкою чинників, серед яких найважливіша роль належить типам ґрунтів, їх окисно-відновним і кислотно-основним властивостям, вмісту в них органічних речовин, гранулометричному складу, і навіть водно-тепловому режиму і геохімічному фону регіону<sup>621 622</sup>.

Важкі метали накопичуються в ґрунтовій товщі, особливо у верхньому шарі, поволі видаляються при вилюговуванні, споживанні рослинами і ерозійних процесах. Вони зв'язуються алюмосилікатами, несилікатними мінералами, органічними речовинами з допомогою різних реакцій взаємодії.

Частина їх утримується цими компонентами міцно і не приймає участі у міграції по ґрунтовому профілю та становить небезпеку живим організмам ґрунту. Карбонатні горизонти з високими буферними властивостями фіксують до 99% важких металів в шарі 10-20 см. У слабокислих ґрунтах метали можуть мігрувати до глибини 40 см. У малобуферних ґрунтах проникнення екзогенних важких металів може сягати до 60-80 см, але основна їх частка сорбується в шарі 0-10 см (цілина) і 0-20 см (рілля)<sup>623</sup>.

Негативні екологічні наслідки забруднення ґрунтів пов'язані з рухомими сполуками металів і металоїдів. Їх наявність у ґрунті зумовлена концентруванням цих елементів на поверхні твердих фаз ґрунтів з допомогою реакції сорбції – десорбції, осадження-розчинення, іонного обміну, комплексних сполук. Збільшення кислотності ґрунту супроводжується підвищенням розчинності сполук металів, але обмеженням розчинності сполук металоїдів<sup>624</sup>.

Важкі метали діють на ґрунт як прямо, так і опосередковано, шляхом включення у біологічні цикли і в живих організмах відіграють двояку роль. У малих кількостях вони входять до складу біологічно активних речовин, які регулюють нормальний перебіг життєдіяльності організмів і в кількості менше 0,01% є життєво необхідні для рослин як мікродобрива<sup>625</sup>.

Рілля забруднюється такими елементами як ртуть, миш'як, свинець, бор, мідь, олово, вісмут, які поступають у ґрунт у складі отрутохімікатів, біоцидів, стимуляторів росту рослин тощо. Нетрадиційні добрива, виготовлені із різних відходів часто містять великий набір забруднюючих речовин з високими концентраціями. З традиційних мінеральних добрив фосфорні добрива містять найчастіше домішки Sr, F, оскільки вони виробляються із фосфоритів і апатитів, які є сировиною для виготовлення різних видів фосфорних добрив.

Важкі метали відносяться до найнебезпечніших для природного середовища хімічних забруднюючих речовин. Значна частка важких металів, які забруднюють довкілля, потрапляє у ґрунт, який служить потужним їх акумулятором та практично не втрачається згодом.

Серед сполук металів у ґрунті можна виокремити декілька груп, які різняться по міграційній здатності та за рівнем доступності рослинам. Даних лише про валовий вміст металів у ґрунтах з метою оцінки ступеня забруднення ґрунтів недостатньо. Необхідні аналітичні дані про рухомі форми важких металів, оскільки вони характеризують здатність забруднюючих речовин мігрувати в інші середовища.

Важкі метали фіксуються в поверхневому (0-20 см) шарі ґрунту, який є найбільш родючим і визначає врожай та склад сільськогосподарських культур, кормів і продуктів. Інтенсивне забруднення ґрунтів веде до зменшення врожаю, загибелі чи неможливості використовувати продукти та корми через високі токсичні концентрації елементів в рослинах, не дозволяє використовувати територію поблизу джерела забруднення для вирощування сільськогосподарської продукції.

Ґрунти є природними накопичувачами важких металів у навколишньому середовищі і основним джерелом забруднення суміжних середовищ, включаючи вищі рослини. Ґрунт – індикатор багаторічних природних процесів, і його стан це результат тривалого впливу різноманітних джерел забруднення.

У Західній Європі для оцінки забруднення ґрунтів та седіментів доволі часто застосовують геоаккумуляційний індекс, запропонований G. Muller близько 50 років тому<sup>626</sup>:  $I_{geo} = \log_2(C_n/1,5B_n)$ , де  $I_{geo}$  – геоаккумуляційний індекс;  $C_n$  – концентрація елемента у ґрунті, мг/кг;  $B_n$  – геохімічний фон елемента, мг/кг. Існує сім класів індексу геоаккумуляції. Незабрудненими вважають ґрунти класу 0 ( $I_{geo} = 0$ ), помірно забруднені від 1 до 2, сильно від 3 до 4 та надзвичайно сильно понад 5.

Найбільш інформативним і стабільним компонентом ландшафту вважаються ґрунти, структура яких справляє відчутний вплив на суміжні компоненти. Серед трьох структурних елементів біосфери (атмосфери, гідросфери, літосфери) центральною ланкою є ґрунти, які відіграють визначальну роль у їх формуванні і суттєво впливають на перерозподіл речовини і енергії в інших компонентах природного середовища. Контроль процесів деградації і відтворення ґрунтів повинен здійснюватися під час ведення комплексного моніторингу як системи спостережень за екологічним станом ґрунтів з метою їх раціонального використання та охорони. На сьогодні потрібно створювати систему ґрунтово-екологічного моніторингу, адаптовану до умов комплексного антропогенного впливу на ґрунти<sup>627</sup>.

Надійна діагностика та оцінка екологічного стану ґрунтів буде тільки за доступності до якомога повнішої інформації про зміни структури ґрунтового покриву, трансформації земельних угідь, зміни еколого-біогеохімічних характеристик<sup>628</sup>.

На цей час природоохоронні заходи з регулювання й обмеження надходження у природне середовище екологічно небезпечних речовин і сполук, як правило, засновано на співставленні фактичних значень їх вмісту з встановленими величинами ГДК цих речовин для відповідного компонента природного середовища. Але при цьому використання лише інформації щодо перевищення ГДК окремих хімічних речовин недостатньо для оцінки екологічного стану території, оскільки не враховується вплив сукупної дії полікомпонентних хімічних сполук на біотичну складову екосистем. Це пов'язано з тим, що ГДК передбачає нормування ізольованого впливу хімічних речовин на відповідні тест-організми, які використовуються під час встановлення ГДК, в той час як у реальних умовах вплив чинять складні суміші речовин, унаслідок чого може проявлятися комбінований ефект впливу – адитивність, синергізм, антагонізм<sup>629</sup>.

На думку вчених Інституту мікробіології та вірусології НАН України, біоіндикацію ґрунтів, що зазнають забруднення важкими металами, слід проводити на різних рівнях структурної організації, а саме: доклітинному (ферментна активність), клітинному, популяційному та ценотичному<sup>630</sup>.

Для пришвидшення діагностування забруднення за методом біоіндикації пропонується використовувати види, що мають високу інтенсивність розмноження, наприклад, ряску малу (*Lemna minor* L.), а в якості критеріїв обирати кількість хлоропластів у епістрोфному положенні та кількість загиблих клітин<sup>631</sup>.

Поряд з цим, завдяки високій буферності чорноземів та толерантності вищих рослин до окремих важких металів невисокі рівні забруднення можуть навіть стимулювати проростання та ріст паростків, наприклад пшениці озимої на чорноземі звичайному за 1 ГДК Cu, Zn, Cd, Hg, Pb<sup>632</sup>.

Аналогічний ефект може спостерігатися і за ферментативної індикації забруднення внаслідок поглинання важких металів компонентами агротехногеохімічного фону, наявності у складі забруднення частки легкодоступних органічних та мінеральних речовин, оптимізації рН та газового режиму ґрунту тощо<sup>633</sup>.

Встановлено, що вплив багатьох забруднюючих речовин, у т.ч. й важких металів, на живі організми ґрунту проявляється до певної межі у стимуляції як тест-функцій, так і продуктивності цілих екосистем, та тільки за подальшого підвищення дози починається пригнічення<sup>634</sup>. Висока мозаїчність ґрунтового покриву міст слугує запорукою збереження багатьох видів ґрунтових бактерій та грибів, тобто підтримання біорізноманіття<sup>635</sup>. Поряд з цим, унаслідок техногенного забруднення ґрунті біогеоценози зазнають істотних змін, а їхнє біорізноманіття зменшується.

Відзначається, що на початкових стадіях забруднення чорноземних ґрунтів важкими металами критеріями відгуку мікробної системи є такі біологічні показники, як активність симбіотичної діяльності, виділення двоокису вуглецю, целюлозолітична та нітрифікаційна активність, кількість нітрифікаторів, актиноміцетів та грибів<sup>636</sup>.

Разом з тим показники біотестування, визначені за різними тест-системами, ніколи не збігаються повністю, що пов'язано із їхньою неоднаковою чутливістю до кожної забруднюючої речовини<sup>637</sup>. У зв'язку з неоднаковою реакцією кореневої системи, надземної частини та насіння на підвищені концентрації важких металів доцільним є не замінити хімічні аналізи біотестуванням, а використовувати обидва методи в комплексі<sup>638</sup>.

Питання негативного впливу надлишку важких металів на ґрунтові мікробоценози та їх функціонування – найбільш вивчений напрям досліджень<sup>639 640 641</sup>.

Важкі метали подавляють процеси мінералізації і синтезу різних речовин у ґрунті. Вченими встановлено зменшення чисельності прокариотних мікроорганізмів, олігонітрофільних і амоніфікуючих бактерій, актиноміцетів, стійкими до впливу важких металів целюлозолітичні бактерії і мікроскопічні гриби.

Важкі метали, будучи антагоністами низки елементів харчування, обмежують їх поступання у рослини. Так, розчинний кадмій знижує доступність рослинам фосфору, кальцію, магнію, заліза, цинку; свинець обмежує надходження фосфору, кальцію, заліза, міді, цинку. Важкі метали порушують нормальний перебіг біохімічних процесів, впливають на синтез і функції багатьох активних сполук: ферментів, вітамінів, пігментів. При високих концентраціях важких металів (кадмій, свинець, цинк, мідь) відбувається зменшення кількості хлорофілу, внаслідок подавлення синтезу магній-порфірина. Під впливом важких металів знижується вміст фосфору, калію, магнію в рослинах.

Визначення ступеня забруднення важкими металами досить складне завдання. У ґрунтах важкі метали є у формі різноманітних сполук, які можуть трансформуватися і переходити з одних форм до інших. При здійсненні моніторингу визначають валовий вміст важких металів, доступні (кислоторозчинні) форми сполук, що характеризує потенційний запас елемента в ґрунті та лабільні (рухомі) форми важких металів, що переходять у буферний розчин (актуальний запас елемента).

Визначення важких металів насамперед проводять у ґрунтах, розміщених у зонах екологічного лиха, на сільськогосподарських угіддях, що прилягають до об'єктів – забруднювачів ґрунтів важкими металами, і полях (ділянках), виділених для вирощування екологічно чистою продукції.

Ступінь забруднення ґрунтів важкими металами виявляють шляхом перевірки гранично-допустимої концентрацією (ГДК чи ОДК) відповідного елемента у ґрунті або його фонового вмісту<sup>642</sup>.

Контроль за забрудненням ґрунтів важкими металами, в основному, здійснюється за 3 елементами першого класу токсичності (свинець, кадмій, цинк) і 4 металами другого класу токсичності (нікель, хром, кобальт, мідь).

В останні десятиліття людина стала причиною швидкої деградації ґрунтів, хоча втрати ґрунтів мали місце впродовж всієї людської історії.

Традиційні аналітичні методи спостереження за станом ґрунтового покриву міст в зв'язку з об'єктивними та суб'єктивними причинами сьогодення стали практично неможливими. Так як в урбоекосистемах діють різноманітні негативні процеси, які мало досліджені, то біологічну індикацію стали широко використовувати для оцінки забруднення ґрунтів.

Найбільш швидко реакцію при антропогенному впливі на ґрунти проявляють живі організми, які використовують у моніторингу як біологічні індикатори. Важливим є не тільки швидкість відповідних змін, але і те, що вони реагують на весь комплекс забруднень, це робить інформацію більш представницькою<sup>643</sup>.

За допомогою методів біоіндикації вимірюється сумарний ефект зовнішнього впливу, можна вивчати вплив забруднення на рослини і тварини у просторі і часі та застосовувати профілактичні засоби.

Користуючись інструментальними методами дослідження, можна визначити характеристики повітря, води і ґрунту, але лише на момент відбору проб. Тому, відстежуючи процеси їх накопичення (або відсутності), можна оцінити рівень забруднення середовища.

Виокремлюють статичні і динамічні індикаційні ознаки. Наприклад, присутність певного індикатора, його форма – це статичні ознаки, а швидкість росту або інші зміни, що відбуваються в часі, належать до динамічних. Рослинність може бути використана не лише як індикатор окремих факторів середовища, а також як показник сумарних умов: типів ґрунту чи клімату, гірських порід, сільськогосподарських угідь.

Біоіндикаторами можуть бути не лише ті рослини, які помітно реагують на аномалії. Зовнішні подразники впливають на кислотність середовища, щільність коріння тощо.

Значення індикатора в екологічних дослідженнях визначають дві величини: екологічна спряженість індикатора (V) і зустріч індикатора на обсязі індикації (F). Загальну значущість індикатора можна виразити у вигляді індексу V/F (у відсотках).

Біоіндикація має певні переваги як метод отримання безпосередньої інформації про зміни стану біоти в умовах забруднення, але він повинен поєднуватись з хімічними й геофізичними дослідженнями для отримання не лише якісних, а й кількісних відомостей<sup>644</sup>.

Одним з найбільш чутливих методів діагностики можливих негативних процесів в ґрунтах, є рівень ферментативної активності. Багаторічними дослідженнями показана висока ефективність застосування ферментативної активності ґрунтів в якості діагностичного показника<sup>645 646 647 648</sup>.

У зв'язку з потребою проведення комплексного моніторингу, використання індикаційних можливостей біологічних об'єктів набуває все більшого значення.

Біологічний моніторинг – важлива та невід'ємна частина екологічного моніторингу. З однієї сторони біологічний моніторинг оцінює стан біоти екосистем різного рівня, з другої сторони деякі зміни в навколишньому



середовищі неможливо оцінити по іншому, як з допомогою високочутливих організмів. Застосування біологічних об'єктів моніторингу дозволяє робити комплексний аналіз і давати комплексні оцінки змін в навколишньому середовищі, що неможливо при хімічному або геофізичному моніторингу навколишнього середовища.

Біоіндикація стану ґрунтів є головним методом біологічного моніторингу і має ряд переваг перед інструментальними методами дослідження, а саме: – висока чутливість до надслабких антропогенних змін в ґрунтах, які не фіксуються хімічними та фізико-хімічними методами дослідження; – швидкість виявлення антропогенних змін в ґрунтах; – оцінка рівня забруднення обмеженим числом характеристик; – універсальність при вирішенні поставлених завдань; – виявлення і характеристика ретроспективних, разових і прогнозованих впливів; – малозатратність досліджень.

В основі принципу біологічної діагностики ґрунту лежить уявлення про те, що ґрунт (як середовище існування) становить єдину систему, в якій мешкають популяції різних організмів. Дослідження з вивчення індикаторів ґрунтового біорізноманіття проводились українськими та європейськими вченими, зокрема таких держав, як Франція, Німеччина, Нідерланди. Визначено понад 90 можливих індикаторів біорізноманіття ґрунту, які умовно розподілені на групи відповідно до основних розділів класичної екології ґрунту: біологічного різноманіття (чисельності) та біологічних функцій ґрунту. До індикаторів біологічного різноманіття ґрунту відносять представників макрофауни, мезофауни, мікрофауни, мікрофлори та рослини. До індикаторів біологічних функцій ґрунту належить: біологічна активність ґрунту, токсичність ґрунту, активність ґрунтової фауни, ферментативна активність ґрунту<sup>649</sup>.

Мікрофауна включає в себе багатоклітинні мікроскопічні тварини (коловоротки, нематоди) і в силу своїх малих розмірів не впливають активно на фізичні властивості ґрунту.

Мезофауна об'єднує значну та багаточисельну частину ґрунтового різноманіття. В основному до мезофауни відносять дрібних комах, окремих багатоніжок, мокриць, павуків, енхітреїд.

Макрофауна відіграє основну роль у функціонуванні ґрунту, включаючи мікробну активність, кругообіг поживних речовин, складання ґрунту, формування гумусу та органічної речовини (табл. 2.25). Так, за рахунок дощових черв'яків у ґрунтах проходить: – перемішування ґрунту, відповідно зменшення небезпеки виникнення захворювань та поглиблення розміщення органічної речовини; – поліпшення інфільтрації води та сприянням росту коренів внаслідок формування каналів у ґрунті, викладених поживними речовинами; – продукування агрегатів, багатих азотом, фосфором та калієм, а також іншими мікроелементами; – поліпшення стабільності ґрунту, пористості та вологоутримуючої здатності за рахунок створення ходів та

«склеювання» частинок ґрунту; – подрібнення рослинних залишків, стимулювання розпаду біомаси та вивільнення поживних речовин.

В даний час в Європі та Америці загальноприйнятою є практика дослідження токсичності забрудненого ґрунту на популяціях дощових черв'яків. Забруднюючі речовини із ґрунту попадають в організм черв'яка двома шляхами: – через епітелій шляхом пасивної дифузії забруднюючих речовин із ґрунтового розчину. Процес проходить під дією різниці концентрації забруднюючих речовин між водою ґрунтових пор і тканин черв'яка та є прямо пропорціональним між забрудненням ґрунту і кумуляцією черв'яками; – через кишечник шляхом проходження ґрунтових частинок шлунково– кишковим трактом черв'яка.

Таблиця 2.25

Групування ґрунтів за вмістом рухомих форм елементів-забруднювачів, що вилучаються ацетатно-амонійним буферним розчином (рН 4,8)<sup>650</sup>

Елемент	Фон: 0	Номер групи і відповідний їй рівень забруднення					
		1 - слабкий	2 - помірний	3 - середній	4 - підвище ний	5 - високий	6 - дуже високий
Марганець	< 50	50-99	100-149	150-199	200-249	250-299	300
Хром < 10	< 10	10-19	20-29	30-39	40-49	50-59	60
Ванадій	< 10	10 - 19	20-29	30-39	40-49	50-59	60
Цинк	< 5	5-9	10-14	15-19	20-24	25-29	30
Нікель	< 2	2-3	4-5	6-7	8-9	10-11	12
Мідь	< 1	1-1,9	2-2,9	3-3,9	4-4,9	5-5,9	6,0
Свинець	<0,8	0,8-1,4	1,5-2,2	2,3-3,1	3,2-3,9	4-4,9	5,0
Кобальт	<0,5	0,5-0,9	1-1,4	1,5-1,9	2,0-2,4	2,5-2,9	3,0
Молібден	<0,3	0,3-0,4	0,5-0,9	1-1,4	1,5-1,9	2-2,4	2,5
Кадмій	<0,1	0,1	0,2	0,5	1,0	1,5	2,0

*Молібден1 – визначається в оксалатній витяжці по Грігу.*

Найбільш розповсюджені представники макрофауни – гризуни, комахоїдні, комахи, двопарноногі, кліщі, молюски, багатоніжки, павуки та кільчасті черви<sup>651 652</sup>. Проте, порівнюючи діяльність двох представників ґрунтових безхребетних – дощових черв'яків і мокриць встановлено, що їхній вплив на ґрунт істотно відрізняються один від одного, а саме: дощові черв'яки значно активніші в гумідних і вологих ґрунтах, а мокриці найбільш ефективними виявилися в ґрунтах з аридними екологічними умовами. Використання цих даних в комплексі з іншими важливими показниками,

необхідними для диференційованої оцінки їх участі в ґрунтоутворюючому процесі.

Мікрофлора відіграє критичну роль серед ґрунтових функцій: вона підтримує біогеохімічний цикл і ріст рослин.

Загалом характер перерозподілу поліютантів у профілі ґрунтів впливає комплекс ґрунтових чинників: гранулометричний склад ґрунтів, реакція середовища, вміст органічної речовини, катіонообмінна здатність, наявність геохімічних бар'єрів, дренаж<sup>653 654</sup>.

Інтенсивність водної міграції елементів значною мірою залежить від рН ґрунтового розчину. ТМ краще розчиняються і мігрують у кислому середовищі, і при зрушенні рН в лужну сторону відбувається зниження їх розчинності, яке характеризується величиною рН початку осадження (для  $\text{Cu}(\text{OH})_2$  рН=5,4;  $\text{Zn}(\text{OH})_2$  рН=5, 2; для  $\text{Pb}(\text{OH})_2=6,0$ ). Це пояснюється тим, що в кислому ґрунті спостерігається підвищений вміст  $\text{H}^+$ , що сприяє переведенню нерозчинних сполук металів у розчинні форми

Вміст органічного вуглецю є ще одним важливим показником в акумуляції металів, так як насамперед характеризує вміст гумусових кислот, які утворюють з металами комплексні сполуки, сприяючи їхньому закріпленню в ґрунті.

Зміст фізичної глини безпосередньо впливає вміст металів, оскільки глинисті компоненти ґрунту мають хорошу здатність до адсорбції металів своєї поверхні. Однак процес адсорбції є комплексним, і тут істотну роль відіграють значення рН та Eh ґрунтового розчину, згідно з правилом П.А., Ребіндера речовини адсорбуються тим краще, ніж нижче їх розчинність. Відповідно, чим ближчі умови ґрунтового розчину до рН початку осадження, тим вище буде адсорбційна здатність<sup>655</sup>. На здатність іонів адсорбуватися ґрунтом істотно впливають властивості самих іонів, найбільш показові з яких – іонний потенціал ( $\mu\text{Cu}^{2+}= 2,5$ ;  $\mu\text{Zn}^{2+}= 2,41$ ;  $\mu\text{Pb}^{4+}= 5,26$ ;  $\mu\text{Pb}^{2+}= 1,59$ ) та радіуси іонів ( $r\text{Cu}^{2+}= 0,8$ ;  $r\text{Zn}^{2+}= 0,83$ ;  $r\text{Pb}^{4+}= 0,76$ ;  $r\text{Pb}^{2+}= 1,26$ ), таким чином, кращу здатність до адсорбування з розчинів виявляють полівалентні іони, а серед іонів однакової валентності мають великий радіус та іонний потенціал<sup>656 657</sup>.

Катіонообмінна здатність (ЕКО) ґрунтів залежить від мінералогічного складу мулистій фракції, а також від кількості органічної речовини. Чим вище ЕКО (здатність глинистих мінералів стехіометрично пов'язувати катіони металів, обмінюючи їх на інші катіони), тим більше ВМ утримує ґрунт і тим менше їх надходить у рослини та живі організми. Надлишок вологи, навпаки, сприяє переходу металів у розчинні форми та підвищує їх доступність рослинам<sup>658</sup>.

Якщо створити анаеробні умови, активність мікроорганізмів збільшиться, тим самим підвищиться доступність ВМ рослинам. Тому дренажні системи, що регулюють водний режим, сприяють переважання окислених форм металів і цим знижують їх міграційну здатність<sup>659</sup>.

Функціонування ґрунтового-рослинного комплексу передбачає різні форми міграції, реалізовані як у межах внутрішніх (всередині ґрунтового-рослинного комплексу), і зовнішніх потоків. Міграція є результатом декількох одночасно протікають процесів: дифузії та масопереносу, біологічного круговороту, рідкого та твердого стоку. Для ВМ характерні водна та повітряна міграції. Інтенсивність хімічних, фізичних та фізико-хімічних процесів міграції ВМ у ґрунті пов'язана функціональними залежностями з процесами сорбції-десорбції та різними формами ВМ. Таким чином, метали, що надходять у ґрунт або перебувають у ньому, піддаються різним перетворенням. На ділянках із техногенними джерелами забруднення середовища ВМ одночасно виявляються всі три типи процесів. Міські ґрунти часто схильні до тривалого, але малоінтенсивного впливу великої кількості малопотужних джерел забруднення, що сприяє більш міцному закріпленню ними ВМ техногенного походження<sup>660</sup>.

Більшість авторів<sup>661 662 663 664 665</sup> за механізмом взаємодії металу з ґрунтовими компонентами та за способами вилучення ВМ зі складу ґрунтових компонентів виділяють дві групи сполук ВМ у ґрунтах: неміцно та міцно пов'язані з ґрунтовими компонентами.

Під групою розуміється сукупність сполук металів, подібних за міцністю зв'язку з ґрунтовими компонентами, і тому що мають близьку міграційну здатність і біологічної доступністю.

1. Група неміцно зв'язаних сполук включає ВМ, що знаходяться в обмінному та специфічно сорбованому стані на поверхні ґрунтових частинок. Ця група сполук є найважливішою з екологічної погляду, оскільки вони надходять у рослини і мігрують у суміжні середовища.

2. Група міцно зв'язаних сполук: включає ВМ, міцно закріплені в структурах первинних (приклад, франклініт  $ZnFe_2O_4$ ) і вторинних мінералів силікатної та несилікатної природи ( $Cu_2SiO_4$ , віллеміт  $Zn_2SiO_4$ ), а також що знаходяться у складі органічних і складових.

Характеристика даних груп та умов їх формування наведено у таблиці 2.26-2.27.

Усередині кожної групи металів також спостерігається неоднорідність за міцністю зв'язку і, отже, вони можуть бути фракціоновані за цим показником. Фракцією називається частина групи, відрізняється від інших частин тієї ж групи формою зв'язку з тим чи іншим ґрунтовим компонентом. Набір фракцій, що виділяються з ґрунту, може бути різним, він визначається цілями досліджень, особливостями досліджуваних ґрунтів (рис. 2.45-2.48, табл. 2.28).

З'єднання ТМ з органічною речовиною ґрунту

1. Хелатні комплекси. При утворенні хелатів дві або більше донорних груп однієї молекули ліганду взаємодіють з центральним іоном, утворюються кільцеві структури, наприклад, комплекс гліцину з цинком.

Таблиця 2.26

З'єднання ВМ міцно пов'язані з ґрунтовими компонентами<sup>666 667</sup>

Група металів	ВМ, міцно пов'язані з мінеральними та органічними компонентами					
З яким компонентом ґрунту пов'язаний?	З мінеральними компонентами				З органічними компонентами	
Виділена фракція	Залишкова			З оксидами та гідроксидами Fe, Mn, Al	З органічною речовиною	
Речовий склад фракції	Силікатні мінерали	Важкорозчинні солі		Несилікатні окристалізовані мінерали	Специфічні органічні сполуки	
Форма ВМ у фракції	ВМ, що входить до кристалічних решітку первинних і вторинних мінералів	Хемосорбовані та оклюдовані сполуки	Осад важкорозчинних солей	Оклюдовані з'єднання	Хелатні сполуки	Хемосорбційні комплекси
Процес	Изоморфное замещение, окклюзия	Хемосорбция, окклюзия	Осадкообразование	Окклюзия	Специфическая сорбция	Комплексообразование
Вид зв'язку	Донорно-акцепторна, воднева, іонна, ковалентна	Іонна		Відсутність хімічного зв'язку	Донорно-акцепторна, координаційна, воднева	

Таблиця 2.27

З'єднання ТМ неміцно пов'язані з ґрунтовими компонентами<sup>668 669</sup>

Група металів	ВМ, міцно пов'язані з мінеральними та органічними компонентами		
З яким компонентом ґрунту пов'язаний?	З мінеральними компонентами		З органічними компонентами
Виділена фракція	Специфічно сорбовані	Обмінні	Комплексні
Речовий склад фракції	На карбонатах на аморфних оксидах та гідроксидах Fe, Mn, Al	Іонообмінні високодисперсні органічні, мінеральні та органомінеральні компоненти ґрунту	Специфічно та неспецифічно сорбовані органічні сполуки
Форма ВМ у фракції	Поверхневі координаційні з'єднання	Поверхневі неспецифічно сорбовані сполуки (обмінні)	Поверхневий комплекс з'єднання
Процес	Специфічна сорбція	Неспецифічна сорбція (іонний обмін)	Специфічна сорбція
Вид зв'язку	Донорно-акцепторна, воднева	Іон-іонна, іон-дипольна	Донорно-акцепторна, координаційна, воднева

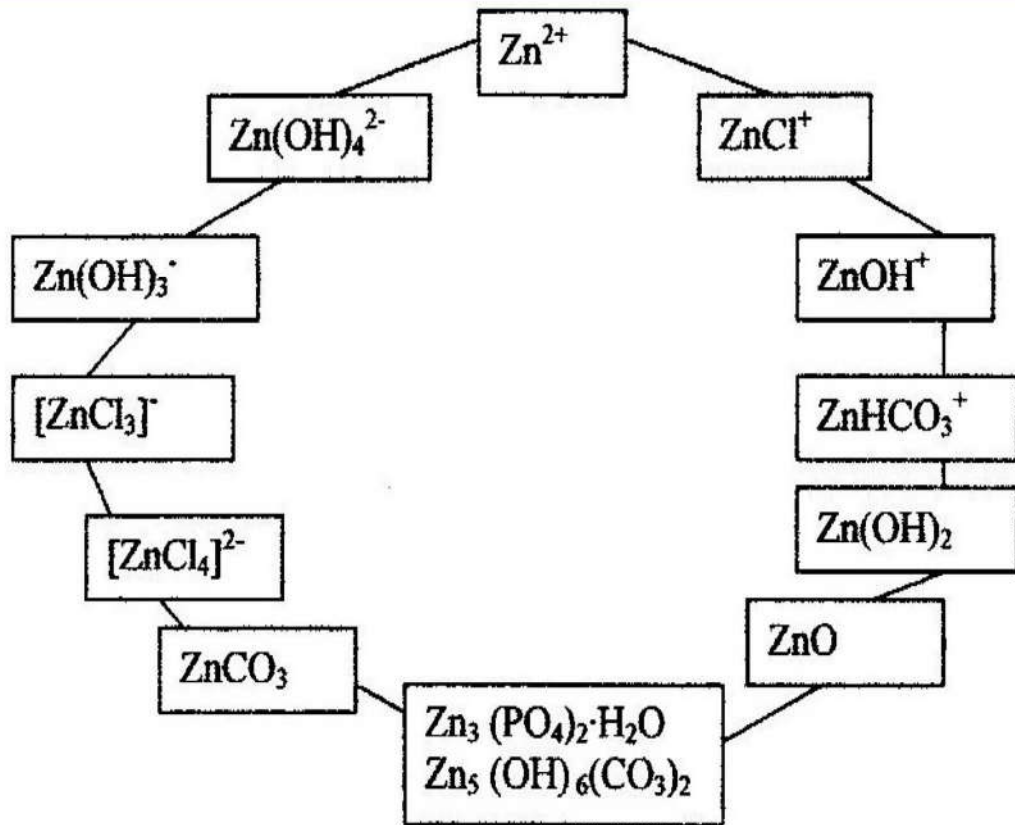
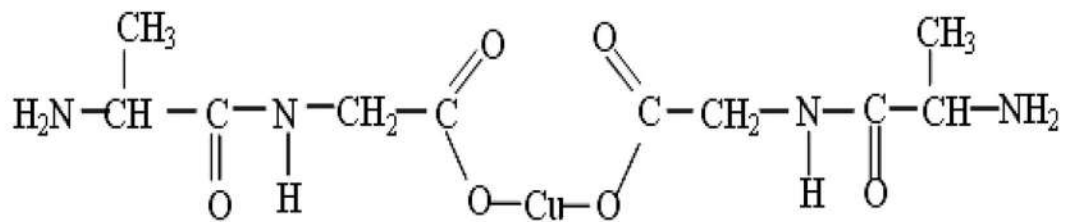
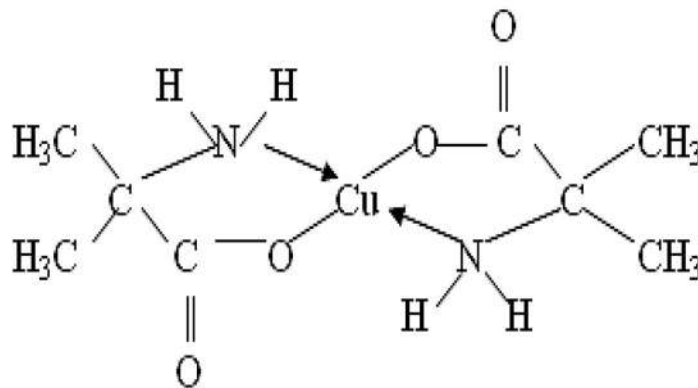


Рисунок 2.45 – Рухливі форми цинку у поверхневих середовищах<sup>670</sup>



аланилглицинат меди (II)



бис(2-метилаланин)меди (II)

Рисунок 2.46 – Хімічні форми міді у ґрунтах та рослинах<sup>671</sup>

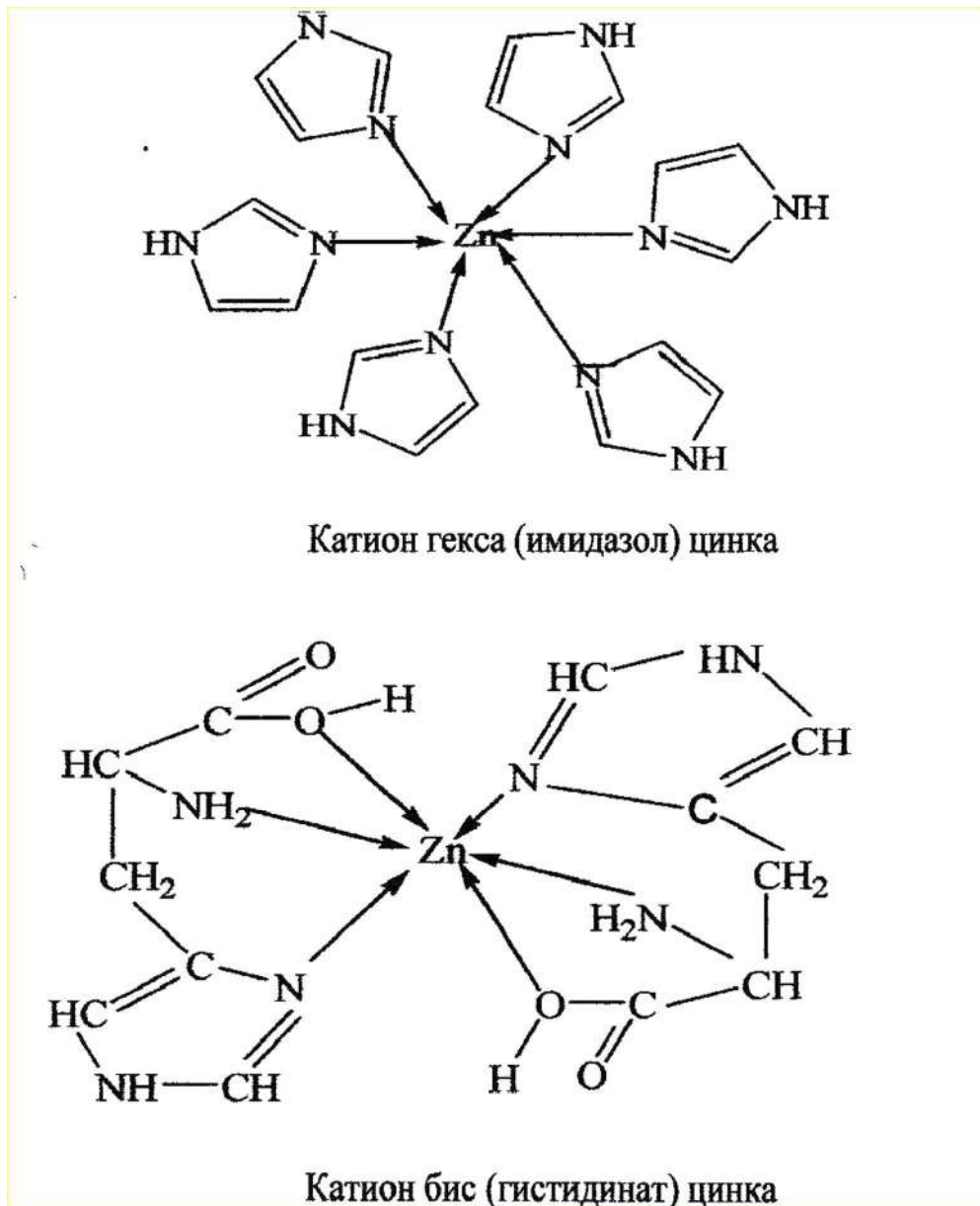


Рисунок 2.47 – Хімічні форми цинку у ґрунтах та рослинах<sup>672</sup>

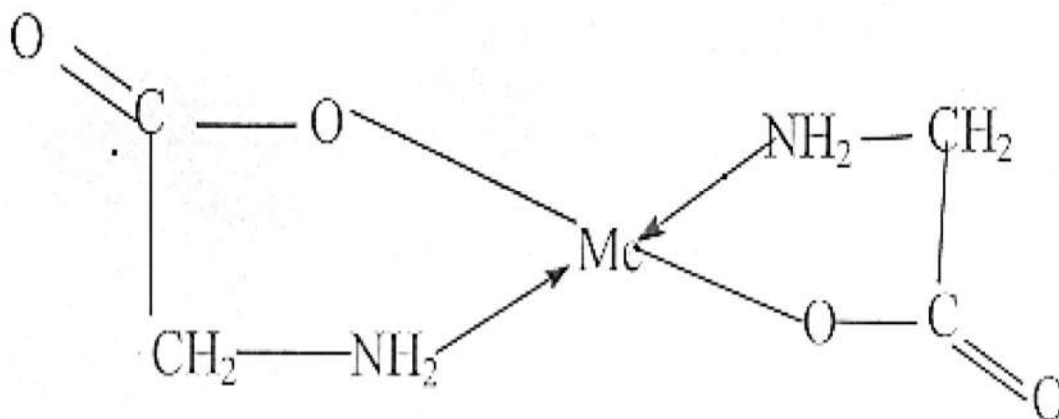
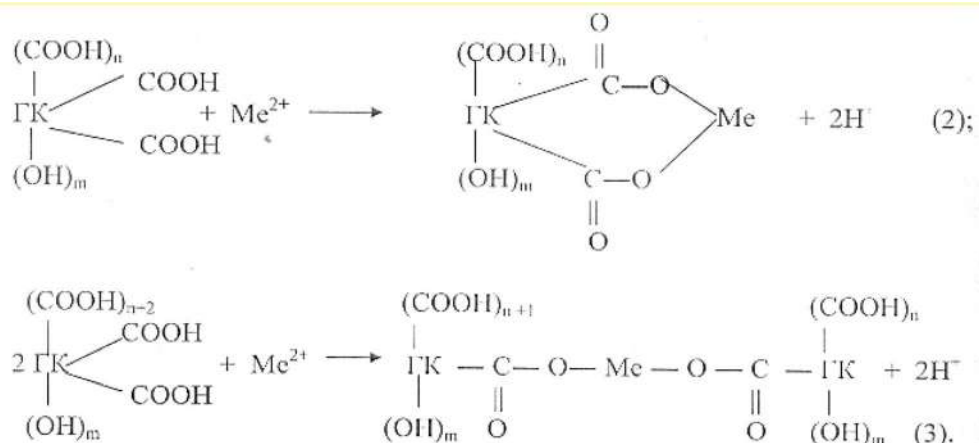


Рисунок 2.48 – Хелатні комплекси важких металів у ґрунті<sup>673</sup>

Форми сполук цинку та міді<sup>674</sup>

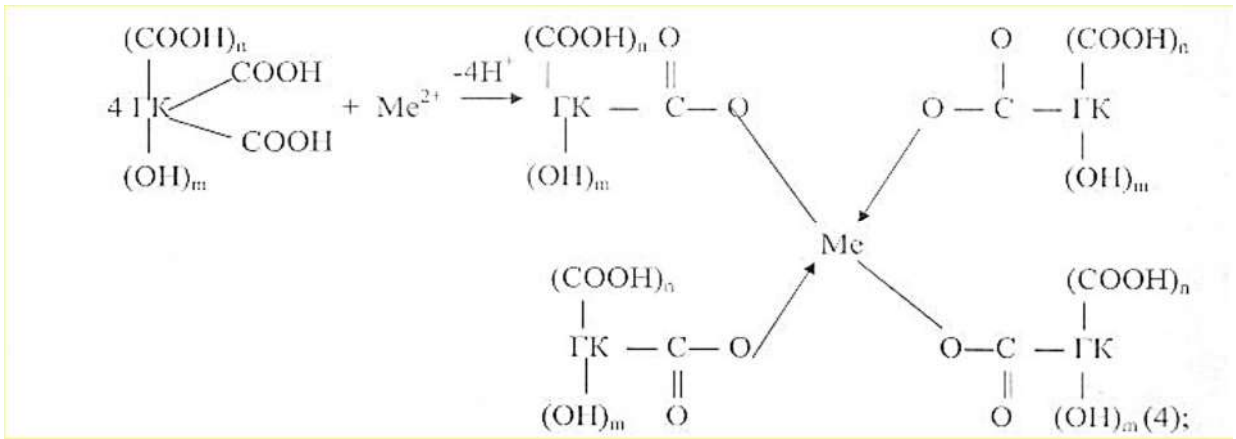
Група	Форми сполук цинку	Приклад
Неміцно пов'язані з'єднання	Водорозчинні сполуки	Катіони металів та іонні асоціати, нейтральні молекули: $ZnOH^+$ , $ZnCl^+$ , $ZnHCO_3^+$ , $Zn(OH)_2$ , $[ZnCl_3]^-$ , $Zn(OH)_3^-$ , $[ZnCl_4]^{2-}$ , $ZnO$ , $Zn(OH)_4^{2-}$ , $ZnCO_3$ , $ZnHCO_3^+$ , $ZnH_2PO_4$ , $Zn(OH)_2CO_3$ , $Zn(H_2PO_4)_2^{2-}$ , $CuCl_2$ , $Cu(NO_3)_2$ , $[Cu(OH)_2CO_3]^{2-}$ , $[CuOH]^+$ , $[CuHCO_3]^+$ , $[CuCu]^{2-}$ , $PbCl_2$ , $PbOH^+$ , $PbCO_3$ і ін.
	Обмінні з'єднання	
	Специфічно сорбовані на поверхні твердих фаз (карбонатах та оксидах Fe, Mn)	
Міцно зв'язані з'єднання	Важкорозчинні сполуки	Філосилікати, карбонати, сульфіді, фосфати, гідратовані оксиди металів: $ZnS$ , $ZnCO_3$ ; $Zn_3(PO_4)_2$ ; $Zn_2SiO_3$ , $ZnO$ , $Zn(OH)_2$ , $(ZnOH)_2CO_3$ ; вилемійп <sup>^</sup> і <sub>4</sub> , $Zn_5(OH)_6(CO_3)_2$ , $CuS$ , $CuCO_3$ ; $Cu_3(PO_4)_2$ ; $Cu_2SiO_3$ , $CuO$ , $Cu_2O$ ; $Cu(OH)_2$ ; $(CuOH)_2CO_3$ ; $Cu_2SiO_4$ ; $Cu(HPO_4)$ , $Pb_3(PO_4)_2$ , $Pb_5(PO_4)_3Cl$ і ін.
	Сполуки, міцно пов'язані силікатами (успадковуються від материнської породи)	
	З'єднання, пов'язані з органічною речовиною	Гумати та фульвати цинку та міді та комплексно-гетерополярні солі, хелатні сполуки, складні комплексні металорганічні сполуки
	З'єднання, пов'язані з мінералами заліза та марганцю, алюмінію	Франклініт $ZnFe_2O_4$ ; цинк-гідроталькіт $Zn_3Al(OH)_8(CO_3)_{0,5}$ ; кароліт $Si_4(Zn_3)O_w(OH)_2$ , $Pb[Fe_3(SO_4)_2(OH)_6]_2$

Органомінеральні сполуки: – прості гетерополярні солі (фульвати, гумати ВМ), які розчиняються і можуть мігрувати в межах ґрунтового профілю:

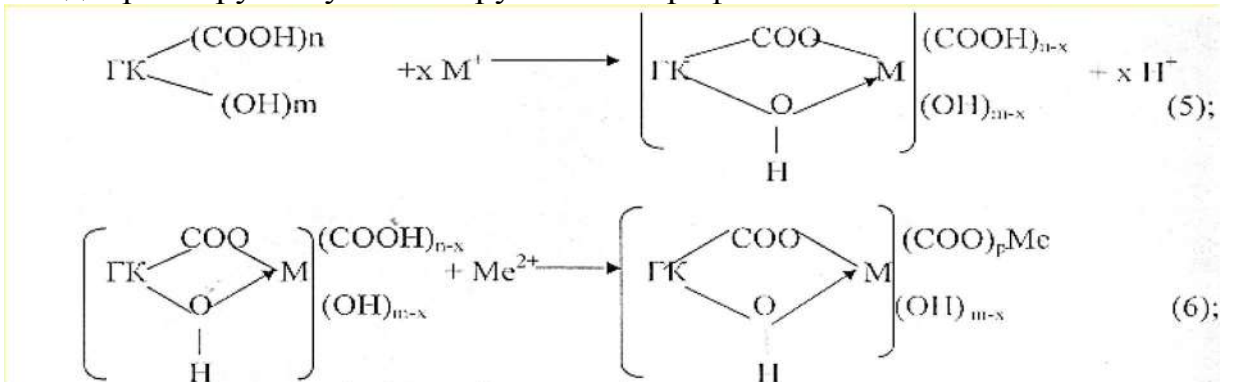


- комплексно-гетерополярні солі утворюються, коли ВМ входить до складу аніонної частини молекули та утворює хелати, реагуючи одночасно з двома групами гумусових кислот. Комплексно-гетерополярні солі не здатні до участі у реакціях іонного обміну.



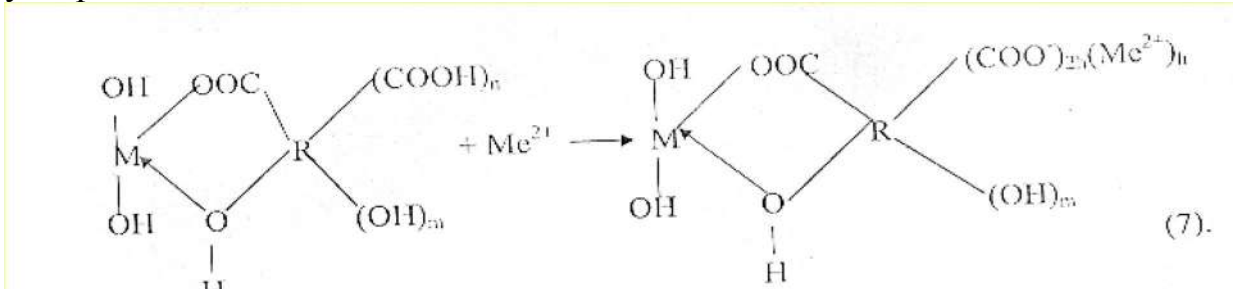


Складні комплексні металоорганічні сполуки, які неміцно пов'язані і добре мігрують у межах ґрунтового профілю.



де  $\text{M} - \text{Fe}(\text{OH})^{2+}, \text{Fe}(\text{OH})^{2+}, \text{Al}(\text{OH})^{2+}, \text{Al}(\text{OH})^{2+}$ , GK - фрагмент гумінових кислот.

Взаємодія ВМ із сполуками заліза, марганцю та алюмінію відбувається шляхом заміщення водню в карбоксильній, гідроксильній групах з утворенням солей.



де  $\text{M} - \text{Fe}^{3+}, \text{Al}^{3+}$ , R - фрагмент гумінових або фульвокислот.

На вміст неміцно пов'язаних сполук впливають такі фактори: адсорбційно-десорбційна рівновага, іонний обмін та поверхневе комплексоутворення. Вони характеризуються високою швидкістю перебігу реакцій та низькою енергією активації. Чинники, що впливають перебіг реакцій взаємодії ТМ з ґрунтовими компонентами різні.

Провідним фактором для реакцій сорбції або десорбції є розмір поверхні частинок та її якість (спорідненість до елемента), для іонних реакцій обміну – обмінні центри (теж якість поверхні), освіти поверхневих комплексів – присутність комплексообразователів. Екстрагенти повинні бути здатні до цих реакцій; та забезпечити перехід у розчин відповідних сполук металів (рис. 2.49).

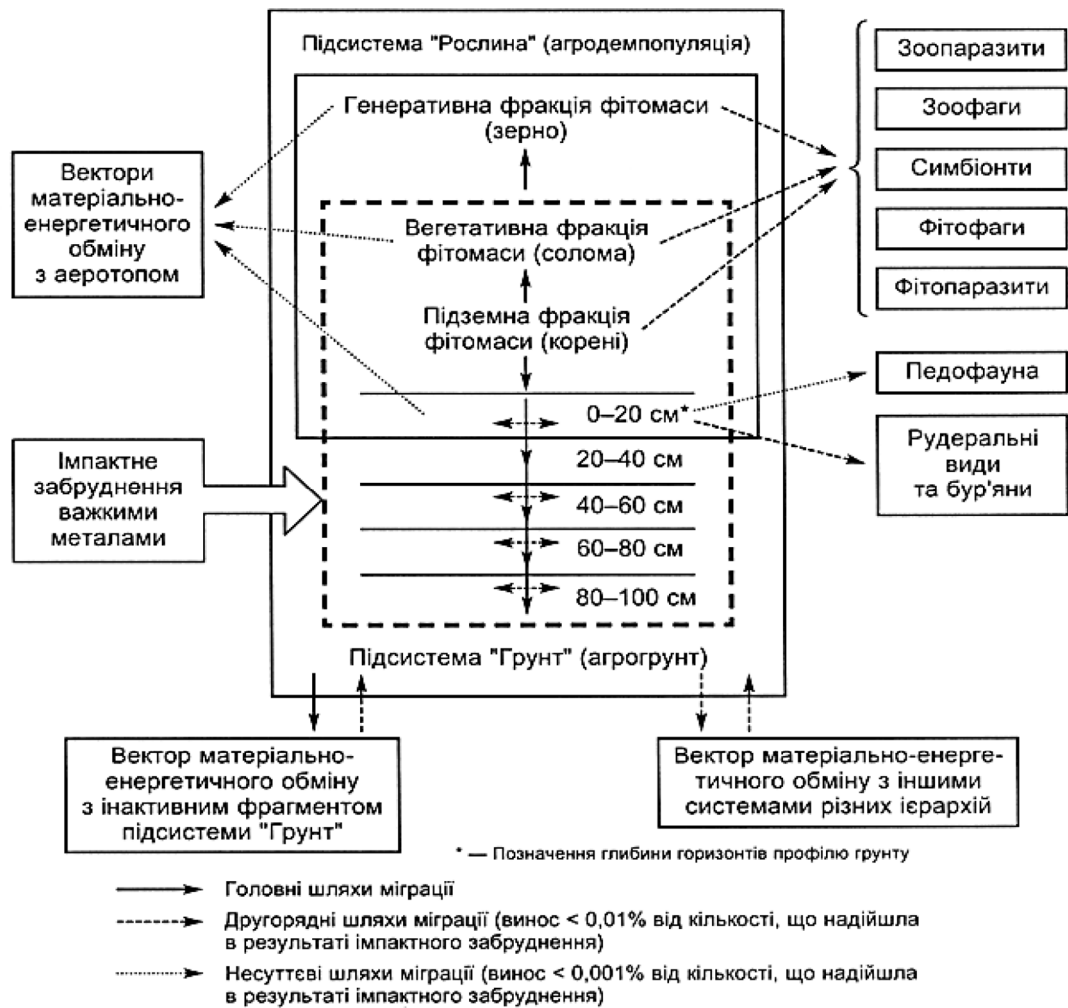


Рисунок 2.49 – Блок-схема шляхів міграції Cd у системі «грунт-рослина» при ім пактном у забрудненні верхнього шару (0-20 см ) ґрунту (польові умови)<sup>675</sup>. Примітки: 1) Блок-схема реалізується за умовний період спостережень "від посіву до посіву"; 2) На консортивному рівні Cd беруть участь I, II, III концентри: тварини – фітофаги (трофічні зв'язки), паразитні рослини, тварини-ендобіонти, симбіонти (трофічні та топічні зв'язки), сапротрофи (організми, що використовують відмерлі органи чи особини), енкрісотрофи (організми, що використовують прижиттєві виділення рослин)<sup>676</sup>; 3) Інактивний фрагмент підсистеми «Ґрунт» представлений генетичними горизонтами, розташованими нижче 100 см

Основними факторами, що контролюють вміст міцно пов'язаних сполук, є хемосорбційна, десорбційна рівновага, оклюзія, ізоморфне заміщення, а в забруднених карбонатних ґрунтах також осадження або розчинення солей, що важко розчиняються. Дані процеси, на відміну раніше розглянутих реакцій для неміцно пов'язаних сполук, вимагають великої кількості енергії, і вивільнення металу зі складу цих сполук протікає з дуже малою швидкістю. Провідним чинником утворенні опадів лежить на поверхні твердих частинок чи вигляді окремих фаз є рівень рН і концентрація іонів, які у реакцію, інших процесів – розмір і якість поверхні частинок і внутрішньоструктурної організації мінералів<sup>677</sup>.

За співвідношенням неміцно пов'язаної (НС) та міцно пов'язаної груп (ПС) сполук можна характеризувати рухливість металу у ґрунті та виразити її у вигляді показника рухливості Кр, рівняння<sup>678</sup>:

$Kp = \frac{HC}{PC}$  Двозарядні катіони розглядаються як основні та найбільш рухливі форми металів, але у ґрунтах зустрічаються й інші форми, наприклад аніонні, або нейтральні молекули.

Рухливі сполуки хімічних елементів – найважливіша група хімічних речовин, у ґрунті. Вони зумовлюють можливість виконання ґрунтом її основних екологічних функцій. Для отримання адекватної оцінки рівня забруднення необхідно вивчити зміст та співвідношення цих рухомих (трансформаційних) форм.

Форми металів поділяються за асоціацією з тими чи іншими ґрунтовими компонентами (органічною речовиною, гідроксидами заліза та марганцю, карбонатами, сульфідами), за характером зв'язку з ґрунтовими частинками (обмінні, специфічно та хімічно сорбовані, оклюдовані), за здатністю вивільнятися при зміні факторів навколишнього середовища: рН, Eh, концентрації розчину. Виділяють мобільні з'єднання (джерело та найближчий резерв металів для рослин) – актуальний резерв, фіксовані з'єднання (потенційний резерв) та домішки у мінералах (стратегічний резерв)<sup>679</sup>. Розрізняють також форми, пов'язані з різними гранулометричними фракціями ґрунтів. До форм, не пов'язаних лише з одним певним компонентом ґрунту, відносять водорозчинні, обмінні, специфічно сорбовані чи кислоторозчинні<sup>680</sup>.

H <sup>1</sup>																		He <sup>2</sup>	
Li <sup>3</sup>		Be <sup>4</sup>												B <sup>5</sup>	C <sup>6</sup>	N <sup>7</sup>	O <sup>8</sup>	F <sup>9</sup>	Ne <sup>10</sup>
Na <sup>11</sup>		Mg <sup>12</sup>												Al <sup>13</sup>	Si <sup>14</sup>	P <sup>15</sup>	S <sup>16</sup>	Cl <sup>17</sup>	Ar <sup>18</sup>
K <sup>19</sup>	Ca <sup>20</sup>	Sc <sup>21</sup>	Ti <sup>22</sup>	V <sup>23</sup>	Cr <sup>24</sup>	Mn <sup>25</sup>	Fe <sup>26</sup>	Co <sup>27</sup>	Ni <sup>28</sup>	Cu <sup>29</sup>	Zn <sup>30</sup>	Ga <sup>31</sup>	Ge <sup>32</sup>	As <sup>33</sup>	Se <sup>34</sup>	Br <sup>35</sup>	Kr <sup>36</sup>		
Rb <sup>37</sup>	Sr <sup>38</sup>	Y <sup>39</sup>	Zr <sup>40</sup>	Nb <sup>41</sup>	Mo <sup>42</sup>	Tc <sup>43</sup>	Ru <sup>44</sup>	Rh <sup>45</sup>	Pd <sup>46</sup>	Ag <sup>47</sup>	Cd <sup>48</sup>	In <sup>49</sup>	Sn <sup>50</sup>	Sb <sup>51</sup>	Te <sup>52</sup>	I <sup>53</sup>	Xe <sup>54</sup>		
Cs <sup>55</sup>	Ba <sup>56</sup>	La <sup>57</sup>	Hf <sup>72</sup>	Ta <sup>73</sup>	W <sup>74</sup>	Re <sup>75</sup>	Os <sup>76</sup>	Ir <sup>77</sup>	Pt <sup>78</sup>	Au <sup>79</sup>	Hg <sup>80</sup>	Tl <sup>81</sup>	Pb <sup>82</sup>	Bi <sup>83</sup>	Po <sup>84</sup>	At <sup>85</sup>	Rn <sup>86</sup>		
Fr <sup>87</sup>	Ra <sup>88</sup>	Ac <sup>89</sup>	Unq <sup>104</sup>	Unp <sup>105</sup>	Unh <sup>106</sup>	Uns <sup>107</sup>	Uno <sup>108</sup>	Une <sup>109</sup>	Unn <sup>110</sup>										
		Ce <sup>58</sup>	Pr <sup>59</sup>	Nd <sup>60</sup>	Pm <sup>61</sup>	Sm <sup>62</sup>	Eu <sup>63</sup>	Gd <sup>64</sup>	Tb <sup>65</sup>	Dy <sup>66</sup>	Ho <sup>67</sup>	Er <sup>68</sup>	Tm <sup>69</sup>	Yb <sup>70</sup>	Lu <sup>71</sup>				
		Th <sup>90</sup>	Pa <sup>91</sup>	U <sup>92</sup>	Np <sup>93</sup>	Pu <sup>94</sup>	Am <sup>95</sup>	Cm <sup>96</sup>	Bk <sup>97</sup>	Cf <sup>98</sup>	Es <sup>99</sup>	Fm <sup>100</sup>	Md <sup>101</sup>	No <sup>102</sup>	Lr <sup>103</sup>				

Рисунок 2.50 – Основні поллютанти та важкі метали у періодичній таблиці Д.І. Менделєєва<sup>681</sup>

Можна вважати встановленим наявність у ґрунті таких форм сполук ВМ<sup>682</sup> (рис. 2.50):

1. Розчинні – вільні іони та розчинні комплекси з неорганічними аніонами або органічними лігандами різної міцності.

2. Обмінні сполуки – метали, утримувані електростатичними силами на глинистих та інших мінералах, органічній речовині та на аморфних сполуках.

3. Специфічно сорбовані з'єднання – частинки металів, що утримуються ковалентними та координаційними зв'язками. Це ВМ специфічно сорбовані на карбонатах кальцію та магнію. Катіони при низькій концентрації спочатку адсорбуються на поверхні кальциту, а потім вони можуть бути включені в ґрати кальциту шляхом співосадження при перекристалізації, але при високій концентрації металу рівноважні розчини можуть бути насичені дисперсною твердою фазою адсорбентів:  $Zn_5(OH)_6(CO_3)_2$ ,  $ZnCO_3$ ,  $CaCO_3$ ,  $PbCO_3$ .

4. Метали, пов'язані з органічною речовиною, – закріплення відбувається за рахунок комплексоутворення та хелатування на органічній речовині або органічній речовині, пов'язаній з катіонами Fe, Al, Ca, з оксидами та гідроксидами Fe та Al, з глинистими мінералами, а також у складі живої речовини та детриту.

5. ВМ на оксидах та гідроксидах Fe, Al, Mn – оклюдовані катіони металів усередині аморфних сполук або адсорбовані на їх поверхні. 6. Опади (преципітати) – солі ВМ (карбонати, сульфіді, фосфати). Є змішані кристали.

Серед неміцно зв'язаних сполук поліютантів переважають специфічно сорбовані форми (70-90% кількості неміцно зв'язаних сполук), які можна розглядати як проміжні, перехідні до міцно зв'язаних сполук.

Водорозчинні та обмінні форми металів становлять невелику частину від загального вмісту у ґрунті (10-15 %). Основними агентами утримання ТМ, як у міцно, так і в неміцно пов'язаному стані виступають переважно органічні речовини та несилікатні мінерали Fe, Mn, Al (50-80% від загального вмісту). Згідно досліджень низки авторів, акумуляція Zn органічною речовиною починається тільки після вичерпання фіксуючих можливостей оксидів (гідроксидів) Fe, Mn, Al, для Cu і Pb залежність зворотна, в результаті взаємодії можуть утворюватися різні сполуки<sup>683 684</sup>.

З'єднання ВМ, що надходять у ґрунт з антропогенних джерел, термодинамічно нестійкі у ґрунтових умовах і швидко переходять у більш стійкі форми. Процес трансформації поглинених ґрунтом екзогенних металів включає 2 стадії: стадія швидкої трансформації з утворенням мобільних з'єднань та стадія повільної трансформації з утворенням більш стійких міцно зв'язаних сполук.

Метали, потрапляючи в атмосферу, піддається впливу зовнішнього середовища, відбувається первинна трансформація парів: вони конденсуються у більші частинки, окислюються та взаємодіють з іншими компонентами газової фази.

***На розподіл важких металів у ґрунті впливають наступні фактори:***

1. *Гранулометричний склад ґрунту*. Спостерігається прямий зв'язок між ступенем дисперсності ґрунтових частинок і їхньою адсорбуючою властивістю.

Підвищена дисперсність субстрату гальмує винесення атомів мікроелементів за межі ґрунтового профілю, сприяє їхньому накопиченню у ґрунті. 2. *Оксиди і гідроксиди*. Найбільший вплив на мобільність металів у ґрунті здійснюють оксиди і гідроксиди Fe, Al і Mn. Механізм сорбції являє собою ізоморфне заміщення іонів Fe і Mn на катіони металів. При цьому найбільша спорідненість гідроксидів Fe і Mn проявляється до аналогічних за розміром металів ( $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{3+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Ag}^+$ ).

3. *Реакція середовища*. Важкі метали, що потрапили у ґрунтовий розчин кислих ґрунтів, утворюють в основному розчинні орґано-мінеральні комплекси. 4. *Карбонати*. Карбонати – це ті сполуки, які сильно знижують рухомість мікроелементів і, у тому числі, важких металів у ґрунтах. Механізм цієї дії обумовлений як сорбційними властивостями вискодисперсних фракцій карбонатів, так і їхнім опосередкованим впливом, через регуляцію реакції середовища.

5. *Застосування добрив*. Систематичне застосування добрив певним чином впливає на вміст мікроелементів у ґрунті і їхнє накопичення у рослинах (рис. 2.51). Вплив цей різнобічний і складний: добрива змінюють рН ґрунтового розчину і таким чином впливають на ступінь розчинності сполук мікроелементів; вони певним чином впливають на інтенсивність і направленість обмінних реакцій, на процеси акумуляції; підвищуючи врожайність сільськогосподарських культур, сприяють їхньому росту та виносу мікроелементів з ґрунту; порушують баланс мікроелементів у ґрунті, часто в негативний бік.

Елемент	Зрошувальні і стійкі води	Фосфатні добрива	Вапнякові матеріали	Азотні добрива	Орґанічні добрива	Пестициди
As	2–26	2–1200	0,1–24	2,2–120	3–25	22–60
Cd	2–1500	0,1–170	0,04–0,1	0,05–8,5	0,3–0,8	–
Co	2–260	1–12	0,1–3,0	5,4–12	0,3–2,4	–
Cr	20–40000	66–245	10–15	3,2–19	5,2–55	–
Cu	50–3300	1–300	2–125	1–15	2–60	15–50
F	2–740	8500–38 000	300	–	7	18–45
Hg	0,1–55	0,01–1,2	0,05	0,3–2,9	0,09–0,2	0,8–12
Mn	60–3900	40–2000	40–1200	–	30–550	–
Mo	1–40	0,1–60	0,1–15	1–7	0,05–3	–
Ni	16–5300	7–38	10–20	7–34	7,8–30	–
Pb	50–3000	7–225	20–1250	2–27	6,6–15	60
Se	2–9	0,5–25	0,08–0,1	–	2,4	–
Sn	40–700	3–19	0,5–4,0	1,4–16	3,8	–
Zn	700–49000	50–1450	10–450	1–42	15–250	1,3–25

Рисунок 2.51 – Вміст важких металів у мінеральних добривах<sup>685</sup>

6. *Органічна речовина ґрунту*. Органічна речовина є інактиватором важких металів у ґрунті: збільшує його буферність, сприяє зниженню токсичної дії металів і перешкоджає їхньому надходженню у рослини.

Процеси взаємодії органічної речовини ґрунту з іонами металів ідентифікуються як іоноутворення, адсорбція на поверхні, хелатування, RL:реакції коагуляції і пептизації. Основними продуктами взаємодії є прості солі (гумати, фульвати) і хелатні сполуки.

7. *Ґрунтова біота*. Багатьма авторами було показано, що вміст у ґрунті рухомої форми важких металів динамічний у часі. Причини змін можуть бути різні, однак у більшості випадків коливання пояснюються діяльністю ґрунтових мікроорганізмів і віковими змінами рослин, що впливають на інтенсивність поглинання хімічних елементів. На мікробіологічну діяльність великий вплив здійснює волога ґрунту, яка тісно пов'язана з погодними умовами і тому не може мати певного ритму. Динаміка рухомих форм важких металів може бути значною: максимальні величини можуть переважати мінімальні у 5 разів і більше.

8. *Тип ґрунту*. За здатністю міцно фіксувати важкі метали і швидкістю процесу трансформації, що вивчені Н. Г. Зиріним зі співавторами (1985) ґрунти розташовуються у такий ряд: чорнозем типовий > дерново-підзолистий окультурений > дерново-підзолистий неокультурений.

9. *Міграція за профілем ґрунту*. Важкі метали, що потрапили у ґрунт, перш за все їхня мобільна форма, підлягають різним трансформаціям. Один з основних процесів, що впливають на їхню частку у ґрунті є закріплення гумусом. Міграційні можливості при цьому в основному знижуються. Саме цим пояснюється їхній підвищений вміст у верхньому найбільш гумусованому шарі ґрунту.

Глибина проникнення важких металів у забруднених ґрунтах звичайно не перевищує 20 см, проте при сильному забрудненні вони здатні проникати і на глибину до 160 см. Найбільшою міграційною здатністю характеризуються Hg і Zn, які, як правило, рівномірно розподіляються у шарі ґрунту на глибині 0-20 см. Pb частіше накопичується у поверхневому шарі (0-2,5 см), Cd займає проміжне положення між ними. 10. *Особливості металу*. Встановлено, що метали-забруднювачі мають неоднакову здатність до адсорбції, від чого їхня токсичність для рослин при однаковому забрудненні може бути різною. Так, при однакових умовах іон купруму адсорбується у більшій кількості, ніж іон кадмію. Цинк утримується ґрунтами більш міцно, ніж кадмій, тому що найбільша його кількість зв'язана з оксидами заліза. Кадмій, в основному, знаходиться в обмінній формі, а з оксидами заліза зв'язана лише невелика його кількість.

11. *Форми знаходження важких металів у ґрунті*. ВМ в ґрунтах присутні в різних формах: в ґрунтовому розчині – у формі вільних катіонів і асоціатів з компонентами розчину; у твердій частині ґрунтової маси – у формі обмінних катіонів і їхніх заряджених комплексних сполук, адсорбованих на поверхні ґрунтових часточок; у вигляді ізоморфних

домішок у структурах глинистих мінералів; гелів заліза, алюмінію і марганцю, а також у формі власних мінералів і стійких осадів малорозчинних солей.

***Виділяють п'ять основних механізмів закріплення важких у ґрунті:***

I. Утворення зовнішньосферних поверхневих комплексів. При цьому механізм іон-сорбат зі своєю водною оболонкою закріплюється на зарядженій поверхні серед маси дифузних іонів за допомогою електростатичної взаємодії. Частинки сорбату ізольовані від металу-сорбенту двома шарами кисню, отже відстань метал – метал (Me~Me) виявляється великим, щонайменше 4,5 А. Утворення зовнішньосферного поверхневого комплексу типово для мінералів з постійним негативним зарядом (філосилікатів). Нагадаємо, що постійні заряди утворюються в результаті ізоморфного заміщення металів у ґратах мінералів. Для обміну катіонів найбільше значення мають глинисті мінерали типу 2:1 (один центральний шар октаедрів, два шари тетраедрів, наприклад, філосилікати). Оскільки міжпакетні зв'язки в тришарових мінералах ослаблені через симетричну неполярну структуру пакетів, то простір між пакетами може варіювати в широких межах і стає доступним для більшості катіонів.

Оскільки зовнішньосферний поверхневий комплекс утворений неміцними зв'язками, він може легко заміщатися з допомогою іонного обміну<sup>686</sup>.

ВМ сорбуються переважно у вигляді  $\text{MeOH}^+$ , це одна з причин збільшення поглинання металів із зростанням рН середовища, оскільки в лужному середовищі концентрація гідроксомплексів збільшується. Подібний вплив на катіони металів мають хлорид-іони.

II. Утворення внутрішньосферних ізольованих комплексів. При цьому механізм катіони-сорбати або оксіаніони зв'язуються ізольовано з поверхнею сорбенту через один або кілька лігандів, зазвичай це кисень. Потім під час зростання кристала сорбирований іон може поступово проникати у структуру сорбенту. За рахунок цього механізму сорбція металу відбувається в набагато більшому обсязі, ніж очікується з величини ємності катіонного обміну ґрунту. Іони, сорбовані внутрішньосферно, меншою мірою здатні повертатися в навколишнє середовище, ніж іони, що закріплюються за рахунок іонного обміну. Така форма металу й у початковій стадії забруднення ґрунтів. Сюди належить утворення органічних хелатів та комплексоутворення<sup>687</sup>.

3. Утворення багатоядерних поверхневих комплексів. Цей механізм реалізується в ході гетероепітаксiального зростання сорбату («епітаксія» – спільне орієнтування кристалів різних видів, коли один кристал орієнтований залежно від іншого, на який він наростає). Сорбент діє як структурна підкладка нового осаду.

4. Гомогенне осадження відбувається, коли розчинені катіони полімеризуються та осаджуються з розчину без утворення структурного зв'язку з сорбентом. Цей механізм називають «гомогенне осадження, що

індукується розчиненням». 5. Дифузія у ґратах. З часом адсорбований одиничний іон дифундує в решітці адсорбенту, заповнюючи вакансії або замінюючи атоми адсорбенту. Два останні механізми призводить до стабілізації ВМ у ґрунтах<sup>688</sup>.

Механізми процесів трансформації ВМ у ґрунтах дуже складні та різноманітні. Тому реальна картина розподілу ВМ за групами знаходження також значно складніша, ніж видається на основі суто теоретичного розгляду. Виявлені закономірності дозволяють прогнозувати процеси трансформації ґрунтових компонентів, відповідальних за закріплення металів у ґрунті, та можливість їх вторинної мобілізації, а, отже, і кількість їх надходження у суміжні середовища.

Для зменшення шкідливої дії важких металів вводять відповідні норми їхнього вмісту: 1. ГДК валового вмісту важких металів в орному шарі ґрунту та рослинній масі; 2. ГДК рухомих форм важких металів у ґрунті, мг/кг; 3. Кларк важких металів у ґрунті, мг/кг.

**ГДК важких металів** – це така їхня концентрація, яка при тривалому впливі на ґрунт і рослини, що ростуть на ньому, не викликає яких-небудь патологічних змін чи аномалій біологічних процесів, а також не призводить до накопичення токсичних елементів у сільськогосподарських культурах і, відповідно, не може порушувати біологічний оптимум для сільськогосподарських тварин і людини (табл. 2.29).

**Кларк** – це середній вміст важкого металу у ґрунті, мг/кг. Він вважається токсичним, якщо вирощувані сільськогосподарські культури знижують врожайність на 5-10% і більше.

Таблиця 2.29

ГДК важких металів, мг/кг

Елемент	ГДК валових форм		ГДК рухомих форм Кисіль В.І., 1997 (ацетатно-амонійний буфер, рН 4,8)	ГДК валового вмісту в рослинній продукції, мг/кг сух. реч. (Кисіль В.І.)
	Мінєєв, 1990	Черних, Ладинін, 1995		
Си	100	100	3	5
Ni	–	50	4	–
Со	–	50	5	–
Zn	300	300	23	10
Cd	5	3	0,7	0,003
Pb	100	32	2	0,5
Cr	100	100	6	0,3

**В Україні передбачений наступний розподіл земель за вмістом важких металів для ведення сільськогосподарського виробництва:**



□ землі придатні для сільськогосподарського виробництва без обмежень;

□ землі придатні, але за умови проведення заходів щодо зменшення надходження важких металів до продукції;

□ непридатні, зі зміною напрямку використання.

Н.А. Макаренко вказує на те, що валовий вміст важких металів доцільно використовувати для загальної характеристики стану ґрунтів і їхньої потенційної небезпечності. Лише вміст рухомих форм буде зумовлювати рівень їхньої токсичності. Метали саме у рухомих сполуках негативно впливають на ґрунтовий біоценоз, що неодноразово було доведено вітчизняними і зарубіжними спеціалістами (табл. 2.30). Існування зворотного зв'язку між вмістом важких металів у ґрунті і врожаєм враховується, наприклад, румунськими дослідниками при класифікації ступеня забруднення ґрунтів<sup>689</sup>.

Таблиця 2.30

Взаємозв'язок між вмістом важких металів та урожайністю<sup>690</sup>

Ступінь забруднення ґрунту	Зниження врожаю і(чи)його якості, %
Практично незабруднені	<5
Злегка забруднені	6-10
Середньо забруднені	11-25
Сильно забруднені	26-50
Дуже сильно забруднені	51-75
Надлишкове забруднення	> 75

Слід зазначити, що згідно з багатьма дослідженнями пороговим слід вважати зниження врожаю на 15-20%, оскільки при цьому відбувається накопичення важких металів у частинах рослин, що вживаються у їжу, вище ГДК.

Класифікацію ґрунтів за ступенем забруднення важких металів проводять за ГДК та за фоновим вмістом у ґрунті. За ступенем забруднення ґрунти поділяють на сильнозабруднені, середньозабруднені, слабкозабруднені.

До сильнозабруднених належать ґрунти, в яких вміст важких металів у декілька разів перевищує ГДК і які мають внаслідок забруднення низьку біологічну активність та продуктивність, зазнали істотних змін фізико-хімічних та біологічних характеристик. Вміст важких металів на цих ґрунтах зазвичай у рослинній продукції перевищує встановлені норми. До середньо забруднених належать ґрунти, у яких установлено перевищення ГДК без видимих змін властивостей, до слабкозабруднених – вміст важких металів у яких не перевищує ГДК, але вищий від природного фону.

Показником градації ґрунтів за ступенем забруднення може бути прийнято і кратність підвищення середнього вмісту металів у ґрунтах, виражену у вигляді коефіцієнта накопичення (КН) металів. Незабруднені ґрунти характеризуються значенням 1-2 КН. Виділено такі групи ґрунтів за ступенем забруднення: слабо (до 10 КН), середньо (10-30 КН), сильно (30-60 КН) і дуже сильно (більш як 60 КН) забруднені. Керуючись гігієнічним принципом оцінки забруднення ґрунтів, можна прийняти, що ГДК важких металів у ґрунтах перебуває в межах градації сильного ступеня забруднення ґрунтів.

Оскільки ґрунти досить часто є забрудненими одночасно декількома елементами, то для них розраховують сумарний показник забрудненості, який відображає комплексний ефект впливу всієї групи елементів:

$$Z_c = \left( \sum_{i=1}^n K_{c_i} \right) - (n - 1)$$

де:  $Z_c$  – сумарний показник забрудненості ґрунтів;  $K_{c_i}$  – коефіцієнт концентрації  $i$ -того хімічного елемента у пробі ґрунту;  $n$  – кількість врахованих хімічних елементів.

Коефіцієнт концентрації визначається за формулами:

$$K_c = C / C_{\phi}; \quad K_c = C / \text{ГДК},$$

де:  $C$  – реальний вміст визначеного хімічного елемента в ґрунті, мг/кг;  $C_{\phi}$  – фоновий вміст визначеного хімічного елемента в ґрунті, мг/кг; ГДК – гранично допустима концентрація забрудненої речовини, мг/кг.

Забруднення ґрунтів такими високотоксичними елементами як свинець, кадмій, цинк, мідь, з перевищенням гранично допустимих концентрацій, у зонах природних геохімічних аномалій (Карпати, Крим) та забруднення на земельних ділянках, які раніше були заняті під садами, виноградниками та ягідниками. Щодо забруднення важкими металами рослинної продукції, то випадки перевищення максимально допустимих рівнів зустрічаються практично лише щодо кадмію у соняшнику та продуктах його переробки, що обумовлено природною властивістю цієї культури до накопичення калію, цезію та кадмію.

За даними Н.В. Прохорової метали можна розмістити в наступний ряд токсичності:  $\text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Hg} > \text{Fe}$ <sup>691</sup>. Мікроелементний склад рослин залежить від вмісту у ґрунті обмінних форм цих елементів. ТМ у рослинах містяться у вигляді катіонів. У системі можуть зустрічатися у вигляді вільних іонів ( $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ) або у складі комплексів з органічними сполуками.

Багаторічні органи (кора, коріння) рослин, що поглинають і накопичують ТМ в основному безбар'єрно, тобто у прямій залежності від вмісту речовин у ґрунті<sup>692</sup>. Високий вміст металів властивий листям, генеративним органам та точкам зростання. Десорбція ВМ із твердих ґрунтових джерел та транспорт розчинних металів із масиву ґрунту до кореневої поверхні визначають їх концентрації у ризосфері. Транспорт ВМ

через ґрунт може відбуватися за рахунок обміну (для ґрунтів з високим вмістом досліджуваних металів) та дифузії (у ґрунтах з низьким вмістом ВМ) (табл. 2.31-2.32).

Існують два провідні фактори формування елементного складу рослин – генетичний та екологічний. Їхня пайова участь змінюється залежно від зміни умов середовища. Екологічний фактор стає провідним при техногенному забрудненні довкілля ВМ, особливо їх рухомими формами. Забруднюючі речовини потрапляють у рослини як при кореновому харчуванні, так і шляхом газообміну та обмінної адсорбції з поверхні листової пластинки. Після проникнення в кореневу систему іони металів можуть залишатися там або переміщатися до наземних частин рослин.

Таблиця 2.31

Допустимий вміст у рослинному матеріалі й винос елементів із врожаєм

Елемент	Допустимий вміст, мг/кг сухої речовини	Винос із врожаєм, г/га	Елемент	Допустимий вміст, мг/кг сухої речовини	Винос із врожаєм, г/га
Берилій	0,1	0,5-1,0	Фтор	0,4-3,0	10-30
Бром	–	50-150	Нікель	0,1-5,0	1-80
Кадмій	0,015-0,5	0,3-8,0	Свинець	0,06	1-5
Миш'як	0,1-1,0	1,0-50,0	Сурма	2-20	20-200
Хром	0,2-1,0	1,0-10,0	Селен	0,2-2,0	1-15
Ртуть	0,05-0,10	0,2-1,5	Олово	0,8-6,0	5-50

Таблиця 2.32

Природний та допустимий вміст важких металів у ґрунті (мг/кг) і рослинному матеріалі, мг/кг сухої речовини

Вміст	Свинець		Хром		Ртуть	
	ґрунт	рослина	ґрунт	рослина	ґрунт	рослина
Максимальний	60,2	20,6	0,32	2,40	0,25	0,07
Мінімальний	5,5	1,6	0,14	1,20	0,03	0,007
Допустимий	21,5	6,8	0,24	1,55	0,11	0,041

Незначна кількість мікроелементів може надходити через листя з атмосферних опадів.

Коефіцієнт захоплення рослинами атмосферних аерозолів природного та техногенного походження коливається не більше 40-100 %. При цьому максимальними швидкостями поглинання характеризуються елементи-токсиканти:  $Cd > Pb > Zn > Cu > Mn > Fe$ . Однак питання про співвідношення кореневого та листового поглинання у міських ландшафтах вивчено недостатньо повно. Якщо у природних ландшафтах накопичення ТМ рослинами залежить від властивостей системи «грунт – рослина», то у міських ландшафтах слід розглядати систему «грунт – рослина – атмосферне повітря»<sup>693 694 695</sup> (табл.. 2.33).

Таблиця 2.33

Кларки і МДР важких металів у ґрунтах .  
(за Н.А. Черних, В.Ф. Ладоніним)

Елемент	Кларк, мг/кг	МДР, мг/кг
Свинець	10	32
Стронцій	300	1000
Ртуть	0,02	2
Кадмій	0,5	3
Хром	75	100
Ванадій	100	-
Марганець	850	1400
Кобальт	8	50
Нікель	40	50
Мідь	20	100
Цинк	50	300
Селен	0,01	10

**Періодичність контролю забруднення ґрунту важкими металами залежить від:** – цільового використання сільськогосподарських угідь, зокрема виділення спеціальних сировинних зон для виробництва продуктів дитячого та дієтичного харчування, вирощування овочевих культур, упровадження органічних та альтернативних систем рільництва і земель оздоровчого призначення; – визначення рівня інтенсивності забруднення (біля об'єктів промисловості, автошляхів, промислово-міських конгломерацій, звалищ, полів очищення міських комунальних вод).

Обстежуючи території, які не належать до спеціальних сировинних зон та зон локального забруднення, тобто на всіх інших землях сільськогосподарського призначення, контроль за вмістом валових форм важких металів у ґрунтах доцільно проводити з періодичністю один раз на 10 років, рухомих форм – один раз на 5 років. Під час обстеження сировинних зон для виробництва продуктів дитячого та дієтичного харчування контроль за вмістом рухомих форм проводять не рідше одного разу на 3 роки.

Вибір пріоритетних металів, вміст яких слід контролювати базується на таких факторах: рівень токсичності металу, яка характеризується величиною

ГДК; фізико-хімічні властивості металу, які визначають його поведінку в ґрунтах, міграцію у природні води та рослини; співвідношення між регіональними фоновим вмістом металу в ґрунті й надходженням його в ґрунт за рахунок антропогенної діяльності.

За визначенням Всесвітньої організації охорони здоров'я, свинець, ртуть і кадмій є найнебезпечнішими важкими металами, представляючи «страшну трійцю» у природному середовищі. В останні роки виявилася висока токсичність берилію, миш'яку, селену, сурми, талію, нікелю, олова, ванадію, які відносяться до біологічно активних. Відповідно до державних стандартів токсичні хімічні елементи розділені за класами гігієнічної небезпеки. За класами вони такі: I клас: миш'як (As), берилій (Be), ртуть (Hg), селен (Sn), кадмій (Cd), свинець (Pb), цинк (Zn), фтор (F); II клас: хром (Cr), кобальт (Co), бор (B), молібден (Mn), нікель (Ni), мідь (Cu), сурма (Sb); III клас: барій (Ba), ванадій (V), вольфрам (W), марганець (Mn), стронцій (Sr).

У першу чергу контролюють вміст у ґрунті ВМ I класу небезпечності, у другу – за вмістом важких металів II класу небезпечності, у третю чергу – III класу.

Класифікацію ґрунтів за ступенем забруднення важких металів проводять за ГДК та за фоновим вмістом у ґрунті. За ступенем забруднення ґрунти поділяють на сильнозабруднені, середньозабруднені, слабкозабруднені.

Оцінюючи ступені забруднення ґрунтів ВМ користуються даними щодо граничнодопустимих концентрацій та їх фонового вмісту в ґрунтах основних природно-кліматичних зон України. До сильно забруднених належать ґрунти в яких вміст важких металів у декілька разів перевищує ГДК і які мають внаслідок забруднення низьку біологічну активність та продуктивність, зазнали істотних змін фізико-хімічних та біологічних характеристик. Вміст важких металів на цих ґрунтах зазвичай у рослинній продукції перевищує встановлені норми. До середньо забруднених належать ґрунти, у яких встановлено перевищення ГДК без видимих змін властивостей, до слабко забруднених – вміст важких металів у яких не перевищує ГДК, але вищий від природного фону.

Отже, під час оцінки ступеня забруднення важкими металами використовують дані щодо ГДК та їх фонового вмісту в ґрунтах основних природно-кліматичних зон України. У разі виявлення в ґрунті підвищеного вмісту декількох металів забруднення оцінюють за металом, вміст якого найбільше перевищує нормативи.

У рослин існує кілька систем контролю (або фізіологічних бар'єрів) за надходженням токсичних елементів, наприклад, мембрани поглинання, відкладення металу у вакуолях та ін. адсорбуючою здатністю.

- При проникненні металів у цитоплазму рослинних клітин утворюються хелатні сполуки майже з 90% ВМ, що надходять у клітину, і тим самим знижується їхня участь у метаболізмі.

- Толерантність до ВМ у рослин контролюється генетично і має певну ємність, тобто в умовах їх надлишку в ґрунтах та у ґрунтових розчинах відбувається «примусове» кореневе поглинання, здатність коренів затримувати метали вичерпується, вони надходять у листя та плоди. Тому при високому забрудненні накопичення ВМ у рослинах носить акропетальний характер: коріння > стебла > листя > плоди (насіння).

- Різні періоди онтогенезу рослин відрізняються за ступенем залучення ВМ до метаболізму. Найбільше накопичення зазвичай пов'язують із періодом максимальної активності чи періодом підготовки до спокою<sup>696 697</sup>.

Слід враховувати той факт, що метали мігрують у вигляді іонів та розчинних комплексів металів, їх форм, пов'язаних із розчиненою органічною або зваженою неорганічною та органічною речовиною.

Зв'язування металів суспензією здійснюється в основному мікропланктоном (бактерії, гриби та ін) і відмерлими залишками мікроорганізмів, питома поверхня яких вища і містить більше різноманітних активних груп з високою спорідненістю до металів.

Рівень накопичення металів мікроорганізмами зростає з підвищенням їхнього вмісту у навколишньому середовищі. Метали накопичуються у клітинах до насичує концентрації, після чого при подальшому підвищенні їх вмісту в середовищі поглинання металів клітинами не збільшується.

Акумуляція елементів може тривати від кількох секунд до кількох годин<sup>698</sup>. Таким чином, сполуки ВМ у ґрунтово-рослинному покриві схильні до процесів кумуляції, міграції, трансформації та транслокації, встановлено, що у ступінь закріплення ВМ впливають геохімічні бар'єри.

Геохімічні бар'єри є перешкодою для переміщуються з водою ВМ і металоїдів, і це також перешкода на шляху водної міграції елементів<sup>699</sup>.

Під геохімічними бар'єрами зазвичай розуміють ділянки зони гіпергенезу чи земної кори загалом, де короткому відстані відбувається різке зниження міграційної спроможності елементів, що веде їх накопичення. Геохімічні бар'єри поділяються на два основних типи – природні та техногенні, і ті інші розташовуються на ділянках зміни факторів міграції. У першому випадку зміна геохімічної обстановки обумовлена природними особливостями конкретної ділянки біосфери, у другому зміна відбувається внаслідок антропогенної діяльності. Досить часто причину зміни геохімічної обстановки виявити неможливо.

***Виходячи з форм надходження ВМ у ґрунти та особливості їх накопичення, можна зробити висновок про те, що їх на міграційну здатність впливають<sup>700</sup>:***

1. Механічні бар'єри, що виникають внаслідок різкого зниження інтенсивності механічної міграції речовини. Вони переважно пов'язані з техногенним типом міграції, а межах біосфери – найчастіше з міграцією елементів у мінеральної чи колоїдної формі. Механічні бар'єри поділяють на: о аеродинамічний седиментаційний бар'єр, що виникає у повітряних градієнтних потоках під впливом гравітаційного поля Землі. Загальною

причиною осадження пилових частинок у розглянутих випадках є зниження здатності повітряного потоку, що транспортує, внаслідок зменшення його швидкості та/або збільшення турбулентності повітряних мас поблизу різноманітних перешкод. Подолаючи «напівпрозорі» перешкоди (ліс, деревні насадження, чагарник тощо) повітряний потік знижує свою швидкість. Фільтраційний бар'єр виникає на шляху міграційного потоку, на контактні середовища з різною фільтраційною проникністю як результат погіршення фільтрації дисперсних частинок. Зокрема, у ґрунтах фільтраційний бар'єр тісно пов'язаний із явищем лесиважа – механічного перенесення вниз по ґрунтовому профілю частинок без їх хімічного руйнування.

Адгезійний бар'єр пов'язаний з налипанням частинок аерозолі на тверді тіла депонуючого їх середовища. При надходженні в атмосферу відбувається первинна трансформація парів ВМ: вони конденсуються у більші частинки, окислюються та взаємодіють з іншими компонентами газової фази.

2. Фізико-хімічні бар'єри, що виникають в результаті зниження інтенсивності механічної міграції речовини, внаслідок хімічних процесів) діляться на: о окислювальні (кисневі) бар'єри, що виникають на ділянках різкого підвищення Eh середовища та пов'язаного з цим осадження елементів, окислені форми яких в умовах бар'єри мають меншу міграційну здатність.

Окисний бар'єр характерний для сполук Fe, Mn (відбувається їх накопичення), завжди одночасно з ним проявляється сорбційний бар'єр, в результаті відбувається закріплення Co, Ni, Cu, Zn, Pb. У межах біосфери серед кисневих бар'єрів переважають природні. о Сірководневі (сульфідні) бар'єри, що виникають у ділянках із сірководневою обстановкою при різкому зниженні величини Eh. У зоні H<sub>2</sub>S – бар'єра концентрація Zn до 1,5%, Cu – до 1,9%, Pb – до 2,1%. На сірководневому бар'єрі відбувається осадження металів, що надходять із кисневими та глеєвими водами, що мають різні кислотно-лужні характеристики, тому поява таких бар'єрів лімітується вмістом самого сірководню.

Глієві (відновлювальні) бар'єри, що виникають на ділянках з глеєвою обстановкою, причинами виникнення якої є велика кількість органічного речовини та утруднені умови його розкладання, зумовлені дефіцитом кисню та перезволоженням (болотні ґрунти, донні відкладення). Глієві бар'єри сприяють виникненню техногенних геохімічних аномалій у ґрунтах (характерні для Zn, Cu, Se).

Кислотно-лужні бар'єри виникають при міграції в умовах зміни рН середовища. Форми сполук ВМ у ґрунті залежать від реакції її середовища, тому цей бар'єр є одним із основних. о Сорбційні бар'єри, що виникають при фільтрації їх водних іонно-молекулярних розчинів через середовища, що мають підвищену сорбційну здатність. Одна з форм закріплення досліджуваних металів у ґрунтах – утворення абсорбованих сполук та іонний обмін.

Випарні бар'єри, що становлять ділянки, у яких збільшення концентрації відбувається у результаті процесів випаровування (характерно в сухі періоди року). Вміст ВМ на випарному бар'єрі у період залежно від типу ґрунтів може збільшуватися на 15-20 %, 1-2 %, відповідно.

Термодинамічні геохімічні бар'єри, що формуються при різкій зміні тиску та температури у конкретних геохімічних системах, у біосфері переважають природні термодинамічні бар'єри.

За класифікацією Ю.М. Водяницького також виділяються твердофазні бар'єри<sup>701</sup>. Їх поділяють на: Мінералогічні (близькі до сорбційних бар'єрів, але це більш загальне: механізми закріплення різноманітні і обмежуються процесом сорбції). **За складом фаз носіїв металу всі мінералогічні бар'єри у ґрунтах можна розділити на чотири групи:** алюмосилікатні, залізисті, карбонатні, марганцеві (табл. 2.34).

Таблиця 2.34

Природні мінералогічні бар'єри для ВМ та металоїдів<sup>702</sup>

Бар'єр	Типовий приклад	Основні закріплювані елементи
Алюмосилікатний	Глеєвий горизонт	Zn, Ni
Залізистий	Ілювіальний горизонт	Cr, As
Марганцевий	Fe-Mn ортштейни	Zn, Ni, Co, Cd, Pb
Карбонатний	Карбонатний горизонт	Cd, Cu, Sr

1) Алюмосилікатні бар'єри, що найбільш сильно виявляються в ґрунтах важкого гранулометричного складу, Zn схильний до дії цього бар'єру більшою мірою, він входить у грати шаруватих силікатів і закріплюється на цьому бар'єрі. У ґрунті такі бар'єри виявляються за відсутності конкуренції з боку інших фаз-носіїв (наприклад, гідроксиди заліза). Zn закріплюється на алюмосилікатному бар'єрі: входить у грати шаруватих силікатів і закріплюється дуже міцно. Для Cu та Pb закріплення на даному бар'єрі не характерне.

2) Залізисті бар'єри, представлені ілювіальними горизонтами, у яких багато розсіяних частинок гідроксидів та оксидів Fe(III). На них закріплюються Cr, As, які утворюють різні сполуки із залізом. Бар'єр не притаманний Zn, Cu, Pb.

4) Карбонатні бар'єри в ґрунтах представлені карбонат-містять горизонтами. Zn і Cu закріплюються на карбонатному бар'єрі досить міцно, переважно у вигляді карбонатів, що важко розчиняються. Для Pb цей бар'єр не характерний.

5) Марганцеві бар'єри зазвичай не формують суцільного генетичного горизонту, а являють собою мікробар'єри в напівгідроморфних ґрунтах у вигляді Fe-Mn ортштейнів. Цинк закріплюється у цьому бар'єрі.

**Органогенні бар'єри** мало вивчені. Їх поділяють на: 1) Гумусові бар'єри, які у верхніх горизонтах, насичених гумусом (міцно закріплюються Cu і Pb, для Zn – менш характерний).



2) Торф'яні бар'єри, притаманні As, органічна речовина торфу виступає пасткою для As. Дія цього бар'єру на ВМ мало вивчено.

Біогеохімічні бар'єри, на відміну багатьох інших, пов'язані переважно з першим типом міграції. За своєю суттю вони представляють накопичення хімічних елементів рослинними та тваринними організмами. При цьому після їх відмирання елементи, що сконцентрувалися, практично відразу залучаються в процес міграції і в першу чергу в біологічний кругообіг. Більшість речовин накопичується на біогеохімічному бар'єрі, представленому рослинами.

Проте процес накопичення хімічних елементів тваринними організмами, особливо його наслідки, мають значення для людей. Ці геохімічні бар'єри належать до найпоширеніших. Концентрація хімічних елементів на біогеохімічних бар'єрах є частиною біологічного круговороту цих елементів<sup>703 704</sup>.

5. Соціальні геохімічні бар'єри – зони складування та захоронення відходів (промислових та побутових). На даному виді бар'єрів припиняється переміщення цілого ряду речовин, що у певному вигляді міграції – соціальної (техногенної). Хімічні елементи накопичуються у підвищених концентраціях та не відповідають жодній природній асоціації, їх розподіл на бар'єрі нерівномірний<sup>705 706</sup>.

6. Комплексні геохімічні бар'єри утворюються з допомогою накладання друг на друга кількох різних бар'єрів. Також слід зазначити, що в природних умовах часто поява одного геохімічного бар'єру обумовлює виникнення другого, а їхня спільна дія – третього, особливо це характерно при дії техногенних та соціальних бар'єрів.

Механізм дії геохімічних бар'єрів пов'язані з вертикальної диференціацією хімічних елементів. Накопичення хімічних елементів (з'єднань) на геохімічних бар'єрах часто призводить до їх аномальних концентрацій і загальний вміст елементів на цьому бар'єрі різко збільшується, можливо, утворення родовища корисних копалин<sup>707</sup>.

Здатність рослин поглинати забруднення та трансформувати їх використовується у методах фітореємедіації: фітоекстракції, фітодезактивації, фітодеградації, фітотрансформації, фітовипару<sup>708</sup>.

При фітоекстракції (фітоаккумуляції) забруднення надходять із ґрунту в рослини через кореневу систему, концентруються в тканинах наземних органів (листя та стебла) і видаляються з навколишнього середовища при збиранні врожаю рослин. Фітоекстракція вважається досить ефективним методом видалення таких ВМ, як Pb, Cd, Ni, Co, Cr, Cu, Zn. Для фітоекстракції використовуються рослини, які акумулюють забруднення головним чином наземної масі.

**Фітостабілізація** – використання рослин для зменшення мобільності забруднень у ґрунті, їх вилуговування в ґрунтові води, поширення з водними або повітряними потоками, а також по харчових ланцюгах. Найчастіше фітостабілізацію застосовують зменшення рухливості ВМ (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb,

Zn) і As. В результаті фізико-хімічних або хімічних процесів, що протікають у прикореневій зоні, метали адсорбуються або осаджуються поблизу або на коріння рослин у вигляді карбонатів, сульфідів, фосфатів або гідроксидів.

Ізолюючий рослинний покрив застосовується для контролю інфільтрації атмосферних вод та ізоляції місць поховання промислових, побутових та інших відходів, твердих опадів, витягнутих донних мулів від проникнення дощових та талих вод замість глиняних, цементних, асфальтових, геосинтетичних покриттів з рослин.

**Ризофільтрація.** Одним з важливих обмежень розглянутих вище способів фіторемедіації є необхідність знаходження коренів рослин у безпосередній близькості від забруднених мас. У ризофільтрації використовують кореневу систему рослин та їх проростки (метод бластофільтрації) для видалення ВМ (Zn, Pb, Ni, Cd), радіонуклідів (Cs, Sr, U, Pu) та рідше – органічних ксенобіотиків із забруднених стоків, поверхневих або ґрунтових вод, омивають коріння рослин. Токсичні метали абсорбуються на поверхні і тканинах коріння, осаджуються і концентруються в прикореневій зоні. Ряд мікроорганізмів, вирощених на живильних середовищах з додаванням забрудненого ВМ ґрунту, стимулює перехід металів із ґрунту в рослини<sup>709</sup>.

Під ризофільтрацією розуміється очищення забруднених вод за допомогою абсорбції, концентрування та осадження металів корінням рослин<sup>710 711</sup>. Рослини можуть бути використані як фільтри на заболочених територіях<sup>712</sup> або в гідропонних установках<sup>713</sup>. Ці складні екосистеми рослин, мікроорганізмів та опадів, що діють спільно як біогеохімічні фільтри, ефективно видаляють полютанти зі стічних вод. Заболочені території, що конструюються, корисні для фільтрації великих обсягів стічних вод, тоді як порівняно дорогі лабораторні гідропонні установки – для відносно маленьких обсягів, що містять шкідливі неорганічні сполуки, наприклад, ВМ або радіонукліди.

У вегетаційному експерименті *Carex pendula*, осока висяча, багаторічна трав'яниста рослина сирих місцепроживання, акумулювала значну кількість Pb, особливо в корінні<sup>714</sup>. Хоча зростаюча концентрація Pb у стічних водах пригнічувала зростання *C. pendula*, осока була толерантна до високого (до 1600 мг/кг) вмісту металу при концентрації його у воді 10 мг/л. Таким чином, *C. pendula* може бути використана для очищення забруднених Pb стічних вод.

Фіторемедіація відноситься до "м'яких", відносно дешевим і екологічно безпечним технологіям. У світовій практиці найбільшою популярністю користується, мабуть, фітоекстракція. Рослини мають генетичний потенціал для видалення багатьох ВМ з ґрунтів. Створюються нові трансгенні рослини, що володіють підвищеною стійкістю і здатністю до акумуляції полютантів. Однак прогрес в області комерціалізації фітоекстракції гальмується недостатнім розумінням складних взаємовідносин у ризосфері і механізмів транслокації та акумуляції металів у рослинах<sup>715</sup>. Оскільки абсорбція корінням металів обмежена їх низькою розчинністю в ґрунтах, необхідні

подальший пошук дешевих, екологічно сприятливих хімічних сполук з хелатуючими властивостями для збільшення біологічної доступності металів<sup>716</sup>. Для підтримки швидкості екстракції металів необхідно виявлення здатних до ротації видів. Потрібна оптимізація часу збирання врожаю для мінімізації тривалості ростового циклу та ефективного використання вегетаційного періоду. Без вирішення цих питань впровадження технологій фітоекстракції, особливо у північних країнах, якою є Росія, залишається ризикованим. Слабозабруднені сільськогосподарські ґрунти представляють найбільш підходящий тип землекористування, де фітоекстракція може використовуватися як технологія тонкого очищення<sup>717</sup>. Для широкого використання фітостабілізації в якості постійної ефективної технології відновлення ґрунтів потрібні довготривалі польові експерименти (табл. 2.35, рис. 2.52).

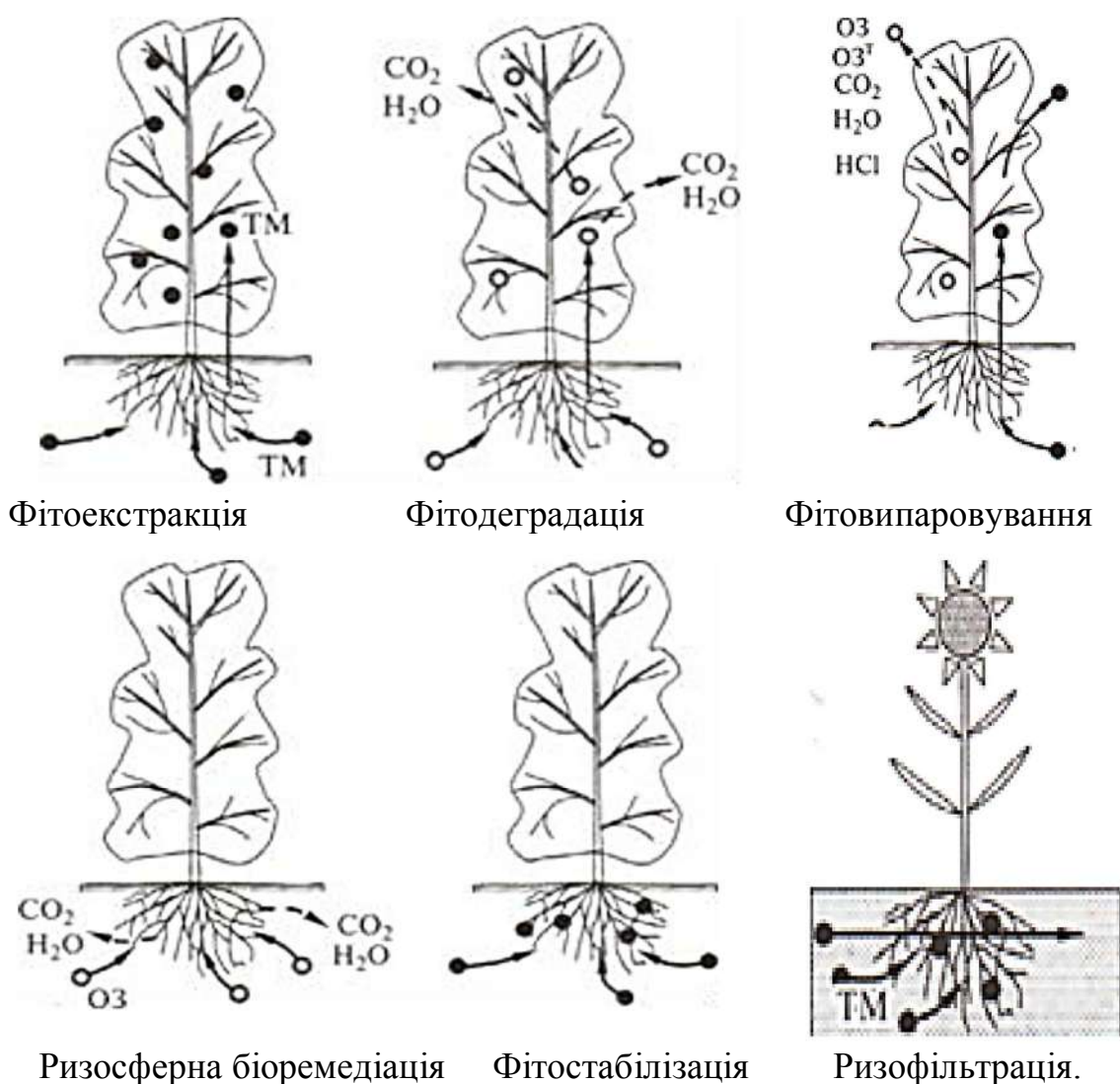


Рисунок 2.52 – Варіанти фіторемедіації (ТМ – важкі метали, ОЗ – органічні забруднювачі, ОЗт – трансформаційні форми органічних забруднювачів)<sup>718</sup>

Методи очищення забруднених ґрунтів з використанням рослин<sup>719]</sup>

Метод	Середовище	Забруднення
Фітоекстракція	Ґрунт, донні осади	Метали, радіонукліди
Фітодезактивація	Ґрунт, донні осади, забруднена вода	Радіонукліди
Фітотрансформація	Ґрунт, донні осади	Органічні ксенобіотики, іноді метали
Фітодеградація	Ґрунт, донні осади	Органічні ксенобіотики
Фітовипаровування	Ґрунт, витягнуті донні осади	Метали, органічні забруднення
Ризосферна біоремедіація	Ґрунт, донні осади	Нафта та нафтопродукти, ПАУ, ПХБ, пестициди, інші органічні забруднення
Ізольуючий рослинний покрив	Ґрунт, витягнуті донні осади, полігони твердих побутових відходів та сховищ небезпечних відходів	Різні забруднення, тверді відходи

Однак, володіючи цими найважливішими якостями *in vitro*, мікроорганізми часто не можуть надати їх рослині-господарю на забруднених металами ґрунтах. Більше того, виділення різноманітних асоційованих з рослинами мікроорганізмів і характеристика їх корисних метаболітів вимагає великого часу, оскільки передбачає тисячі аналізів. Тому для ефективної мікробної стимуляції фіторемедіації необхідні серйозні дослідження на молекулярному рівні з метою пошуку специфічних біомаркерів, асоційованих з необхідними мікроорганізмами. Обіцяючі результати, досягнуті в лабораторних експериментах, повинні бути підтверджені в польових умовах під впливом реального багатокомпонентного забруднення і різноманітних фізичних, хімічних та біологічних факторів.

Таким чином, інтенсивна виробнича, господарська, побутова діяльність людини супроводжується небажаними наслідками – забрудненням довкілля. Небезпека ВМ обумовлена їх здатністю до біоаккумуляції та концентрування під час руху по трофічному ланцюгу, їх не можна зруйнувати або перетворити в ході хімічних процесів, що призводить до придушення розвитку біоти, зниження біологічної різноманітності та продуктивності екосистем. Показниками стану хімічних елементів у ґрунтах служать зміст та співвідношення їх сполук. До найважливіших процесів, що контролюють міграційну здатність ВМ в системі ґрунт-рослина, відносяться процеси адсорбції, тому вивчення адсорбційних властивостей ґрунтів на різному рівні техногенного впливу – серйозне завдання ґрунтової екології, важлива в науковому та практичному аспекті (табл. 2.36-2.37).

***Разом з тим, метали є природними компонентами ґрунту. Виходячи з їхньої ролі у фізіологічній діяльності, їх можна розділити на дві групи:***

1) Незамінні важкі метали (Fe, Mn, Cu, Zn, Ni), які є мікроелементами, необхідними для життєво важливих фізіологічних та біохімічних функцій

росту рослин<sup>720721722</sup>. Вони входять до складу багатьох ферментів та інших білків<sup>723</sup>, і всі рослини мають здатність накопичувати їх із ґрунтового розчину<sup>724</sup>;

2) Незамінні метали (Cd, Pb, As, Hg і Cr) мають невідому біологічну або фізіологічну функцію<sup>725</sup> і, отже, не є необхідними для росту рослин.

Серед елементів першої групи найбільше вивчена екологічна небезпека для рослин Cd. Уміст Cd в рослинах залежить від біологічних особливостей і наявності елементостатичних бар'єрів на кордоні «корінь – стебло»<sup>726 727</sup>. За даними А. Кабати-Пендіас, Х. Пендіас<sup>728</sup> безпечний уміст Cd у надземній частині рослин становить 0,05-0,6 мг/кг фізіологічно сухої речовини; токсичний – 1,0-70 мг/кг. На основі даних М.С. Кобилецької, В.Б. Ільїн, Т.М. Мінкіної, S. Uraguchi, I. Finkemeier, які зазначають, що концентрація Cd у зерні для різних видів рослин може коливатись в межах 0,013-0,22 мг/кг сухої маси<sup>729 730 731 732 733</sup>. При підвищеній концентрації елемента у ґрунті, його вміст може коливатися від 5,5 до 15,2 мг/кг<sup>734 735</sup>. Межа пригнічення росту і розвитку рослин для Cd становить 1-2 мг/кг, його гранично безпечна концентрація складає 3 мг/кг<sup>736 737</sup>.

Таблиця 2.36

Рослини, запропоновані для видалення металів методом фітоекстракції<sup>738</sup>

Рослини	Акумуляуючі речовини	Кількість металу який виводиться за сезон	Примітка
Гірчиця сарептська	Pb, Zn, Cu, S, Cd, Ni	Pb – 0,4-35 г/кг сухої маси; Zn – 1-1,5 г/кг.	Зменшення вмісту свинцю у верхньому горизонті ґрунту на 13% за один сезон вегетації з використанням добавок ЕДТА.
Альпійська ярутка	Zn, Cd	Накопичення у листі до 40 гZn/кг сухої маси, видалення цинку до 30-100 кг/га за сезон	Належить до родини хрестоцвітих
Горець	Pb, Zn, Cd	Zn – 300-400 кг/га	Використовується в Західній Європі для очищення колишніх військових полігонів
Верба	Pb, Zn, Cd	НД	Перевага – висока швидкість росту та оборот рослинної маси на забрудненій ділянці, утворення захисного екрану для землі та запобігання ерозії. Може бути джерелом деревини
Слонова трава	Cu, Ni, Cd, Cr, Pb, Zn	Zn – 500 мг/кг	Одночасно використовується для фітореMediaції та як сировина для виробництва рослинного волокна
Кропива жалка	Cu, Ni, Cd, Cr, Pb	НД	Одночасно використовується для фітореMediaції та як сировина для виробництва рослинного волокна
Жито посівне	Pb, Zn	НД	Використовується в комбінації із внесенням бактерій <i>Rhodococcusequi</i>

Примітка: НД немає даних.

Висока фітотоксичність Cd пояснюється його спорідненістю за хімічними властивостями до Zn. Надлишок Cd гальмує фотосинтез, порушує транспірацію і фіксацію CO<sub>2</sub>, змінює проникність клітинних мембран<sup>739740741</sup>. Характерні ознаки токсичної дії Cd у рослин – уповільнення росту, пошкодження коренів, хлороз листів, червоно-буре забарвлення їх країв або жилок<sup>742743</sup>.

Середній уміст Cu, елементу, що відноситься до другої групи, в земній корі становить 47 мг/кг<sup>744</sup>. Серед елементів Cu у ґрунтах є середнього ступеня поглинання, незважаючи на високий уміст рухомої форми. Відсоток його рухомих форм залежить від складу материнської породи, рН, вмісту органічної речовини<sup>745</sup>.

У рослинах до 98-99% Cu міститься у вигляді комплексних форм. Він має значну спорідненість з амінокислотами і середню мобільність по флоемі<sup>746</sup>. Значна частина міді (50-75%) сконцентрована в хлорофільних тканинах і у комплексних сполуках (білки, пластоціанін, цукри)<sup>747 748</sup>.

Таблиця 2.37

Залежність між валовим вмістом ВМ та змістом рухомих форм ВМ

Ландшафт	Метал	Рівняння	Коефіцієнт детермінації R <sup>2</sup>
Селітебний	Cu	$y = -1E-05x^2 + 0,0071x + 0,9641$	0,75
	Zn	$y = -0,0002x^2 + 0,08x + 4,9664$	0,82
	Pb	$y = -0,0015x^2 + 0,1643x + 2,1206$	0,68
Промисловий	Cu	$y = -0,0127x^2 + 0,9206x - 1,2265$	0,64
	Zn	$y = -0,0028x^2 + 0,9036x - 4,2086$	0,67
	Pb	$y = -0,0005x^2 + 0,0529x + 1,5327$	0,26
Лісовий	Cu	$y = -0,0027x^2 + 0,4736x - 1,3472$	0,99
	Zn	$y = 1E-05x^2 + 0,2246x - 0,5186$	0,99
	Pb	$y = -0,0038x^2 + 0,1695x + 0,304$	0,68
Лучний	Cu	$y = -0,0004x^2 + 0,2912x - 0,2478$	0,81
	Zn	$y = -0,0011x^2 + 0,2749x + 4,6004$	0,64
	Pb	$y = -0,0269x^2 + 0,4074x + 0,3662$	0,73

Рослини в межах навіть одного виду мають різний уміст Cu на різних ґрунтах<sup>749</sup>. Це вказує на значну варіабельність накопичення Cu рослинами в

різних кліматичних умовах<sup>750 751</sup>. На думку В. С. Барсукова<sup>752</sup> вищі рослини характеризуються відносно невисоким вмістом Cu, в середньому від 1 до 20 мг/кг сухої речовини. Її концентрація у ксилемі і флоемі коливається від слідової до 140 моль/л. У коренях Cu в основному зв'язується із геміцелюлозними компонентами стінки клітин.

Концентрація міді у листках зазвичай вище, ніж у стеблах, що пов'язано присутністю елемента в пластоціаніні і білках<sup>753 754</sup>. Проте в роботі А.Ф. Титова, І.Б. Калімова були представлені інші результати: середній вміст Cu в листках *Medicago sativa* L., *Trifolium pratense* L. та *Galium odoratum* L. становив 2,0 мг/кг, в стеблах – 4,2 мг/кг, що дослідники пов'язують із особливостями геохімічного середовища зростання рослин, а також видовою специфікою поглинання і фази розвитку<sup>755 756</sup>. Концентрація Cu в інших трав'янистих рослинах варіює від 1 до 20 мг/кг сухої речовини; найбільший уміст металу спостерігається в листках<sup>757 758</sup>.

Кларк іншого важливого металу, зокрема цинку, який належить до групи елементів інтенсивного поглинання, в земній корі складає 83 мг/кг. Важливим фактором, який впливає на рухомість Zn в ґрунті, є кількість глинистих мінералів і рівень рН. При підвищенні рН елемент зв'язується в органічні комплекси і його рухомість у ґрунті зменшується. Тому в більшості випадків Zn акумулюється в горизонтах з високим вмістом гумуса<sup>759 760</sup>. Причинами підвищеного вмісту цинку можуть бути природні геохімічні аномалії і техногенне забруднення.

В рослинах Zn знаходиться в двовалентній формі. У ксилемі може зустрічатися у вигляді вільного катіону  $Zn^{2+}$  або у складі комплексів з органічними сполуками. У флоемі, що характеризується високими концентраціями органічних сполук і рН, сполуки Zn, як і інших елементів живлення, залежать від умов середовища і генотипових особливостей рослин і його концентрація коливається в діапазоні 1-80 мг/кг сухої речовини<sup>761</sup>. Високий уміст зафіксовано і у листках, генеративних органах та точках росту<sup>762 763 764</sup>.

Для Zn відомі рослини-концентратори: лишайники, хвойні, серед трав'янистих – гвоздичні здатні акумулювати (до 1500-4900 мг/кг), хрестоцвіті (до 5400-13630 мг/кг сухої речовини)<sup>765 766</sup>. До накопичення Zn здатні деревні рослини: Слід зазначити, що такі деревні рослини як *Pinus strobus* L., *Acer rubrum* L., *Picea abies* L. Karst., *Populus tremula* L., *Populus nigra* L., *Salix alba* L. також вважаються хорошими індикаторами вмісту Zn, послабляючи шкідливу дію металу шляхом метаболічної адаптації, комплексоутворення і переходу іонів у нерозчинну форму у запасаючих тканинах<sup>767 768</sup>. При цьому відмічається пряма залежність між швидкістю поглинання металу і вмістом його у середовищі.

Деякі автори відзначають, що серед культурних рослин Zn, як правило, більше накопичується в злаках, ніж у бобових<sup>769</sup>. Уміст Zn в зернових культурах коливається в межах 20-50 мг/кг<sup>770</sup> і залежить від біологічних особливостей культур, властивостей і складу ґрунтів, умов зростання. Так,

вміст Zn в зерні *Triticum aestivum* L, *Hordéum vulgáre* L, *Secále cereále* L, *Avéna satíva* L і *Pisum satívum* L, вирощених на дерново-підзолистих і сірих лісових ґрунтах з рН 5,4-6,0, становить відповідно 36; 31; 26; 34 і 48 мг/кг, а на опідзолених і вилужених чорноземах з рН 6,0-6,8 – 22; 26; 24; 30 і 31 мг/кг відповідно<sup>771 772</sup>.

Єдиної думки щодо фізіологічно небезпечної концентрації Zn у тканинах рослин немає. За даними<sup>773 774 775</sup> вона варіює від 15 до 150 мг/кг сухої речовини. Деякими дослідниками гранично допустима концентрація Zn для рослин встановлена в діапазоні 150-300 мг/кг, а рівень фітотоксичності не перевищує 400 мг/кг<sup>776 777</sup>. Критична концентрація Zn в рослинах, що призводить до значного зниження врожайності, залежить від культури і властивостей ґрунту. Наприклад, на кислих і карбонатних ґрунтах токсичний ефект Zn для *Lactuca satíva* спостерігався при акумуляції 380 і 1058 мг/кг сухої маси, а для *Triticum aestivum* – при 189 та 655 мг/кг відповідно<sup>778</sup>.

Необхідно зауважити, що при вивченні особливостей надходження металу в рослини був виявлений ген ZNT<sub>1</sub>, який відповідає за транспорт цинку<sup>779 780 781</sup>. Крім того, показано, що в транслокації Zn беруть участь білки родини CDF, кодовані транспортерними генами ZAT<sup>782</sup>.

Вміст Ni в ґрунтах значною мірою залежить від механічного складу та вмісту мікроелементів ґрунтоутворюючих порід. Найбільші концентрації Ni, як правило, спостерігаються в глинистих, суглинних та багатих органічною речовиною ґрунтах<sup>783 784</sup>.

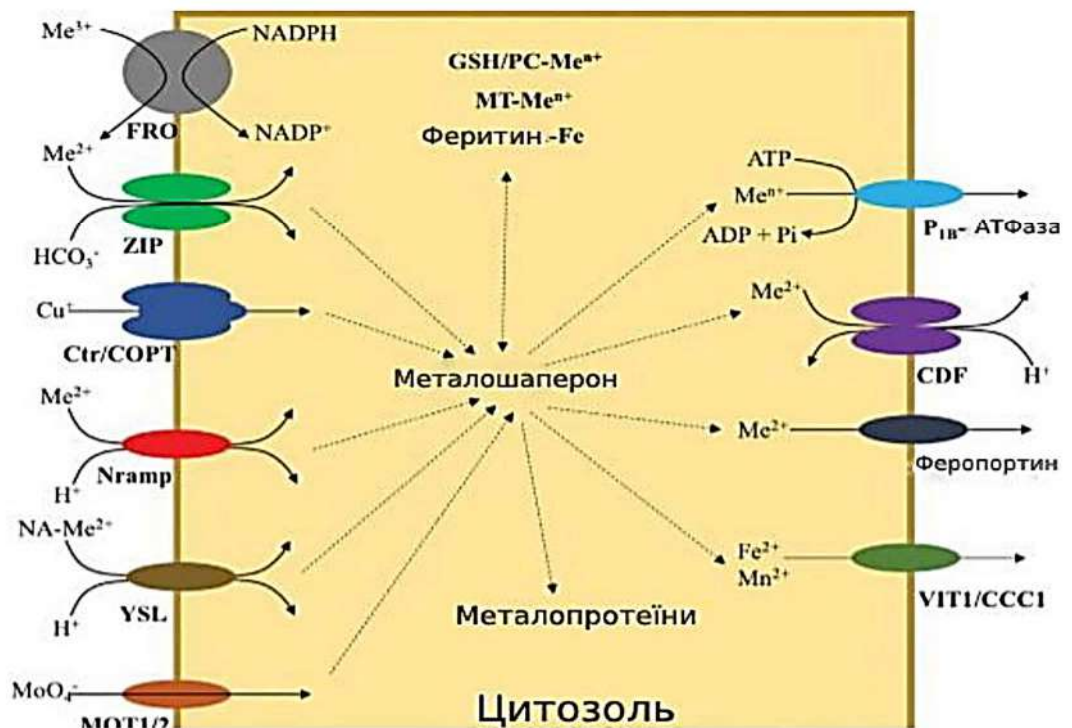


Рисунок 2.53 – Основні системи транспорту у рослин, які беруть участь в транспорті металів<sup>785</sup>



Найбільш вивченими транспортерами, які вводять метали в цитозоль, є родини білків ZIP, Ctr/COPT, Nramp, YSL і MOT<sup>786</sup>. Транспортери ZIP – родина переносників двовалентних металів: Fe<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup>, Ni<sup>2+</sup> і Mn<sup>2+</sup><sup>787</sup>. Вони діють як гомодимер, де кожен мономер має вісім трансмембранних доменів (рис. 2.53-2.54). ZIP-транспортери містять консервативну цитозольну, багату гістидином петлю між трансмембранними (ТМ) доменами 3 і 4 у еукаріот, яка, мабуть, відповідальна за специфічність і швидкість транспорту<sup>788</sup>. Членами цієї родини є переносники, відповідальні за поглинання заліза і цинку з ґрунту<sup>789</sup>.

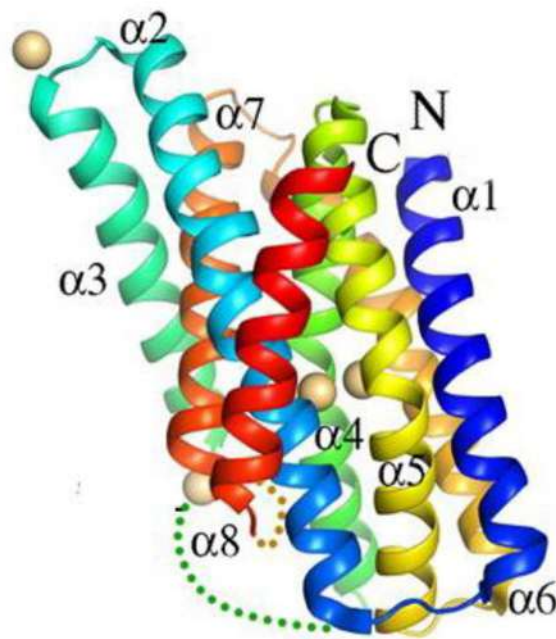


Рисунок 2.54 – Загальний план будови Zip-білків.  $\alpha 1$ - $\alpha 8$  – трансмембранні домени, N-кінець зображено синім кольором, C-кінець – червоним<sup>790</sup>

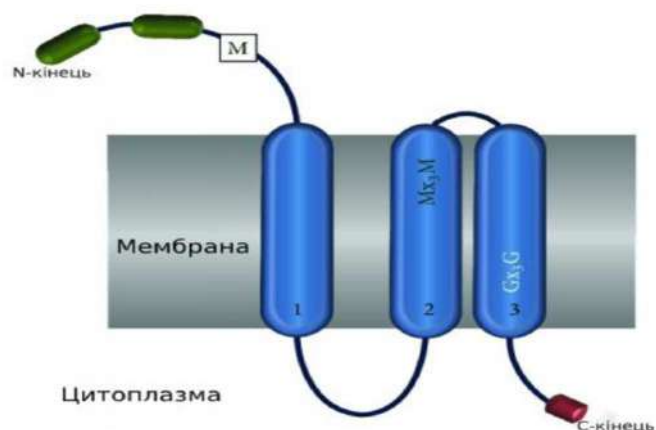


Рисунок 2.55 – Схематична будова білків родини CTR/COPT. Три трансмембранних домени зображено синім кольором, зеленим – позаклітинні ділянки, збагачені метіоніном/гістидином, червоним – цитоплазматичні ділянки цистеїну/гістидину<sup>791</sup>

Транспортери Ctr/COPT (рис. 2.55) – діють як гомо- чи гетеротримери, утворюють канал, відповідальний за специфічний транспорт  $\text{Cu}^{+792}$ .

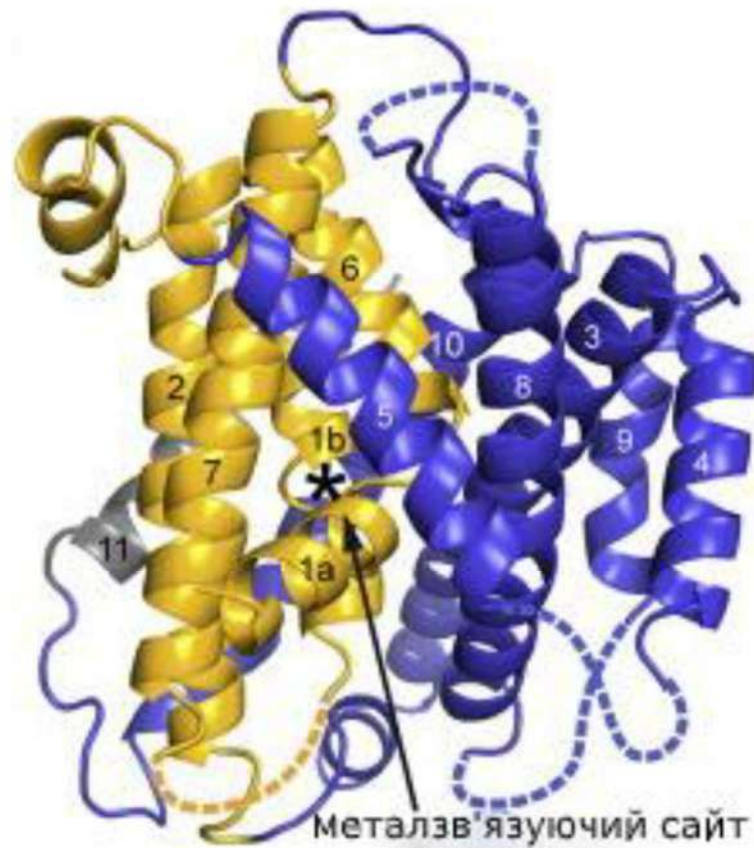


Рисунок 2.56 – Схематична будова транспортерів Nramp.-1-11-трансмембранні домени<sup>793</sup>

Транспортери Nramp (рис. 2.56) – це білок, що містить 11 трансмембранних доменів. Транспортери Nramp відповідають за транспорт  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$  і  $\text{Zn}^{2+794}$ .

Транспортери YSL – жовті смугоподібні білки. Жовті смуги – фенотип, ідентифікований у кукурудзи, в якому спостерігаються хлоротичні (жовті) зони. Хлороз викликаний недостатнім засвоєнням заліза і є результатом мутації кореневого епідермального транспортера YS1 (рис. ).

Транспортери YSL не використовують вільні метали в якості субстрату, а являють собою комплекс металів з нікотинаміном<sup>795</sup>. Транспорт металів YSL-білками активується  $\text{H}^{+}$ -симпортом. Транспортери YSL беруть участь в поглинанні металів з ґрунту у однодольних і розподілі металів на великі відстані як у однодольних, так і у дводольних рослин<sup>796</sup>.

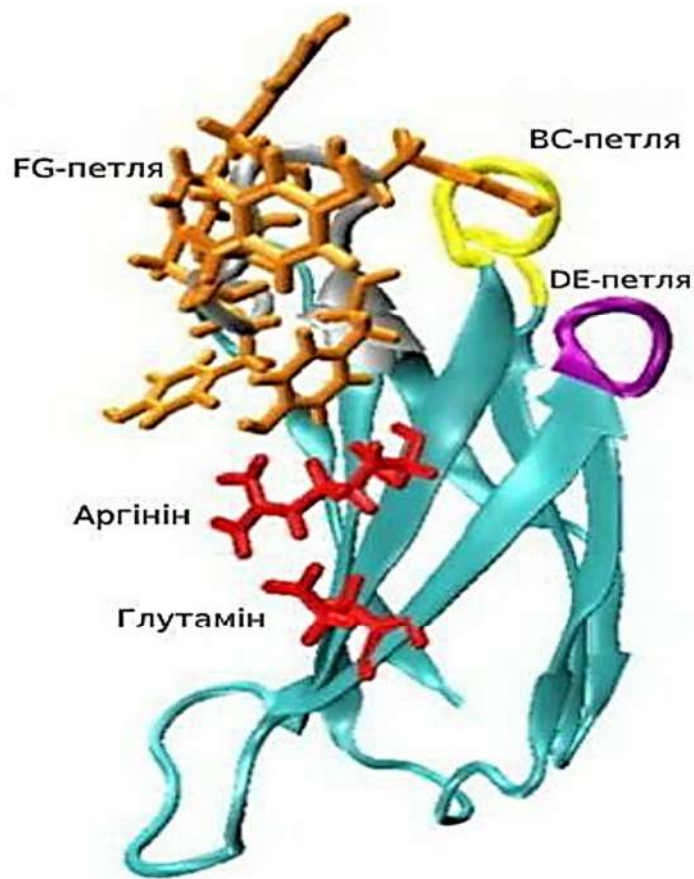


Рисунок 2.57 – Структура білка YS1<sup>797</sup>

Важливим переносником важких металів є MOT1 – транспортер молібдату типу 1 (рис. 2.57). Також існує транспортер молібдату типу 2, виявлений у *Chlamydomonas reinhardtii*. На відміну від інших перехідних металів молібден транспортується у вигляді оксоаніонів молібдату. Ці переносники були вперше ідентифіковані паралельно у *Chlamydomonas reinhardtii* і у *Arabidopsis thaliana*<sup>798</sup>.

Транспортери, які виводять метали з цитозолу в апопласт: P1b-АТФази, CDF, феропортини і родина VIT/CCC1<sup>799</sup>. P1b-АТФази – велика родина транспортерів, знайдених у різних видів рослин (рис. 2.58). Вони залучені в мембранний транспорт цілого ряду мікроелементів, а також потенційно токсичних для рослинної клітини металів. АТФази Р-типу функціонують як насоси, що перекачують важкі метали через клітинні мембрани. Механізм їх дії полягає в утворенні фосфорильованої проміжної сполуки в реакційному циклі<sup>800</sup>.

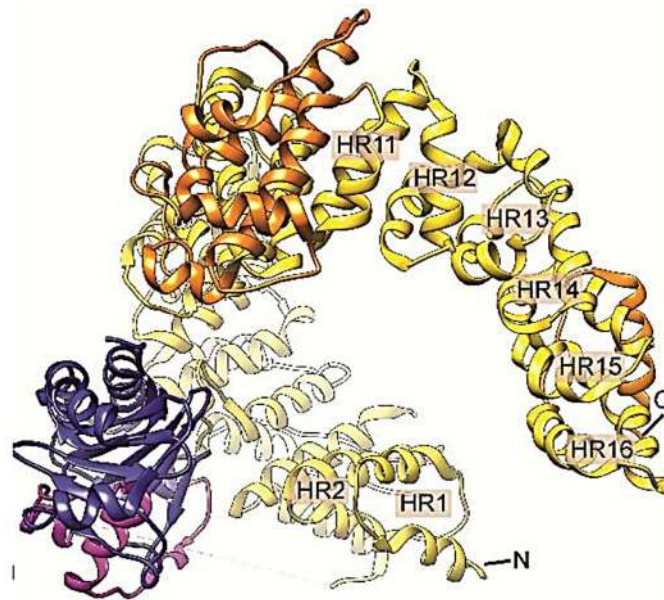


Рисунок 2.58 – Структура транспортерів MOT1. N- і C-кінці позначені N і C відповідно; Heat-повтори позначені як HR1, HR2 і HR11-16<sup>801</sup>

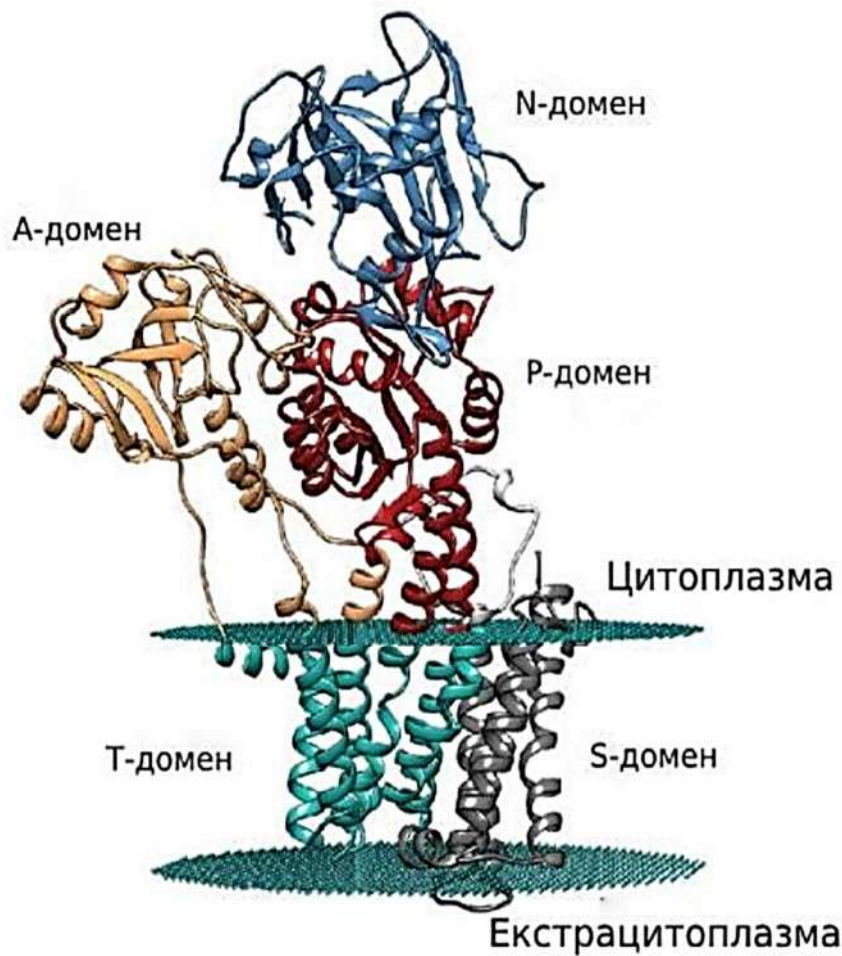


Рисунок 2.59 – Структурна організація P1b-АТФази<sup>802</sup>

Транспортери CDF – білки, субстратом для яких є двовалентні метали, такі як  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  або  $\text{Mn}^{2+}$ , зв'язані з антипортом  $\text{H}^+$  (рис. 2.59-2.60).

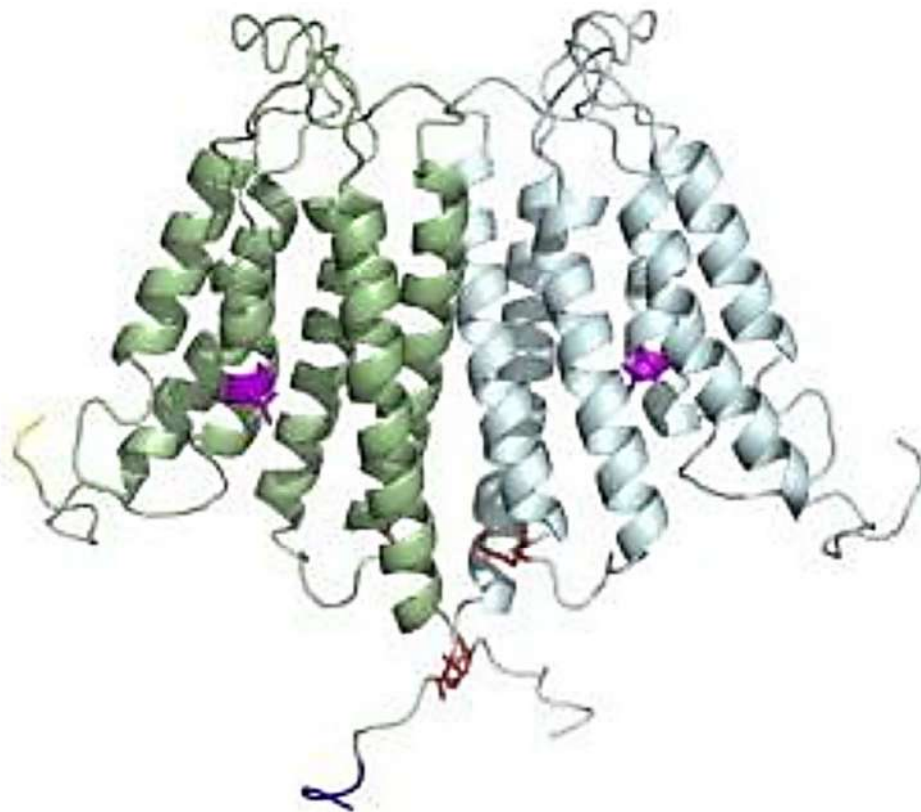


Рисунок 2.60 – Структура білка CDF3 *Shewanella oneidensis*. N- і С-кінці показані помаранчевим і синім кольором відповідно, залишки, які опосередковують утворення сольових містків зображені червоним, гідрофобні залишки – фіолетовим<sup>803</sup>

Коли концентрація металу в цитоплазмі піднімається вище певного рівня, шаперони і органічні молекули зв'язуються з металом. Рослина має бути захищена від надлишкових рівнів металів, оскільки вони можуть стати токсичними. Металопротеїни – багаті цистеїном білки, які демонструють високу спорідненість до міді, цинку або кадмію і є ефективними для захисту рослини від надлишкових рівнів металу<sup>804</sup>

Функціональний транспортер являє собою гомодимер. Мономер має шість трансмембранних доменів з областю, багатою гістидином. У білку є три металзв'язуючих домени: сайт I в трансмембранній області, сайт II на межі мембрана-цитозоль і сайт III в С-термінальному домені<sup>805</sup>.

В результаті господарської діяльності людини в природні екосистеми потрапляють надлишкові кількості важких металів, котрі спричиняють різко негативний вплив як на життєдіяльність окремих живих організмів, так і на стійкість і життєздатність екосистем в цілому. Хром (Cr) – це хімічний елемент, який міститься в ґрунті, вулканічному пилу і газах. Він має різні ступені окислення від +2 до +6. Найбільш стабільними формами є  $\text{Cr}^{6+}$  і  $\text{Cr}^{3+}$ .

Шестивалентний хром токсичний для більшості рослин в концентраціях від 5 до 100 мг/кг доступного хрому в ґрунті. Через високий окисний потенціал  $\text{Cr}^{6+}$  проявляє мутагенну та канцерогенну дію на біологічні системи<sup>806</sup>.

Мутагенні ефекти проявляються при концентраціях хрому 10-12 мг/л.

Ці ефекти пов'язані зі змінами генетичного матеріалу, метаболічних і фізіологічних реакцій.  $\text{Cr}^{6+}$  не взаємодіє безпосередньо з ДНК. Його вплив пояснюється внутрішньоклітинним відновленням до  $\text{Cr}^{3+}$  через утворення проміжних сполук<sup>807</sup>.

Хром чинить негативний вплив на розвиток коренів, а саме зменшується їх діаметр, площа поверхні і кількість волосків, відбувається плазмоліз клітин кореня<sup>808</sup>. При надходженні  $\text{Cr}^{6+}$  до рослини зменшується кількість клітин кореня, відбувається пошкодження ДНК. Хром може також викликати зміни в структурі хлоропластів і некроз в листках рослин.  $\text{Cr}^{6+}$  є більш токсичним для рослин, ніж  $\text{Cr}^{3+}$ , оскільки при високих концентраціях  $\text{Cr}^{6+}$  (1 ммоль/л) спостерігається повне руйнування мембрани хлоропластів<sup>809810</sup>.

У нормальних фізіологічних умовах після проходження через мембрану  $\text{Cr}^{6+}$  реагує з внутрішньоклітинними відновниками (наприклад, аскорбатом і глутатіоном) з утворенням проміжних сполук  $\text{Cr}^{5+}$  та/або  $\text{Cr}^{4+}$ , вільних радикалів і кінцевого продукту  $\text{Cr}^{3+}$ . Катіонні комплекси  $\text{Cr}^{3+}$  можуть електростатично взаємодіяти з негативно зарядженими фосфатними групами ДНК, що може впливати на реплікацію, транскрипцію і викликати мутагенез.

$\text{Cr}^{3+}$  перешкоджає реплікації ДНК, викликає підвищену частоту помилок транскрипції.  $\text{Cr}^{3+}$  може змінювати структуру і активність ферментів, реагуючи з їх карбоксильними та тіоловими групами<sup>811</sup>. Токсична дія хрому в першу чергу залежить від ступеня окислення, що визначає особливості його поглинання, переміщення і накопичення (рис. 2.61).

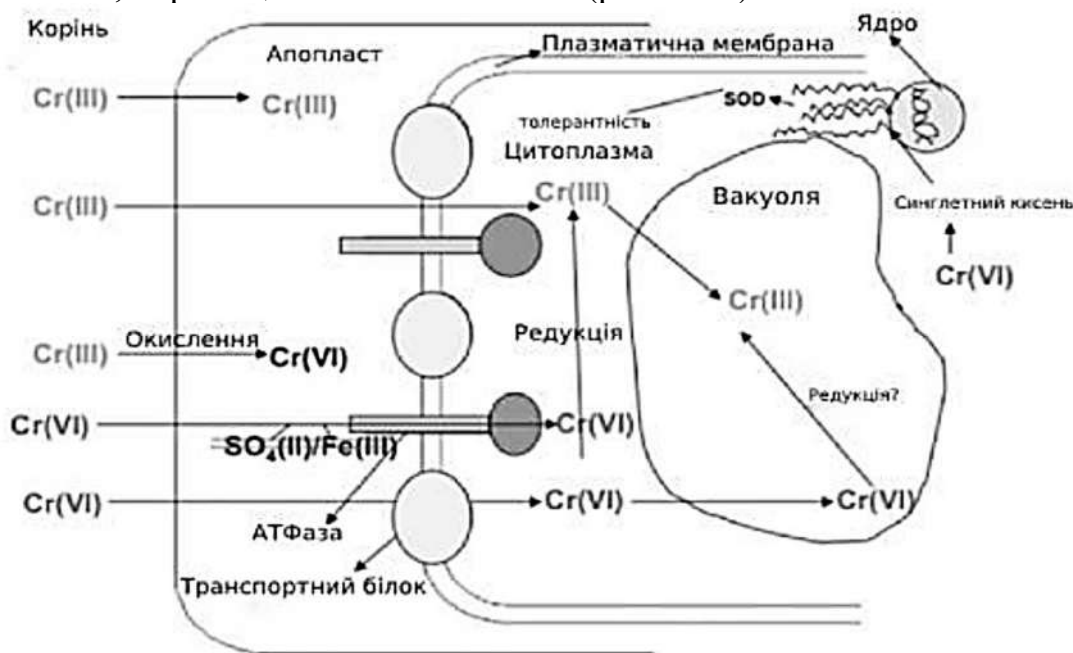


Рисунок 2.61 – Схема транспорту іонів хрому в коренях рослин<sup>812</sup>

Механізми поглинання і розподілу хрому у вегетативних та генеративних органах рослин до цих пір повністю не вивчені<sup>813 814</sup>. Хром транспортується і накопичується в рослинах за допомогою іонів-носіїв, таких як сульфат або залізо<sup>815</sup>. Хром переважно накопичується в коренях.

Імобілізація цього металу в вакуолях клітин кореня є основною причиною такої біоаккумуляції<sup>816</sup>. У коренях поглинання  $\text{Cr}^{6+}$  відбувається активно, а поглинання  $\text{Cr}^{3+}$  відбувається шляхом осмосу<sup>817</sup>.

Нікель (Ni) – зазвичай має два валентних електрони, але також можуть існувати ступені окислення +1, +3 або +4. Деякі солі нікелю, такі як ацетати, хлориди, сульфати та нітрати розчинні у воді, тоді як гідроксиди та карбонати малорозчинні, а дисульфіди, сульфіди і оксиди практично нерозчинні в воді.

Нікель використовують у виробництві нержавіючих сталей, гальванічних, нікель-кадмієвих акумуляторів, монет і електронних виробів. Нікель також потрапляє в навколишнє середовище в результаті різних антропогенних впливів, таких як виплавка, видобуток металів, викиди, видалення побутових, комунальних та промислових відходів, внесення органічних добрив.

Концентрація нікелю в підземних водах залежить від ґрунту, рН і глибини відбору проб<sup>818</sup>.

Нікель необхідний для рослин, але його концентрація в більшості їх видів дуже низька (0,05-10 мг/кг сухої ваги). Концентрація нікелю в рослинах і його поглинання збільшуються за рахунок збільшення вмісту фосфатів в ґрунті. Токсичні симптоми, викликані впливом нікелю, включають хлороз, який зазвичай супроводжується некрозом. Інші токсичні симптоми включають затримку росту кореня і пагона, деформацію різних частин рослини, незвичайні плями і безліч інших аномалій росту. У крайніх випадках нікель може привести до загибелі всієї рослини<sup>819</sup>.

Поглинання нікелю рослинами здійснюється через кореневу систему за допомогою пасивної дифузії і активного транспорту (рис. 2.62)<sup>820</sup>.



Рисунок 2.62. – Схема поглинання та транспорту нікелю рослинами<sup>821</sup>.

Інтенсивність поглинання нікелю рослинами залежить від кислотності ґрунту, наявності інших металів і органічних речовин<sup>822</sup>. Нікель накопичується переважно у коренях, ніж у пагонах<sup>823</sup>.

У біологічних системах елемент нікель в основному представлений у вигляді  $Ni^{2+}$ , але може перебувати у формах  $Ni^+$ ,  $Ni^{3+}$ . Як і інші мікроелементи утворює стійкі комплекси з органічними сполуками<sup>824</sup>.

Вміст Ni в різних видах рослин становить від 0,1-1,0<sup>825</sup> до 8,1 мг/кг<sup>826</sup>, при критичній концентрації 3,0 мг/кг<sup>827</sup>. А.Ф. Титов<sup>828</sup> зі співавторами запропонував поділ культур за здатністю акумулювати нікель в рослинній продукції на групи: з відносно низьким рівнем накопичення – *Triticum aestivum*, *Hordéum. vulgare*, *Secale cereale* і високим – *Avéna satíva* та бобові. На їх думку ГДК Ni в рослинницькій продукції становить 5 мг/кг. Концентрація металу в зернових і кормових культурах варіює від 0,1 до 1,7 мг/кг, в овочевих рослинах – від 0,2 до 3,7 мг/кг сухої маси.

Для рослин нормальна концентрація Pb знаходиться в межах від 0,1 до 5,0 мг/кг сухої речовини<sup>829</sup>, критична – 10 мг/кг<sup>830</sup>, фітотоксична – понад 60 мг/кг<sup>831</sup>. За даними Ж.З. Гуральчук свинець на 96-98% акумулюється в кореневій системі рослин<sup>832</sup>. Фоновий вміст Pb у кормових культурах в середньому становить (мг/кг сухої маси): у травах 1-9; коренеплодах 3-6; бобових 2-5. У забруднених районах Pb може надходити в рослини не тільки з ґрунту, але і з повітря, накопичуючись до 63-232 мг/кг<sup>833 834</sup>. В роботі М. А. Hossian, Р.Рiyatida<sup>835</sup> виявлено, що іони Pb стимулюють процеси пероксидного окиснення ліпідів, що підтверджується підвищенням вмісту ТБК-активних продуктів у вегетативних органах *Poa angustifolia* L. (на 15 – 68%), *Dactylis glomerata* L. (на 88-188 %) і *Setaria viridis* L. (на 43-68 %).

Існує два основних шляхи надходження металів у рослини: кореневий та фоліарний (позакореневий). Зазвичай переважає надходження іонів металів у рослину шляхом абсорбції корінням, яке може бути пасивним (не метаболічним) і/або активним (метаболічним). Більша частина металів при поглинанні корінням локалізується в ризодермі та корі. Транслокація від ризодерми до ендодерми здійснюється по апопласту, а подальший рух гальмують пояски Каспарі. Багат шарова кора також виконує бар'єрну функцію, що знижує токсичну дію іонів важких металів. Крім того, існують деякі особливості міграції іонів по тканинам кореня, зокрема кількість Pb в базальній ділянці кореня більше, ніж в апікальній.

Протилежна тенденція спостерігалась для Ni<sup>836 837</sup>. При цьому швидкість поглинання важких металів позитивно корелює з їх доступним запасом у ґрунті та його фізико-хімічними характеристиками<sup>838</sup>. Інший шлях надходження (через листову пластину) має суттєве значення в екосистемах, що формуються поблизу промислових підприємств. Важкі метали, які поглинаються через листя, також включаються в обмінні процеси та транспортуються в тканини і органи<sup>839</sup>. Захисні властивості листової пластинки визначаються ступенем опушення, восковим нальотом, клейкістю, площею продихів тощо. Встановлено, що ксерофітизація листків газонних



рослин в умовах промислового забруднення проявляється у зменшенні розмірів і кількості листків на річних пагонах, потовщенні листової пластинки<sup>840 841</sup>, збільшенні кількості продохів на 1 мм<sup>2</sup> поверхні листка.

Аналітичні узагальнення різних дослідників зроблено у статті Н.М. Топчія<sup>842</sup>. Відповідно до літературного огляду проведеного у його публікації відмічається, що основний шлях надходження  $Me^{2+}$  в рослини – їх поглинання ко-реневою системою з ґрунту. Частина металів зв'язується з органічним матеріалом ґрунту і стає недоступною для рослин. Інші залишаються в іонній формі і можуть надходити в кореневу систему. Іони  $Me^{2+}$  поглинаються кореневою системою за механізмами пасивної дифузії та активного транспорту залежно від кислотності ґрунту, вмісту в ньому органічних речовин, вапна, макро- і мікроелементів, вологості, гранулометричного складу<sup>843 844</sup>.

Важкі метали можуть також надходити в рослини і через листки з аерозолями, причому здатність листків поглинати важкі метали залежить від їх анатомічних особливостей. Чим більше опушені листки, тим інтенсивніше вони вбирають метали із забрудненої атмосфери<sup>845</sup>.

У рослин є кілька фізіологічних бар'єрів, що обмежують надходження важких металів у надземні органи. Основні з них – плазматична мембрана та ендодерма – відповідно на клітинному і тканинному рівнях.

Надходження важких металів у цитоплазму клітини опосередковано різними транспортними системами, локалізованими на плазматичній мембрані. Zn, Mn і Cd переносяться крізь мембрану за допомогою ZIPs (Zrt Irt-like protein family) і NRAMPs (natural resistance associated macrophage protein) транспортерів, Cu – за участю транспортера міді – COPT1-5 (copper transporter) та АТФаз. У злаків можливе надходження Cd, Zn і Ni крізь Са-канали і шляхом фітометалофорів<sup>846</sup>.

Іони металів, що осіли на поверхні клітин чи проникли в них, можуть взаємодіяти з функціональними групами білків, нуклеїнових кислот, полісахаридів, інших сполук. У результаті виникають різні порушення метаболізму, причому, як правило, невідомо, які з них є первинними, а які – наслідком порушення інших процесів.

***У вищих рослин толерантність до важких металів забезпечується двома шляхами:***

1) запобіганням надходженню металів у клітину шляхом їх зв'язування в клітинних оболонках, внаслідок чого рослина не за-знає токсичного впливу важких металів на внутрішньоклітинні процеси;

2) запуском внутрішньоклітинних механізмів детоксикації важких металів<sup>847</sup>. У відповідь на надходження у клітину активуються неспецифічні, характерні для дії різних стрес-чинників системи захисту, спрямовані на підтримання гомеостазу:

1) індукція антиоксидантних ферментів (каталази, пероксидази, супероксиддисмутази, аскорбатоксидази, глутатіонредуктази), які відповідають за нейтралізацію вільних радикалів і пероксидів, утворення

яких інтенсифікується в результаті металоіндукованого окиснювального стресу;

2) синтез осмотично активних речовин (проліну) у відповідь на металоіндукований водний стрес;

3) зміна фізико-хімічних властивостей клітинних оболонок;

4) зміна гормонального балансу; 5) синтез стресових білків. Накопичення металів у вакуолі у вигляді комплексів з органічними кислотами є одним із універсальних механізмів їх детоксикації<sup>848 849 850</sup>.

Специфічною відповіддю клітин на надходження важких металів у цитоплазму є синтез металозв'язувальних сполук (фітохелатинів, металотіонеїнів). Хелатування важких металів у цитоплазмі за допомогою вископоріднених лігандів – один із важливих механізмів їх детоксикації.

До потенційних лігандів належать амінокислоти, органічні кислоти (лимонна, яблучна) та два класи пептидів (фітохелатини, металотіонеїни).

**Фітохелатини** – низькомолекулярні пептиди з високим вмістом цистеїну, які здатні зв'язувати іони важких металів. Через високу спорідненість до SH-груп іони  $Cd^{2+}$  є найсильнішими активаторами їх синтезу. Крім фітохелатинів важливу роль у детоксикації деяких важких металів (особливо міді) відіграють металотіонеїни з високим вмістом SH-груп. Фітохелатини синтезуються на основі глутатіону чи його аналогів у результаті пептидилтрансферазної реакції за участю ферменту фітохелатинсинтази<sup>851 852</sup>.

Велику роль у захисті клітин від токсичної дії важких металів відіграють білки теплового шоку (БТШ). Вони виконують функцію молекулярних шаперонів, беруть участь у захисті, відновленні і деградації пошкоджених білків під час більшості абіотичних стресів. Синтез БТШ індукується іонами  $Cd^{2+}$  у багатьох рослин<sup>853 854</sup>. У клітинній культурі *Lycopersicon peruvianum* (L.) Mill. під дією солі кадмію (1 мМ) значні кількості БТШ молекулярною масою 70 кД (БТШ 70) були зв'язані із плазмолемою, мембранами мітохондрій та ендоплазматичного ретикулума<sup>855</sup>. Нещодавно отримано дані про структуру гена *Hvhsr 17*, який відповідає за синтез БТШ у кукурудзи та ячменю. Його експресія посилювалась за наявності  $Cd^{2+}$ <sup>856</sup>.

Показано, що вміст низькомолекулярного БТШ 17 зростає у культурах клітин *Silene vulgaris* і *Lycopersicon peruvianum* (L.) Mill. у відповідь на дію важких металів<sup>857</sup>.

Мідь, нікель, свинець і цинк концентраціями 0,5-2 мМ спричинюють підвищення вмісту низькомолекулярних БТШ у хлоропластах, що залежить від тривалості експозиції рослин на розчинах металів<sup>858</sup>.

Низькомолекулярні БТШ можуть сприяти підтриманню рівня електронного транспорту за індукованого важкими металами стресу.

Однак досі не ідентифіковані специфічні компоненти клітини чи процеси, які є мішенями дії білків теплового шоку за металіндукованого стресу. Оскільки мембрани клітин і білки є первинними сайтами

пошкодження, припускають, що функція БТШ полягає у захисті клітинних мембран<sup>859</sup>.

Підвищені концентрації важких металів у воді чи ґрунті здатні викликати множинні порушення багатьох фізіологічних процесів у рослинах, найчутливішим з яких є фотосинтез. Вплив важких металів на фотосинтез описано в багатьох роботах. Переважна більшість із них присвячена вивченню дії окремих металів на певні ланки цього процесу.

Нижче наведено короткий огляд результатів досліджень впливу важких металів на світлову і темнову стадії фотосинтезу.

Дію  $Me^{2+}$  на фотосинтез вивчають як в експериментах *in vivo* (на листках рослин, вирощених за надлишку іонів важких металів), так і *in vitro* на ізольованих системах (хлоропласти, часточки фотосистеми II (ФС II), ферменти). Експерименти *in vitro* звужують коло впливів від цілого організму до органів, тканин, клітини, субклітинних органел, їх фрагментів та окремих ферментів, дають змогу визначати потенційно найчутливіші місця впливу металів для подальшої реконструкції загальної реакції організму.

Важкі метали впливають на процес фотосинтезу прямо й опосередковано. Прямий вплив пов'язаний з інгібуванням активності ферментів синтезу хлорофілу та циклу Кальвіна зв'язуванням  $Me^{2+}$  з SH-групами білків, порушенням транспорту електронів електронтранспортним ланцюгом (ЕТЛ), зміною кількості тилакоїдів і ліпідного складу мембран. Опо середкована дія обумовлена металоіндукованим водним стресом, закрит-тям продохів, внаслідок чого зменшується кількість доступного  $CO_2$ <sup>860</sup> [6].

Згідно з результатами дослідження вмісту пігментів у листках рослин за дії важких металів, при вирощуванні *Zea mays* L. на поживному середовищі із вмістом солей  $Cu^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  і  $Pb^{2+}$  концентраціями 0,5-2 мМ протягом кількох діб загальний вміст хлорофілів та їх співвідношення були зниженими<sup>861</sup> [21].

У низці робіт відмічено зменшення вмісту хлорофілів у листках рослин за дії іонів  $Ni^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  і  $Pb^{2+}$ , що виявлялося хлорозом, обумовленим інгібуванням синтезу хлорофілу<sup>862 863 864</sup>.

Встановлено також збільшення деградації хлорофілу під дією  $Pb^{2+}$  внаслідок підвищення активності хлорофілази<sup>865</sup>.

За витримування листків у розчині, що містив іони  $Cu^{2+}$  концентрацією менш як 1 мМ протягом 1 доби, відмічено зниження вмісту хлорофілів, а також співвідношення хлорофілів а/б. За концентрації  $Cu^{2+}$  1-10 мМ вміст хлорофілів знижувався ще більше, і крім того, розпадались каротиноїди<sup>866</sup>.

Токсичний вплив міді пов'язаний із заміщенням магнію на мідь у молекулі хлорофілу<sup>867</sup>.

Продуктування вільних радикалів під дією важких металів підвищує швидкість старіння листків у результаті окиснювального стресу<sup>868</sup>. Іони  $Pb^{2+}$  і  $Cd^{2+}$  призводять до зміни ліпідного складу мембран тилакоїдів<sup>869 870</sup>, зниження вмісту хлорофілів, причому вміст хлорофілу b знижувався

більшою мірою, ніж хлорофілу а<sup>871 872</sup>. Це очевидно пов'язано з інгібуванням ферментів синтезу хлорофілів, яке часто спостерігається у вигляді хлорозу<sup>873</sup>.

Залізо є необхідним елементом для біосинтезу хлорофілу, тому його дефіцит зумовлює зниження концентрації пігментів у листках, підвищення співвідношення хлорофілів а/в та інгібування фотосинтетичної активності. Показано, що збільшення концентрації  $\text{Cu}^{2+}$  було причиною зниження вмісту хлорофілів у листках, яке очевидно обумовлене дефіцитом  $\text{Fe}^{2+}$ <sup>874</sup>. Раніше відмічено антагоністичну взаємодію між  $\text{Cu}^{2+}$  і  $\text{Fe}^{2+}$ , показано, що токсичні ефекти  $\text{Cu}^{2+}$  на фотосинтез значно знижуються за одночасного зростання концентрації  $\text{Fe}^{2+}$  всередині листка<sup>875</sup>.

Непрямий вплив важких металів на процес фотосинтезу підтверджують експерименти з вимірювання співвідношень  $\text{Me}^{2+}/\text{ФС II}$ . За вирощування рослин на середовищі, що містило надлишок іонів міді (15 мкМ), співвідношення  $\text{Cu}^{2+}/\text{ФС II}$  в ізольованих хлоропластах рослин було значно нижчим, ніж у листовій тканині в цілому. Отримані результати вказують на те, що  $\text{Cu}^{2+}$  не накопичується специфічно у хлоропластах і цей вплив, імовірно, є наслідком порушення інших процесів<sup>876</sup>.

Зниження концентрації хлорофілу супроводжувалось редукцією тилакоїдних мембран. Зменшення розмірів і числа хлоропластів, а також порушення їх ультраструктури (зменшення числа гран і тилакоїдів, їх деформація, утворення пластоглобул, зміна ліпідного складу мембран) спостерігались у *Brassica oleracea* L. при інкубації на агарі за наявності  $\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ . Можливо ці зміни були пов'язані з нікельіндукованим зниженням вмісту води в клітинах або з окиснювальним стресом, який призводив до пероксидного окиснення ліпідів мембран<sup>877</sup>.

Дані щодо впливу  $\text{Me}^{2+}$  на рівні фотосинтетичного ЕТЛ хлоропластів підтверджують, що найчутливішою його ділянкою є ФС II<sup>878 879</sup>. Фотосистема II – мультисубодиничний пігмент-білковий комплекс, функціонує як світлозалежна  $\text{H}_2\text{O}$  – пластохінон (PQ) оксидоредуктаза, що забезпечує перенесення електронів від  $\text{H}_2\text{O}$  до пластохінону за тоіндукованим розділенням зарядів між первинним донором електронів P680 та первинним акцептором – молекулою феофітину (Phe). ФС II вищих рослин і зелених водоростей містить більш як 25 поліпептидів і близько 300 молекул хлорофілу на один P680. Реакційний центр ФС II утворюють гомологічні білки D1 і D2, на яких розміщуються редокс ком-поненти (залишки тирозину TyrZ і TyrD, первинний донор електронів P680 (спеціальна пара/димер хлорофілу а), 4-6 молекул хлорофілу а, первинний акцептор Phe, хінонові акцептори QA і QB, Mn-кластер, негемове залізо ( $\text{Fe}^{2+}$ ), розміщене з акцепторного боку між QA і QB, цито-хром b559)<sup>880</sup>. На рис. 2.63 схематично вказано місця впливу важких металів на ФС II.

Згідно з літературними даними, іони  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  інгібують як донорний, так і акцепторний боки ФС II (див. рис. ). З донорного боку  $\text{Cu}^{2+}$

інгібує електронний транспорт на рівні первинного донора електронів P680, а також на рівні окиснення TyrZ<sup>881 882</sup>.

Показано<sup>883</sup>, що обидві форми цитохрому b559 і хлорофіл Z (ХлZ) є мішенями впливу іонів Cu<sup>2+</sup>. Місцями інгібіторної дії Cu<sup>2+</sup> з акцепторного боку ФС II є первинний хіноновий акцептор QA<sup>884</sup>, ділянка Phe-QA-Fe<sup>885</sup>, негемове залізо<sup>886 887</sup>. На підставі даних термолюмінесценції й уповільненої флуоресценції висловлено припущення, що іони Cu<sup>2+</sup> не блокують електронний транспорт між QA і QB, а модифікують QB-центр<sup>888</sup>.

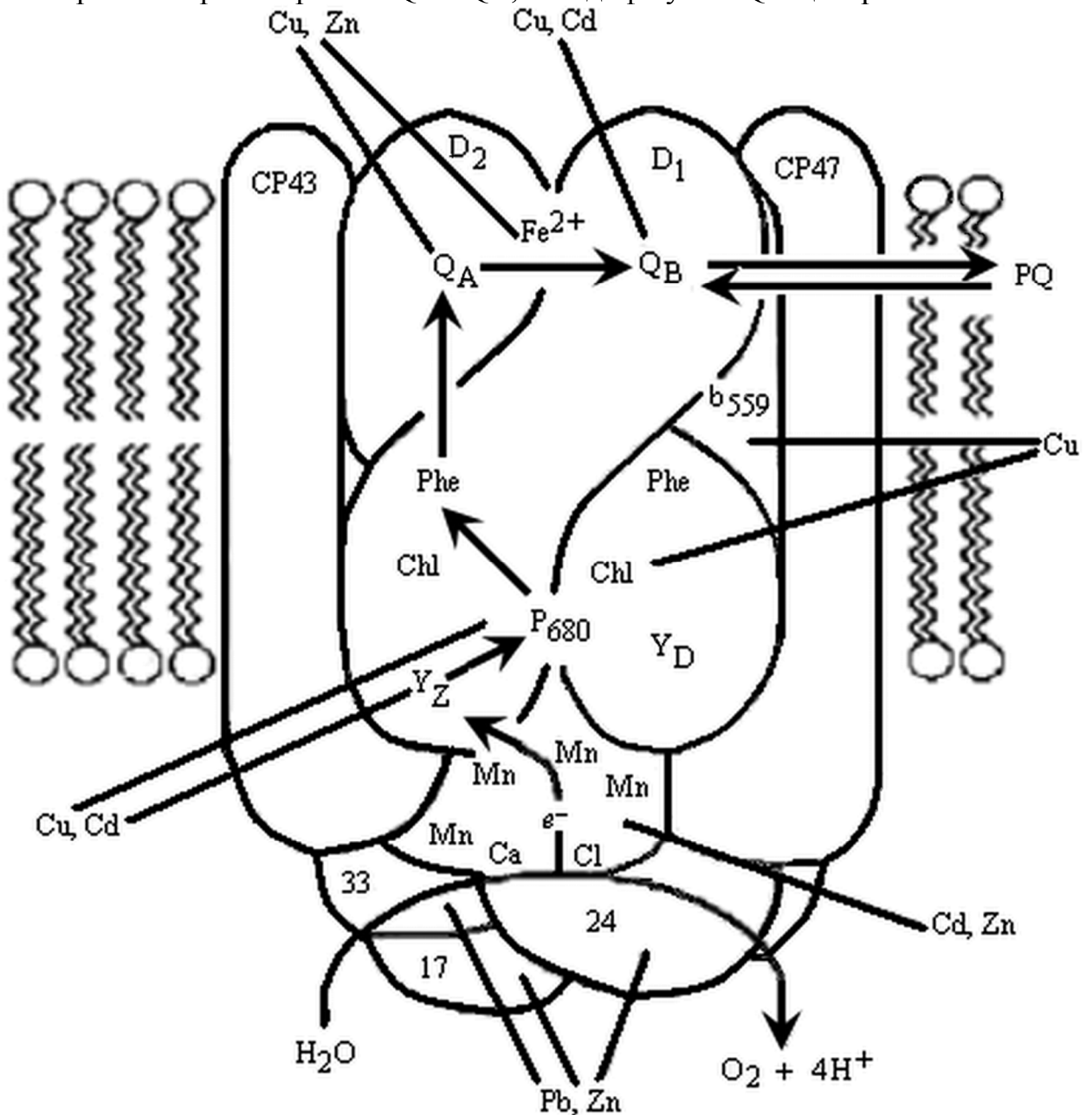


Рисунок 2.63 – Місця впливу важких металів на ФС II (будова ФС II за<sup>889</sup>)

Іони Cd<sup>2+</sup> інгібують фотосинтетичне виділення кисню, окиснення TyrZ. Крім того, зв'язавшись у ділянці QB-сайта, вони порушують транспорт електронів між QA і QB<sup>890</sup>.

Встановлено<sup>891</sup>, що сіль  $ZnSO_4$  концентрацією 2 мМ не впливає на активність ФС I, проте інгібує фотохімічні реакції ФС II – фотовідновлення дихлорфеноліндофенолу, виділення  $O_2$  і флуоресценцію хлорофілу в ізольованих хлоропластах ячменю.

Вплив іонів  $Zn^{2+}$  на фотосинтетичне виділення кисню підтверджено результатами ЕПР-спектроскопії. Додавання до суспензії тилакоїдів 5 мМ іонів  $Zn^{2+}$  викликало ЕПР-сигнал, що належить вивільненим у середовище іонам  $Mn^{2+}$ . Величина цього сигналу лінійно корелювала з інгібуванням виділення кисню<sup>892 893</sup>.

Докази інгібіторної дії міді на рівні ділянки Phe-QA-Fe наведено в низці експериментів. При дослідженні впливу міді на фотохімічні процеси *in vitro* в часточках ФС II показано, що іони  $Cu^{2+}$  концентрацією 10-40 мкМ інгібують фотосинтетичне виділення кисню за наявності акцепторів електронів 2,6-дихлор-п-бензохінону (2,6-ДХБХ) і фериціаніду ( $FeCy$ ) на відміну від силікомолібдату ( $SiMo$ ). Оскільки 2,6-ДХБХ акцептує електрони з QB,  $FeCy$  – з QA, а також з QB,  $SiMo$  приймає електрони від Phe, QA, QB, інгібувальний вплив іонів  $Cu^{2+}$  на процес виділення кисню може бути спричинений їх зв'язуванням у ділянці Phe-QA-Fe<sup>894</sup>.

Показано<sup>895</sup>, що інгібування фотосинтетичного виділення кисню іонами  $Cu^{2+}$  супроводжувалося гасінням (зниженням рівня) флуоресценції хлорофілу, пов'язаним з інгібуванням донорного боку ФС II у результаті зв'язування  $Cu^{2+}$  з  $TyZ$ <sup>896 897</sup>. Причиною гасіння флуоресценції хлорофілу за умов інгібування донорного боку ФС II є утворення радикала  $ХлZ^+$ , який є сильним гасником флуоресценції ФС II<sup>898</sup>.

Інгібування донорного боку іонами важких металів підтверджують дані про те, що іони  $Hg^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$  і  $Pb^{2+}$  в ізольованих тилакоїдних мембранах зумовлюють зниження мінімального, максимального і стаціонарного рівнів флуоресценції<sup>899</sup>.

Пізніше встановлено стимулювання виділення кисню за дії коротких насичувальних імпульсів світла та співвідношень  $Cu^{2+}/ФС II$ , близьких до еквімолярних<sup>900 901</sup>.

Дослідженням фотосинтетичних показників листків рослин *in vivo* в разі додавання до середовища вирощування *Zea mays* L. солей  $Cu^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  і  $Pb^{2+}$  виявлено зниження швидкості поглинання  $CO_2$  та нециклічного транспорту електронів за наявності фериціаніду калію, а також зменшення максимального квантового виходу фотохімічних реакцій ФС II<sup>902</sup>.

Іони  $Pb^{2+}$  і  $Zn^{2+}$  концентрацією від 2 до 10 мМ викликають дисоціацію поліпептидів кисневидільного комплексу (КВК) молекулярною масою 17, 23 і 33 кД у часточках ФС II. Дисоціація цих поліпептидів не тільки інгібує активність КВК, а й дестабілізує зв'язування кофакторів КВК  $Cl$ ,  $Ca^{2+}$  і  $Mn^{2+}$ <sup>903</sup>. Іони  $Pb^{2+}$ , що зв'язуються з поліпептидами світлозбирального комплексу *in vitro*, призводять до його конформаційних змін<sup>904</sup>.

Токсичний вплив важких металів ( $Zn^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Co^{2+}$ ) на фотохімічні реакції ФС II досліджено вимірюванням активності реакції Хілла, флуо-ресценції та термомлюмінесценції у хлоропластах *Pisum sativum* L.<sup>905</sup>

Фотовідновлення дихлорфеноліндофенолу та максимальний рівень флуо-ресценції істотно інгібувались за наявності 5 мМ  $Ni^{2+}$ ,  $Co^{2+}$  і 2,5 мМ  $Zn^{2+}$ . Ці метали пригнічували транспорт електронів від феофітину через пластохінон QA і Fe на пластохінон QB зміною структури переносників (пластохінон QB) чи білків реакційного центру. Встановлено, що іони  $Zn^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$ ,  $Co^{2+}$ , як і  $Cu^{2+}$ , модифікують QB-центр, що призводить до втрати активності ФС II. Крім того, під впливом  $Ni^{2+}$  може зменшуватися вміст цитохромів b6f і b559, а також ферредоксину і пластоціаніну, внаслідок чого знижується ефективність транспорту електронів<sup>906</sup>.

Місця зв'язування іонів  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$  і  $Cd^{2+}$  з акцепторним боком ФС II інтенсивно з'ясовуються на бактеріальних реакційних центрах (БРЦ) методами ЕПР-спектроскопії та рентгенівської дифракції<sup>907 908</sup>. Доведено, що  $Zn^{2+}$  і  $Cd^{2+}$  стехіометрично зв'язуються з БРЦ, блокують поглинання протонів та інгібують швидкість транспорту електронів від первинного хінонового акцептора QA до вторинного QB<sup>909</sup>. Особливості зв'язування перехідних металів з акцепторним боком суперкомплексу ФС II вищих рослин вивчені набагато гірше, є деякі дані щодо впливу іонів міді і цинку на електронний транспорт з акцепторного боку ФС II, проте мало відомо про вплив інших важких металів. Зокрема, іони  $Cu^{2+}$  і  $Zn^{2+}$ , зв'язуючись у ділянці Fe<sup>2+</sup>-сайта між QA і QB, можуть спричинювати зміщення негемового заліза. Це реєструється як зникнення ЕПР-сигналу, що належить QA-Fe<sup>2+</sup> у часточках ФС II, які не містять мангану<sup>910 911</sup>.

Іони  $Cu^{2+}$  інгібують рекомбінацію зарядів водоокиснювального комплексу ФС II з QB<sup>-</sup>, на відміну від рекомбінації з QA<sup>912</sup>.

Показано також, що  $Cu^{2+913}$  і  $Zn^{2+914}$  [3] інгібують світлозалежне поглинання протонів вторинним хіноновим акцептором QB значно більшою мірою, ніж виділення кисню.

Ми досліджували вплив іонів  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  і  $Hg^{2+}$  на кінетику реокиснення QA- та відносний вміст QB-невідновлювальних комплексів ФС II в ізольованих хлоропластах гороху з метою встановлення механізмів дії важких металів на процес фотосинтетичного транспорту електронів з акцепторного боку ФС II між QA і QB. Після багаторазового збудження реакційного центру ФС II насичувальним спалахом тривалістю 600 мс спостерігали трикомпонентну кінетику реокиснення QA<sup>-</sup>, яка контролювалась редокс-станом QB і пластохінонового пулу (рис. 2.64). Тривалість напівспаду та амплітуди швидкої, середньої і повільної компонент темного гасіння флуоресценції значно змінювались після додавання важких металів до реакційного середовища. Експерименти, проведені з акцептором електронів 2,6-ДХБХ та інгібітором ФС II 3-(3,4-дихлорфеніл)-1,1-диметилсечовиною, показали, що перші дві компоненти

пов'язані з лінійним транспортом електронів від ФС II, а третя відбиває рекомбінацію між QA- і кисневидільним комплексом.

Додавання іонів  $\text{Cu}^{2+}$  (50 і 200 мкМ),  $\text{Hg}^{2+}$  (5 і 20 мкМ) до суспензії хлоропластів призводило майже до дворазового прискорення швидкої і проміжної компонент, тоді як амплітуда швидкої фази зростала за рахунок проміжної і повільної. Іони  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$  (50 і 200 мкМ) сповільнювали швидку і середню компоненти, при цьому амплітуда повільної фази збільшувалась, а проміжної і швидкої зменшувалась<sup>915</sup>. Іони  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$  майже не впливали на вміст QB-невідновлювальних комплексів, а за наявності  $\text{Zn}^{2+}$  і  $\text{Pb}^{2+}$  ця величина різко зростала.

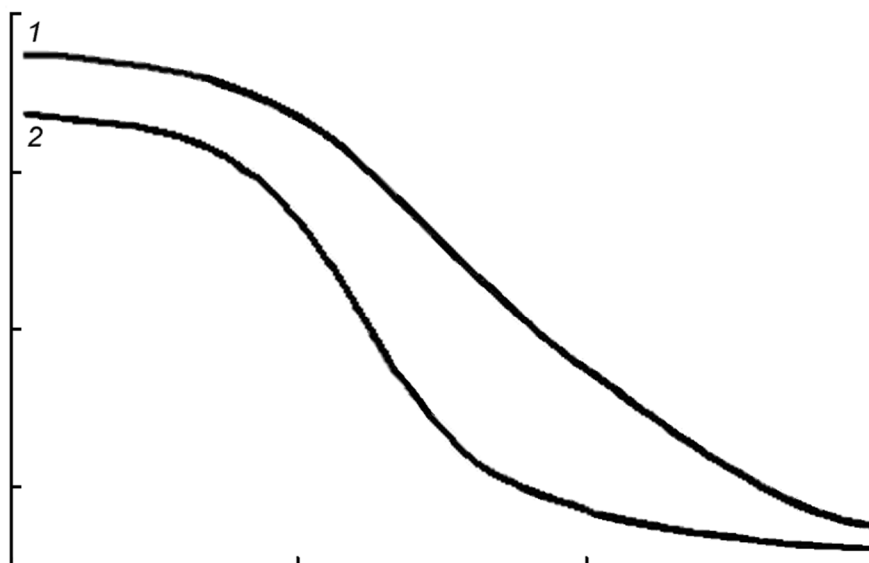


Рисунок 2.64. – Криві релаксації флуоресценції хлорофілу контрольних рослин та за дії іонів міді: 1 – контроль; 2 – 100 мкМ  $\text{Cu}^{2+}$

Отримані дані засвідчують, що важкі метали залежно від їх редокс-потенціалів по-різному впливають на транспорт електронів між QA і QB. Більш електронегативні метали  $\text{Zn}^{2+}$  ( $E_0 = -0,763$  В),  $\text{Cd}^{2+}$  ( $E_0 = -0,403$  В),  $\text{Pb}^{2+}$  ( $E_0 = -0,126$  В) інгібують транспорт, а більш електропозитивні  $\text{Cu}^{2+}$  ( $E_0 = +0,153$  В),  $\text{Hg}^{2+}$  ( $E_0 = +0,427$  В) – прискорюють його. Одним із можливих пояснень цього є припущення, що в разі порушення транспорту електронів між QA<sup>-</sup> і QB, іони  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$  акцептують електрони безпосередньо від QA<sup>-</sup><sup>916</sup>. Здатність іонів  $\text{Cu}^{2+}$  приймати електрони від QA<sup>-</sup> показано раніше методами ЕПР-спектроскопії<sup>917</sup>.

При обробці препаратів ФС II, які не містять мангану, іонами  $\text{Cu}^{2+}$ , що зв'язуються в ділянці  $\text{Fe}^{2+}$ -сайта, втрачався світлоіндукований ЕПР-сигнал QA<sup>-</sup>, що підтверджує акцептування електронів іонами  $\text{Cu}^{2+}$  від QA<sup>-</sup>. Поява ЕПР-сигналу QA<sup>-</sup> (замість QA<sup>-</sup>– $\text{Fe}^{2+}$ ) за дії іонів  $\text{Zn}^{2+}$  вказує на інгібуння перенесення електронів між QA<sup>-</sup> і QB. Здатність іонів  $\text{Me}^{2+}$  приєднувати



електрони безпосередньо від QA- визначається різницею редокс-потенціалів  $Me^{2+}$  і  $QA^{-918}$ .

Інші дослідники вивчали вплив іонів  $Cd^{2+}$  концентрацією 1, 5 і 10 мМ на швидкість реокиснення  $QA^{-}$  після одноразового збудження реакційно-го центру коротким (~50 мкс) інтенсивним спалахом<sup>919</sup>. Тристадійне окиснення  $QA^{-}$  супроводжувалось релаксацією флуоресценції внаслідок переносу електронів з  $QA^{-}$  на QB. Швидка компонента окиснення QA-відбиває перенесення електрона від  $QA^{-}$  до QB, який знаходиться в QB-сайті, середня – характеризує окиснення  $QA^{-}$  за допомогою QB, який ще має приєднатися до QB-сайта, повільна – відображає рекомбінацію між  $QA^{-}$  і кисневидільним комплексом. Додавання іонів  $Cd^{2+}$  до часточок ФС II сповільнювало швидку компоненту і знижувало її амплітуду внаслідок збільшення амплітуди повільної компоненти. Отримані результати під-тверджують інгібування транспорту електронів між QA і QB іонами  $Cd^{2+}$  через їх зв'язування в ділянці QB-сайта<sup>920</sup>.

Важкі метали токсично впливають також і на темнові реакції фотосинтезу, інгібують активність ключових ферментів циклу Кальвіна рибулозо-1,5-біс-фосфаткарбоксілази (оксигенази), 3-фосфогліцераткінази, фруктозо-1,6-біс-фосфатази, альдолази, що спостерігалось у листках *Sajanus sajan* (L.) Millsp. після інкубації протягом кількох діб на розчині хлориду нікелю (1 мМ)<sup>921</sup>. Інгібування реакцій циклу Кальвіна призводить до збільшення вмісту АТФ і НАДФ·Н, продуктів світлових реакцій фотосинтезу.

Здебільшого за впливу  $Cd^{2+}$  і  $Pb^{2+}$  інактивація ферменту обумовлена взаємодією металів з його SH-групами. Іони  $Cd^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  взаємодіють із SH-групами як у реакційному центрі ферменту, так і з групами, що відповідають за стабілізацію третинної структури, в результаті чого змінюється конформація ферменту. Крім того,  $Cd^{2+}$  і  $Pb^{2+}$  можуть витіснити зв'язані з SH-групами іони  $Zn^{2+922}$ . Внаслідок взаємодії  $Cd^{2+}$ ,  $Pb^{2+}$  із SH-групами знижується активність ферментів синтезу хлорофілу, де-гідратази d-амінолевулінової кислоти<sup>923</sup>, протохлорофілредуктази<sup>924</sup>. Вони інгібують активність рибулозо-1,5-бісфосфаткарбоксілази (оксигенази)<sup>925 926</sup> [43, 47], фосфоенолпіруваткарбоксілази<sup>927</sup>. Іони  $Cd^{2+}$  пригнічують ферментну систему фотоокиснення води<sup>928</sup>, ферменти циклу Кальвіна (гліцеральдегід-3-фосфатдегідрогеназу, рибулозо-5-фосфаткіназу).

У відповідь на надходження металів у клітину активуються неспецифічні, характерні для дії різних стрес-чинників системи захисту. Специфічними відповідями клітин на надходження важких металів у цитоплазму є синтез металозв'язувальних сполук (фітохелатинів, металотіонеїнів). Важкі метали прямо й опосередковано впливають на процес фотосинтезу, зокрема на функціонування фотосинтетичного ЕТЛ на ділянці ФС II.

Разом з тим, за інтенсивністю пилоутримання Г.М. Илькун виділяє три групи видів: з максимальною (5 г/м<sup>2</sup>), середньою (до 2 г/м<sup>2</sup>) та мінімальною (до 0,5 г/м<sup>2</sup>) пилофільтруючою здатністю<sup>929</sup>.

У рослин є кілька фізіологічних бар'єрів, що обмежують надходження важких металів у надземні органи. Основні з них – плазматична мембрана та ендодерма – відповідно на клітинному і тканинному рівнях.

Надходження важких металів у цитоплазму клітини відбувається різними транспортними системами, локалізованими на плазматичній мембрані<sup>930 931</sup>.

Зокрема, Zn, Mn і Cd переносяться крізь мембрану за допомогою ZIPs (Zrt Irt-like protein family) і NRAMPs (natural resistance associated macrophage protein) білкових транспортерів, Cu – за участю транспортера міді – COPT1-5 (copper transporter) та АТФаз. У злаків можливе надходження Cd, Zn і Ni Са-каналами і шляхом фітOMETАЛОФОРІВ<sup>932 933 934</sup>.

Слід відмітити, що питання надходження та розподілу важких металів по органам рослин досить суперечливі та дискусійні<sup>935 936 937 938 939</sup>.

Деякі автори вказують на переважаючу акумуляцію важких металів в надземних органах<sup>940 941 942</sup>, інші – в коренях<sup>943 944</sup>.

В першу чергу, це визначається ефективністю кореневого бар'єру, який затримує надлишкову кількість іонів за градієнтом концентрації в кореневій системі. Про видоспецифічність акумуляції та транслокації важких металів у системі «грунт-корінь-листок» свідчать як проведені лабораторні експерименти, так і досліді в натурних умовах<sup>945 946 947</sup>.

Зокрема, при вирощуванні рослин на середовищі, що містить 2 нМ іонів важких металів встановлено, що у надземній частині *Poa compressa* L. для Zn, Mn, Cu, Fe уміст суттєво не відрізнявся від їх концентрації в тканинах *Festuca rubra* L., а Ni і Cd – був більшим в 2,3 і 6,3 рази відповідно. Тоді як, Pb акумулюється у надземній частині *F. rubra* в 3,5 разів інтенсивніше, ніж у *P. Compressa*<sup>948949</sup>. Проте необхідно наголосити, що і підприємства певної промисловості у викидах яких є характерні сполуки важких металів, обумовлюють різну ступінь їх акумуляції трав'янистими рослинами. Так, на промислових майданчиках трубопрокатного та метизного виробництв Дніпропетровщини у *P. compressa* і *Elytrigia repens* L. переважає акумуляція Zn і Cd, тоді як коксохімічного – Ni. Характерною особливістю акумуляції іонів Pb, встановленою науковцями, було переважання його вмісту у газонних травах на промислових майданчиках трубопрокатного та асфальтобетонного заводів<sup>950</sup>.

Проведеними дослідженнями в зонах дії емісій підприємств машинобудівного комплексу Білорусі максимальною акумуляцією Ni (до 37 разів перевищення фонового) характеризувались злакові *Agrostis gigantea* Roth., а Zn (до 4 разів) – *Convolvulus arvensis* L. Вивчення акумулятивної здатності 42 видів трав'янистих рослин показало, що у більшості злакових уміст Cu і Cr перевищував токсичні для рослин концентрації – 20 і 10 мг/кг сухої фітомаси<sup>951</sup>.

Поряд з цим виконаний В.С. Безель та Т.В. Жуйковою порівняльний аналіз транслокації важких металів у системі «грунт – угруповання рослин» показав різний внесок представників родин у загальний перерозподіл елементів за дії підприємств металургійного комплексу Уралу<sup>952</sup>.

Із збільшенням техногенного навантаження внесок видів родини Asteracea в загальний надземний запас Zn і Pb підвищувався до 50% і 60% відповідно. Спостерігалось підвищення на 5-15% на максимально забруднених ділянках умісту важких металів у рослин видів родини Poasea, тоді як на фонових ділянках у тканинах представників родини Fabacea накопичувалось 23% Cd, 34% Zn, Pb та до 50% Cu. Підвищена акумуляція Pb рослинами, крім емісій промислових підприємств, обумовлюється і викидами автотранспорту. Так, серед чотирьох представників роду *Heimerocalis* максимальна його акумуляція (вміст в листках підвищувався в 2,5 раза) була притаманна *Heimerocalis lilioasphodelus*, який був висаджений біля автомагістралі з інтенсивним (до 1025 машин/год) рухом<sup>953</sup>.

Як правило, суттєві зміни морфометричних показників у організмів є проявом відповідних фізіологічних адаптивних реакцій, які обумовлюються дією певного лімітуючого чинника.

За свідченням О.Н. Кулаєвої<sup>954</sup> і Л.В. Копилової<sup>955</sup> набір таких ознак у рослин визначає адаптивний потенціал виду. Одну із важливих функціональних ланок у процесі адаптації до дії несприятливих факторів, в тому числі важких металів, представляють антиоксидантні системи, які активуються за стресових умов<sup>956 957</sup>.

У клітинах ключовою ланкою між стресовим впливом і реалізацією захисних реакцій організму багатьма науковцями розглядається активація процесів пероксидного окислення ліпідів (ПОЛ). Зазначені реакції можуть бути як «індикаторами», так і «первинними медіаторами» стресу<sup>958 959 960 961</sup>.

Зміни функціональної активності мембран унаслідок дії різних агентів призводять до активації ПОЛ<sup>962 963</sup>. Зокрема, в умовах теплового шоку в ізольованих листках *Pisum sativum* L. на тлі підвищення ПОЛ плазмалеми спостерігалось підвищення активності H<sup>+</sup>-АТФ-ази. Подібні зміни відбувались при обробці паракватом<sup>964</sup>.

Аналогічну інтенсифікацію процесів ПОЛ відзначали за дії важких металів у листках *Betula pendula* L та *Populus italica* L<sup>965</sup>.

В умовах хлоридного та металевого стресу<sup>966 967</sup> підсилення процесів ПОЛ та активне утворення ТБК-активних продуктів, як адаптативних реакцій рослин, є важливим показником зрушення рівноваги і зміни нормального функціонального стану організму. Передбачається, що інтенсифікація ПОЛ може бути однією з причин змін активності H<sup>+</sup>-АТФ-ази плазмалеми рослин в умовах стресу<sup>968 969 970</sup>.

У результаті проведених досліджень<sup>971</sup> встановлено, що дія Zn, Pb та Cd призводить до максимального накопичення у порівнянні із контролем, ТБК-активних продуктів у листках *Festuca rubra* та *Lolium perenne*.

Є.А. Єрофєєва із співавторами<sup>972</sup> досліджували порушення функціонування прооксидантноантиоксидантних метаболічних процесів у газонних трав за дії іонів Cd<sup>2+</sup>. На п'яту добу дії іонів Cd визначено достовірне збільшення вмісту ТБК-активних продуктів у листках *P. copressa* та *Anizantha tectorum* (L.) Nevski порівняно з контролем на 90 та 55 % (концентрація 10-4 моль/л) і 50 та 25 % (концентрація 10-5 моль/л).

Відомо, що в клітинах функціонують антиоксидантні системи як білкової природи (каталаза, пероксидаза, супероксиддисмутаза, аскорбат- і глутатіонпероксидази та ін.), так і низькомолекулярні сполуки, зокрема, глутатіон, аскорбінова кислота, токоферолі і каротиноїди<sup>973 974 975</sup>.

Зазначене підтверджується дослідженнями науковців<sup>976 977 978 979 980 981</sup>, які розглядають зміни їх умісту як характеристики резервних механізмів адаптації. Іншим механізмом підтримання стійкості рослин до дії антропогенного чинника є функціонування антиоксидантних ферментних систем. Так, автори досліджуючи адаптацію злакових газонних трав (*Koeleria cristata* Pers., *Setaria viridis* L., *Agropyrum repens* L. і *Avena fatua* L.) до умов забруднення поллютантами металургійних підприємств, показали, що адаптаційні процеси відбуваються за рахунок підвищення активності таких антиоксидантних ферментів як супероксиддисмутази, каталази та пероксидази<sup>982 983</sup>.

Пристосування *Elytrigia repens* (L.) Nevski та *Avena fatua* L. до комплексного впливу шахтних промислових емісій також відбувається за рахунок активізації дії ферментів-детоксикаторів активних форм кисню – супероксиддисмутази, каталази і пероксидази<sup>984</sup>.

Найбільш стійкі види до аерогенного забруднення за показниками активності пероксидази розташовуються у такому ряду *Artemisia vulgaris* L. і *Taraxacum officinale* L. < *Achillea submillefolium* L. і *Vicia cracca* L. < *Sedum acre* L. і *Potentilla argentea* L.<sup>985</sup>.

Численні наукові дослідження<sup>986 987 988</sup> доводять, що стійкість рослин до впливу аерополлютантів знаходиться в тісній функціональній залежності з інтенсивністю фотосинтетичних процесів. Більшість забруднювачів, що надходять до хлоропластів, викликають зміну балансу між хлорофілами а і b та каротиноїдами, яка може призводити до депресії фотосинтезу<sup>989 990</sup>. Низка вчених зазначають, що в умовах міста при високій температурі повітря, та асфальтового покриття, підвищеної щільності і забруднення ґрунтів сполуками важких металів істотно знижується фотосинтетична активність рослин<sup>991 992</sup> [ <sup>993 994</sup>. Так, наприклад, в межах урболандшафтів Бурштинської агломерації спостерігали зниження кількості хлорофілу а та b, а також зростання вмісту каротиноїдів у листках *Tilia cordata* і *Acer negundo*. При цьому виражений інгібуючий ефект на систему пластидних пігментів листків відбувався в наступному ряді досліджених ділянок: зелені міські насадження > зони капітальної забудови > зони індивідуальної забудови > аграрна зона міста > придорожні ділянки > промислова площадка БуТЕС<sup>995</sup>.

Дослідження впливу поллютантів чорної та кольорової металургії, а також викидів автотранспорту на території м. Запоріжжя показали, що у *Tilia cordata*, *Acer tataricum*, *Platanus acerifolia* вміст хлорофілу а переважно зменшувався або майже не змінювався відносно контролю впродовж вегетаційного періоду, на відміну від хлорофілу b, вміст якого значно збільшувався. Уміст каротиноїдів у досліджуваних видів під впливом високого рівня аерогенного забруднення також підвищувався порівняно із умовним контролем<sup>996</sup>.

Аналогічні реакції фотосинтетичного апарату під впливом викидів заводів “Запоріжсталь”, “Дніпроспецсталь” спостерігали у *Platanus orientalis* L. та *Platanus acerifolia* L. При цьому, більшу стійкість зелених пігментів до промислового забруднення виявлено в листках *Platanus orientalis*.

Зниження вмісту хлорофілів та порушення їх співвідношення описує ряд вчених для *Zea mays* L.<sup>997 998 999</sup>, які спостерігали хлорози, обумовлені інгібуванням синтезу хлорофілів у тканинах рослин, що вирощувалась на поживному середовищі із вмістом  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$  і  $\text{Pb}^{2+}$ .

Подібні реакції хлорофілу а спостерігали за сумісної дії  $\text{Cd}^{2+}$  та  $\text{Pb}^{2+}$  в листках *L. perenne*, що зумовило зменшення їх співвідношення<sup>1000</sup> на відміну від рослин *Mesembryanthemum crystallinum* у яких простежували інгібування біосинтезу хлорофілу b<sup>1001</sup>. Аналогічна закономірність спостерігалась у листках *Phleum pratense* при дії іонів  $\text{Cd}^{2+}$ <sup>1002</sup>.

Проте потрібно зауважити, що за даними В.Л. Бухариной, А.А. Двоглазовой<sup>1003</sup> високою інтенсивністю фотосинтезу в урбанізованому середовищі відрізняються інтродуценти *Malus baccata* Borkh., *Populus balsamifera*, *Caragana arborescens* Lam.

А М. Цирк<sup>1004</sup>, на основі проведених досліджень, запропонував класифікацію газонних трав в залежності від їх стійкості до антропогенних забруднювачів розподілити на три групи: стійкі види – *Festuca pratensis* Huds. і *Poa pratensis* L.; середньостійкі – *Dactylis glomerata* L. і *Phleum pratense* L.; нестійкі – *Trifolium pratense* L. і *Trifolium alba* L. Наведений аналіз літературних даних свідчить, що механізми стійкості рослин до надмірного надходження важких металів різноманітні. Реалізація одних дозволяє організмам накопичувати високі концентрації металів і проявляти до них толерантність, інших – сприяє зменшенню їх надходження шляхом максимального використання бар’єрних механізмів<sup>1005 1006 1007</sup>.

Зазначене проявляється в функціонуванні певних моделей реагування (адаптивних пристосувань на фізіологічному і морфологічному рівні) до різних екологічних умов. Останнім часом визначення специфіки механізмів реагування організмів на різні прояви хімічного і фізичного забруднення докільця розглядається низкою дослідників як одне із нових завдань аутоекології<sup>1008 1009 1010</sup>.

Проте більшість аутоекологічних особливостей адаптації рослин на фізіологічному рівні до дії важких металів для синантропних видів залишаються недостатньо вивченими. Тому перспективним є визначення

інтенсивності розвитку процесів пероксидного окиснення ліпідів, як маркерів оцінки стресового впливу важких металів, та функціонування фізіологічних систем адаптації, зокрема стану пігментного апарату у *Taraxacum officinale*. Дослідження видів з різними діапазонами толерантності за дії стресових екологічних чинників, до яких відноситься і забруднення важкими металами, дозволить поглибити знання про механізми адаптивних стратегій у рослин, як частини набору пристосувань, які забезпечують можливість займати певну екологічну нішу у біоценозах урбанізованих екосистем.

**Вплив важких металів на репродуктивні можливості трав'янистих та деревних рослин.** Іншим аспектом аутоекології є вивчення змін життєвих циклів організмів як прояву видових особливостей реагування на чинники середовища їх існування, включаючи і антропогенні. Важливою складовою самовідновлення і розвитку організмів певного виду в онтогенезі є спроможність формувати життєздатне насіння. Саме тому високо чутливими до токсичної дії промислових забруднювачів є генеративні органи. На процеси мікроспорогенезу, проростання пилку, запліднення у рослин впливає безліч абіотичних факторів, а саме: несприятлива погода, нестача елементів мінерального живлення, вплив високих або низьких температур, високі дози хімічних речовин, радіоактивне забруднення. Наслідком подібного впливу негативних факторів можуть стати уповільнене проростання пилку, порушення росту пилкових трубок і повна зупинка їх росту, втрата життєздатності статевих клітин<sup>1011</sup>.

Із комплексу абіотичних факторів навколишнього середовища досить часто один-два є лімітуючими. Саме вони здійснюють потужний вплив на процеси мікроспорогенезу, викликаючи різного плану аномалії подальшого розвитку. Тому порушення мікроспорогенезу можна вважати одним із інформативних біоіндикаційних показників рівня екогенетичної напруженості територій, маркером зміни генетичного статусу популяцій у цілому.

М. Wierzbicka<sup>1012 1013</sup> і Н.В. Шаміна<sup>1014</sup> розглядають основні типи патології мейотичного поділу – десинапсис – порушення в розходженні унівалентів, аномалії утворення веретена поділу. Патологічні мікроспори характеризуються нерівномірним забарвленням цитоплазми, плазмолізмом, високою гідрофільністю ядра, утворенням хромосомних мостів, нерівномірним розподілом хромосом та їх лізисом. Патологічні зміни, що з'являються на всіх стадіях мейозу, значно знижують формування повноцінного життєздатного пилку. При цьому всі види стерильності слід розглядати як генетичну елімінацію, що призводить до зниження генетичної різноманітності популяцій і порушення внутрішньо- і міжпопуляційних відносин.

Розвиток цієї ідеї має місце в працях Я.С. Гасинця, який вивчав вплив міської агломерації на стан пилкових зерен, що стало результатом стерилізації та аномалій в мейозі при мікроспорогенезі у *Crataegus monogyna* Jacq та *Crataegus corallina* Hort. Існують багаточисельні відомості про вплив

емісії промислових підприємств на репродуктивний процес у хвойних рослин. Так, у насадженнях *Pinus pallasiana* D. Don на території металургійних підприємств Донбасу спостерігали патології мітозу в 2,1–4,4 рази більше, ніж у рослин із природної популяції<sup>1015 1016</sup>.

В.П. Бессонова зі співавторами при проведенні досліджень пилку трав'янистих і деревних рослин як додатковий критерій гаметоцидності хімічних агентів розглядає зміну активності окремих ферментів пилкових зерен<sup>1017</sup>.

Забруднення повітря може викликати пригнічення процесу формування пилку, зниження перенесення і життєздатності пилку, а також інгібувати проростання пилкових трубок. Експериментальними дослідженнями виявлена пряма залежність між дозою ряду хімічних агентів і рівнем порушень у мейозі й ембріогенезі, а також зворотна – між дозою та фертильністю й життєздатністю пилку<sup>1018 1019 1020</sup>.

У техногенних екосистемах виявлено зв'язок між акумуляцією важких металів у квіткових бруньках, кількістю аберацій у мейозі та стерильністю й діаметром пилку<sup>1021</sup>.

Відповідно, якість пилкових зерен напряму визначає їх здатність до запліднення, є важливим показником репродуктивної біології рослин, тобто, стратегії життя особини та популяції в цілому. Зниження росту пилкової трубки відбувається при зниженні активності інвертази, а зниження активності амілази свідчить про пригнічення мобілізації крохмалю і, відповідно вуглеводів, у процесі проростання пилкових зерен. Активність пероксидази може зменшуватися і збільшуватися в залежності від стійкості рослин до забруднювачів і життєздатності пилку<sup>1022</sup>.

Пилок рослин із забруднених ділянок характеризується більш низькою активністю кислої фосфатази, що призводить до порушення засвоєння пилковою трубкою органічних сполук маточки<sup>1023 1024 1025</sup>.

Ферментативна діагностика дозволяє з'ясувати механізми впливу забруднювачів на репродуктивні структури рослинних організмів, проте є складною й трудомісткою. Для здійснення біомоніторингових досліджень великих територій, О.А. Неверова<sup>1026 1027</sup> рекомендує дотримуватися принципу простоти досліджень та оцінювати ступінь гаметоцидності середовища шляхом визначення вмісту неферментативних сполук, зокрема, крохмалю.

За твердженням О.Ф. Дзюби<sup>1028</sup>, наявність крохмалю не є критерієм життєздатності пилкових зерен, оскільки процес інгібування проростання пилкової трубки може бути зумовлений порушенням синтезу будь-якої іншої біологічно активної речовини.

З.В. Паушева<sup>1029</sup> також відзначає, що пилкові зерна, які несуть спермії, не завжди фертильні, навіть якщо вони містять крохмаль. Тому найбільш інформативною ознакою порушення процесів мікроспорогенезу є інгібування процесів проростання пилку та росту пилкової трубки.

Таким чином, порушення мікроспоро – та мікрогаметогенезу є зворотніми реакціями рослинного організму на вплив несприятливих зовнішніх факторів, тому вони можуть використовуватись для оцінки екологічної пластичності та толерантності репродуктивних процесів у рослин<sup>1030 1031</sup>.

Зменшення розмірів пилкових зерен розглядається як один з показників адаптованості рослин до техногенних умов середовища<sup>1032 1033 1034</sup>. Велика кількість дослідників вказують на те, що під дією зовнішніх чинників відбувається утворення деформованих (зморщених, зруйнованих, лінзовидних, гігантських) і недорозвинених пилкових зерен<sup>1035 1036 1037</sup>.

Н. Круглова<sup>1038</sup> визначила **класифікацію аномалій пилкових зерен, які характерні для злаків:**

1. Клітинні (додатковий поділ археспоріальних клітин; порушення при утворенні діад і тетрад мікроспор; порушення полярності мікроспори пилкового зерна; порушення процесу мітотичного поділу мікроспори; утворення багатоклітинної структури);

2. Ядерні (незавершеність у формуванні синаптонемального комплексу і, як наслідок, викиди хроматину та утворення мікроядер або мікроспор невеликих розмірів; порушення у розподілі хроматину в ядрі мікроспори; утворення багатоядерної структури);

3. Цитоплазматичні (порушення вакуолізації мікроспори: утворення замість єдиної великої вакуолі безлічі дрібних і, як наслідок, зсув ядра в центральну частину клітини);

4. Структурно-архітектонічні (порушення орієнтації мікроспори пилкового зерна в гнізді пиляка, аномальний стан тканин гнізда пиляка; порушення кореляційних зв'язків між мікроспорою пилкового зерна і стінкою гнізда пиляка).

**Узагальнення описаних аномалій при розвитку чоловічого гаметофіту, можна звести до деяких моментів:**

1) ядро мікроспори не зміщується до стінки і не приступає до мітозу;

2) ядро мікроспори займає пристінне положення, але послідовно відбуваються два-три мітози і утворюється кілька дрібних ядер;

3) пилкові зерна дегенерують на стадії виникнення вегетативного і генеративного ядер<sup>1039</sup>.

Чутливість чоловічого гаметофіту до атмосферного забруднення проявляється у збільшенні абортивного пилку, що впливає на формування життєздатного насіння. Широкий спектр робіт присвячено вивченню насінневої продуктивності в популяціях рослин при техногенному забрудненні середовища<sup>1040 1041 1042 1043</sup>.

Як зазначає М.М. Миленька<sup>1044</sup>, урбопромислові забруднювачі спричинюють гаметоцидну дію. Оскільки мейоз виконує роль своєрідного бар'єру у передачі потомству деяких типів мутацій, які призводять до утворення стерильного пилку і нежиттєздатного насіння, а, отже, більшість індукованих поллютантами мутацій є рецесивними й проявляються в



гаплоїдних пилкових клітинах чи зародках при ембріональному розвитку насіння.

На думку В.М. Балана<sup>1045</sup>, продуктивність насінників у *Beta vulgaris saccharifera* в значній мірі залежить від їх пилкоутворюючої здатності, повноти перезаплення, що в підсумку визначає інтенсивність зав'язування і схожість насіння.

В роботах В.П. Бессонової<sup>1046 1047</sup>, показано що у дослідженого насіння *Robinia pseudoacacia* з паркових зон м. Дніпра, спостерігали різну схожість, яка корелювала із кількістю стерильних пилкових зерен.

За результатами дослідів визначення насінневої продуктивності декоративних клумбових рослин, О.П. Приймак<sup>1048</sup> рекомендовано *Tagetes patula* для озеленення примагістральних територій із середнім та високим рівнем забруднення, *Salvia splendens* – лише для територій із середнім рівнем забруднення, а *Calendula officinalis* та *Petunia hybrida* Vilm не бажано використовувати для озеленення територій із високим рівнем забруднення.

Разом з тим, основою функціонування екосистем різного типу є взаємозв'язки як всередині системи (її складовими елементами, структурою та організацією) так і довкіллям. Таким чином, у процесі тривалого розвитку великий вплив на структуру, генетичну детермінацію, еволюційну адаптацію, функціонування, поведінку, резистентність усіх біологічних систем мають фактори навколишнього середовища<sup>1049</sup>. А в умовах інтенсивного розвитку промислових центрів України та глибокою трансформацією середовища зростає актуальність вивчення комплексного впливу антропогенного забруднення, як одного з провідних факторів, з метою діагностики функціонування та збереження урбанізованих екосистем<sup>1050 1051 1052</sup>.

На сьогоднішній день система спостережень, збирання, оброблення, передавання, збереження та аналізу інформації про стан довкілля, прогнозування його змін і розробка науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень щодо запобігання негативним проявам зовнішнього середовища та дотримання вимог екологічної безпеки потребує удосконалення системи моніторингу довкілля<sup>1053</sup>.

Термін «моніторинг» (від латинського *monitor* – той, що наглядає, нагадує, спостерігає) виник перед проведенням Стокгольмської конференції ООН з навколишнього середовища (Стокгольм, 5-16 червня 1972 р.). Перші пропозиції з нагоди такої системи були розроблені експертами спеціальної комісії SCOPE у 1971 р.

Формуванню наукових основ сучасного моніторингу навколишнього середовища були присвячені роботи професора Ю.А. Ізраеля<sup>1054</sup>, в яких розроблені основні принципи формування системи екологічного моніторингу, а також частково відображені міжнародні аспекти глобальної системи моніторингу.

М.О. Клименко, А.М. Прищепка і Н.М. Вознюк<sup>1055</sup> у системі моніторингу виділяють такі методи прогнозування як експертне оцінювання,

екстраполяцію, моделювання. Біоіндикація, як елемент моніторингу, займається проблемами оцінювання екологічних факторів або екосистем, їх стану та змін за біотичними ознаками. Основне її завдання полягає в оцінці залежностей між біотичними ознаками і станом екосистем чи їх складових.

Об'єктом зазначеного напрямку є екологічні властивості, біотичні ознаки, а предметом – закономірності відношень між цими ознаками і абіотичними факторами<sup>1056</sup>.

Низка науковців розглядають біоіндикаційні дослідження на двох рівнях<sup>1057 1058 1059</sup>.

Видовий рівень включає в себе констатацію присутності організму, облік частоти його відтворення, вивчення анатомо-морфологічних, фізіологобіохімічних властивостей. При біоценотичному моніторингу враховуються різні показники різноманітності видів, продуктивність цієї спільноти.

При фітоіндикації забруднення атмосферного повітря І.А. Добровольський<sup>1060</sup>, розділяє індикаторні критерії на дві групи – індивідуальні, що стосуються окремих рослин, та ценотичні, які характеризують рослинні угруповання.

Ю. Одум<sup>1061</sup> зазначає, що при виборі індикаторів необхідно враховувати розміри дослідних об'єктів, стенопотність видів, мати польові та експериментальні відомості про лімітуючі значення чинників середовища, в якому розвивається вид та чисельне співвідношення різних видів (популяцій або угруповань). З метою ефективного управління станом навколишнього середовища науковцями Дніпровського національного гірничого університету розроблено узагальнену шкалу оцінки небезпеки від забруднення ґрунтів важкими металами з визначенням рівнів ушкодженості біоіндикаторів.

Вона дозволяє проаналізувати рівень забруднення території важкими металами за відповідним рівнем ушкодженості біоіндикаторних тест-систем<sup>1062</sup>.

В свою чергу, рослини відповідають пристосувальними реакціями, які обумовлюють діапазон норми реакції, відповідно й екологічну пластичність виду. Її критерієм слугує здатність виду існувати в умовах з різними рівнями забруднень. Індикаційна роль рослинності визначається об'ємом інформації про умови середовища, що отримана за допомогою індикаторів.

На думку С. Бертиз, Х. Ендерляйн<sup>1063</sup> рослина-індикатор повинна відповідати наступним вимогам: відносною швидкістю реакції на подразник для проведення індикації; одержанням достатньо точних і відтворюваних результатів; наявністю особин, що використовуються з метою біоіндикації в значній кількості та з однаковими властивостями; діапазон похибок порівняно з іншими методами тестування не перевищує 20 %; наявністю у рослини вираженої реакції на вплив забруднюючої речовини, тобто помітних ознак ушкодження, змін швидкості росту, морфологічних змін, порушень цвітіння, змін продуктивності або врожайності; невибагливістю до умов

виросування; стійкістю до шкідників; можливістю використання недовговічних (трав'янистих) рослин, які оновлюються кожного сезону чи кілька разів упродовж одного вегетаційного періоду, або дерев'янистих рослин (дерева, кущі), що можна висадити на потрібних ділянках і використовувати як індикатори тривалий період.

Як біоіндикатори в містах науковці<sup>1064 1065 1066 1067 1068</sup> пропонують використовувати деревні рослини зважаючи на їх повсюдне поширення, а також здатність накопичувати різні поллютанти з можливістю детально проаналізувати морфологічні, продукційні та фізіологічні відповідні реакції на антропогенне забруднення. Для оцінки кліматичних та едафічних факторів застосовують фітоіндикаційні шкали. Методика їх створення базується на тому принципі, що кожен вид флори може зростати лише в певному діапазоні екологічних умов, обмежених максимальним і мінімальним значенням фактора, і завдяки цьому, розглядатися як індикатор умов середовища<sup>1069 1070 1071</sup>.

Сьогодні існує багато шкал, які дають характеристику або екоморфи за допомогою порядкового номера режиму в шкалі фактора (однозначні виміри), або амплітуду толерантності видів, охарактеризовану її крайніми значеннями (двозначні виміри)<sup>1072</sup>.

Починаючи із 30-х років ХХ ст. Браун-Бланке<sup>1073</sup> розвивав методи геоботанічних досліджень та формував цілісне уявлення про організацію рослинного покриву, заклавши принципи класифікації як континуума разом із визнанням штучності будь-якої класифікації рослинності. При укладанні регіональної класифікації за Брауном-Бланке простежується процес “висхідного” встановлення синтаксонів за флористичним складом, що відображає екологічні умови і певну стадію сукцесії рослинності<sup>1074</sup>.

На основі ретельного дослідження невеликих ділянок (в кількості 34) лісового масиву на півдні Франції, на початку ХХ ст., Браун-Бланке реконструкційним шляхом встановив структуру і склад природного лісу *Quercetum ilicis galloprovincialis*. На час виходу наукового повідомлення у 1936 р. Браун-Бланке вже розробив свою шкалу для визначення рясності рослин в межах різних ярусів у фітоценозах<sup>1075</sup>.

Шкали найменувань є одними з невеликої кількості за точністю до взаємно однозначних перетворень. Значення таких шкал є лише назвою класів еквівалентності. Так, Г. Елленберг запропонував шкалу біоморф, де кожній біоморфі відповідає певна літера. Так для позначення дерева – Р, чагарника – N, чагарничка – Z, напівчагарника – С<sup>1076</sup>.

Але за цими шкалами не можна здійснювати жодних математичних операцій, крім підрахунку кількості біоморф. Шкали порядку застосовують до об'єктів або явищ, елемент яких можна пронумерувати у порядку їх збільшення, а саме це збільшення є нерівномірним (нелінійним). Одиницею вимірювання в них, як правило, є бал, хоча іноді вживають і літери. Наприклад, шкала рясності Друге<sup>1077</sup>, в якій рослини характеризують таким чином: soc – рослини зникаються надземними частинами; cors – рослини

розповсюджені дуже рясно (відстань між рослинами не більше ніж 20 см); сор – рослини розповсюджені досить рясно (відстань 40...100 см); sp – рослини розріджені (відстань 100...150 см); sol – рослини поодинокі (відстань більше ніж 150 см).

Більшість шкал порядку дають лише загальні, часто суб'єктивні оцінки. Шкали інтервалів застосовують для вимірювання температури, часу, положення точки на прямій тощо. Шкали відношень використовують для вимірювання всіх екстенсивних властивостей, таких як довжина, площа, об'єм, сила, маса тощо. До вимірювань, виконаних за останніми двома типами шкал, застосовують усі можливі математичні операції та методи статистичного аналізу<sup>1078</sup>.

Досить часто в екології шкали поділяють на кількісні та якісні. Кількісні надають кількісну характеристику об'єкта або явища, а якісні – якісну. Під час вдосконалення якісних шкал їх поступово наповнюють кількісними характеристиками і врешті-решт вони досягають того, що між ними і кількісними шкалами важко провести межу. Вважають, що коли якісна шкала досягає певного рівня, а кількісне наповнення її ступенів стає рівнозначним, вона стає кількісною<sup>1079</sup>.

В біоіндикаційних дослідженнях існує значна кількість методів виявлення рослинних індикаторів. Флорогенетичний метод, суть якого полягає в тому, що несформовані нові види, що прогресують на певній території, відрізняються залежністю до специфічних місцезростань, що сприяє їх подальшому формуванню. У зв'язку з цим багато форм, різновидностей і нових видів мають індикаційне значення. Деякі регресуючі палеоендемичні види також мають певне індикаційне значення на відміну від поліморфних видів, що мають широкий екологічний ареал. Еколого-фізіологічний метод базується на вивченні фізіологічних показників рослин залежно від умов довкілля.

Рослини з високими абсолютними значеннями та істотними коливаннями показників є чутливими індикаторами<sup>1080</sup>.

Експериментальний вегетаційний метод полягає у вирощуванні дослідних рослин за різної інтенсивності природних факторів і спостереженнями за реакцією рослин на зміну цих факторів. Максимальних розмірів рослини певного виду досягають в оптимальних екологічних умовах. Цей метод вважають найоб'єктивнішим. Недоліком його є те, що він достовірний лише в аутоекологічній системі, а в синекологічній – результати досліджень можуть істотно відрізнятись<sup>1081 1082</sup>.

Польовий бонітувальний метод полягає у визначенні життєвості, виживання, співвідношення вікової структури і висоти, величини річного приросту та інших показників швидкості росту багаторічних рослин залежно від умов середовища. Основу методу складає максимальна життєвість і приріст, які відповідають оптимальним екологічним умовам. Показником несприятливих для рослини умов є слабкий ріст, неповний цикл розвитку (рослини не утворюють квіток, плодів) тощо. Польовий еколого-

морфологічний метод базується на вивченні структурно-функціональної організації рослин, будови і відповідності кореневої системи умовам місцезростання. Оптимальні умови росту рослин знаходяться в тих горизонтах ґрунтів, де розташовані активні частини кореневих систем. Під час аналізу розподілу кореневих систем виявляють горизонти, де умови наближені до оптимальних, і ті, яких корені уникають<sup>1083</sup>.

Польовий геоботанічний метод дає змогу аналізувати зміни фітоценотичних ознак угруповань за різних умов довкілля. Вважають, що максимальне проєктивне покриття відбувається в умовах екологічного оптимуму і зменшується з погіршенням умов середовища. Також використовують аналіз зустрічальності видів на певній території: максимальне розповсюдження відповідає оптимальним синекологічним умовам, а відсутність виду є індикаційною ознакою відсутності умов, що відповідають екологічному ареалу цього виду<sup>1084</sup>.

Порівняльно-географічний метод – це зіставлення описів одних і тих самих угруповань із різних структурних елементів ландшафту або навіть різних ландшафтів. Виділяють загальні та відмінні умови їх місцезростань. Картографічний метод – зіставлення контурів геоботанічних карт розповсюдження певних видів рослин із контурами кліматичних, ґрунтових, гідрогеологічних, геологічних та інших спеціальних карт.

Але не всі рослини мають однакові індикаційні функції. Угруповання рослин особливості їх будови і складу, що мають вузьку екологічну амплітуду, є стенотопними. Вони можуть використовуватись як індикатори. Інші рослини, угруповання і ознаки, екологічна амплітуда яких дуже широка, відносять до евритопних. Такі рослини недоцільно використовувати для індикації. За ступенем надійності рослини-індикатори поділяють на постійні та змінні. Постійні індикатори – це рослини, фітоценози або окремі ботанічні ознаки з вузькою екологічною амплітудою, показники яких задовольняють вимоги потрібної точності та детальності спостережень. Наприклад, існує 50 індикаторів рН ґрунту за двома градаціями і лише сім індикаторів з градацією 0,5. Змінні індикатори мають дуже широку екологічну амплітуду. В деяких випадках вони забезпечують потрібну точність, а в деяких – ні.

Більша частина індикаторів належить саме до цієї групи<sup>1085</sup>.

Індикатори також поділяють на позитивні та негативні. Позитивні індикатори свідчать про прояви певних природних умов вданому місцезростанні, стосовно яких вони «топофільні». Наприклад: галофільні - до засолення, гігрофільні – до зволоження, ацидофільні – до кислотності. Негативні індикатори – це угруповання, рослини й окремі ознаки, що характеризують стан умови місцезростання. Наприклад: глікофільні рослини – галофобні індикатори, ацидофоби – показники високої кількості вапна в ґрунті. Негативні індикатори часто є чинними показниками природних умов. За характером зв'язку рослин з природними умовами індикатори поділяють на прямі її опосередковані. Прямі завжди функціонально пов'язані з фактором, що індикують. Прояв цього фактора є необхідною умовою

життєдіяльності індикатора, наприклад гідроіндикатори характеризують наявність води. Опосередковані індикатори безпосередньо не пов'язані з умовами, що індикують, а перебувають з ними в певній кореляційній залежності. Так, опосередкованими індикаторами ґрунтових вод є псамофіти і навіть деякі ксерофіти, які вказують на наявність порід, що накопичують і зберігають воду<sup>1086</sup>.

Визначення зв'язків між особливостями накопичення і розподілу важких металів в рослинах та їх вмістом у ґрунті є важливою ланкою у розумінні стійкості рослин до дії важких металів. Разом з тим представлені результати можуть мати практичне значення зважаючи на зростаюче забруднення навколишнього середовища різноманітними аерополіюантами<sup>1087</sup>. Проведені дослідження мають, в першу чергу, фундаментальний характер, так як розкривають базові принципи міграції та розподілу важких металів по різних органах рослин.

Незважаючи на істотну мінливість накопичення металів, їх біоаккумуляція має певну тенденцію, що дозволяє упорядкувати елементи у кілька груп<sup>108810891090</sup>, а саме: Cd, Cs, Rb – елементи інтенсивного поглинання; Zn, Mo, Cu, Ni, Pb, As – середнього ступеня поглинання; Mn, Cr, Co – слабого поглинання; Se, Fe, Ba, Te – елементи важкодоступні рослинам.

Обидві групи є токсичними для рослин, тварин і людей, які перевищують певні концентрації, характерні для кожного елемента<sup>109110921093</sup>. Високий вміст як необхідних, так і незамінних важких металів у ґрунті може пригнічувати ріст рослин і може призвести до симптомів токсичності у більшості рослин<sup>1094109510961097</sup>. Загальний вплив різних металів на рослини наведено в табл. . Однак деякі види рослин мають здатність рости і розвиватися в металоносних ґрунтах, наприклад поблизу гірничих виробок<sup>1098</sup>. Такі рослини можна використовувати для очищення забруднених важкими металами ділянок. Виявлено, що верба (*Salix viminalis* L.), кукурудза (*Zea mays* L.), індійська гірчиця (*Brassica juncea* L.) та соняшник (*Helianthus annuus* L.) дуже стійкі до важких металів<sup>1099</sup>. Трава ветивера (*Vetiveria zizanioides*) виявила толерантність до Pb і Zn і може бути використана для відновлення рослинності відходів Pb/Zn шахт<sup>1100</sup>. Види *Populus* є прикладами рослин, які широко використовуються для рекультивації забруднених важкими металами ґрунтів<sup>1101</sup>.

Існує і певна класифікація важких металів, зокрема:

**I. Класи небезпеки:**

1 – As, Cd, Hg, Pb, Se, Zn, F (високо небезпечні);

2 – B, Co, Ni, Mo, Cu, Cr (помірковано небезпечні);

3 – Ba, W, Mn, Sr (мало небезпечні).

**II. Ряд токсичності металів по відношенню до рослин за Е. Ейхенбергером<sup>1102</sup>:**

Hg>Cu>Cd>Zn>Pb

**III. За тенденцією до біоконцентрування:**

Cd>Co>Hg>Ni>Pb>Zn>Cu

#### **IV. За канцерогенною дією:**

Co>Ni>Cd>Hg>Pb>Zn>Cu

#### **V. За токсичним збагаченням аерозолів:**

Cd>Co>Ni>Pb>Zn>Hg>Cu

Існує значна кількість відомостей про взаємодію важких металів між собою, що може підсилити, або, навпаки, частково знівелювати їх токсичний вплив на біологічні об'єкти. Так, що стосується Co, відомо про його гео- та біохімічний антагонізм із Fe через їх здатність розташовуватись в одних позиціях кристалічних структур та подібність їх металоорганічних сполук. Науковими експериментами доведено також антагоністичність відносин між Zn і Cd, Cu, Fe; Cu і Fe, Mo та ін. Так, накопичення Cd, Co, Cr, Pb, Ni, Mn, Zn викликає дефіцит Fe у рослинах. За певних умов може спостерігатись синергізм між Cu та Ni або Mn або між Cd та Pb або Fe чи Ni<sup>1103 1104</sup>.

Так, за результатами серії польових дослідів лабораторії, проведених під керівництвом А.І. Фатєєва, було констатовано, що забруднення ґрунту одним із чотирьох елементів (Cd, Pb, Ni або Cr) призводить до збільшення вмісту у ґрунті кислоторозчинних форм інших трьох перелічених елементів. При цьому, зниження врожаю зеленої маси ячменю відбувається вже за забруднення на рівні 2 кларків від фонового: під дією одного з елементів - на 46,6-57,3 %, а за сукупного впливу Cd, Pb, Ni і Cr - на 61,5 %<sup>1105</sup>.

В атмосферному повітрі важкі метали присутні у формі органічних та неорганічних сполук у вигляді пилу та аерозолів, а також у газоподібній елементній формі (ртуть). При цьому аерозолі свинцю, кадмію, міді та цинку складаються переважно їх субмікронних частинок діаметром 0,5-1 мкм, а аерозолі нікелю та кобальту – з великодисперсних частинок (більше 1 мкм), які утворюються в основному при спалюванні дизельного палива.

У водних середовищах важкі метали присутні у трьох формах: зважені частинки, колоїдні частки та розчинені сполуки. Останні представлені вільними іонами та розчинними комплексними сполуками з органічними (гумінові та фульвокислоти) та неорганічними (галогеніди, сульфати, фосфати, карбонати) лігандами. Великий вплив на вміст важких металів у воді надає гідроліз, який багато в чому визначає форму знаходження елемента у водних середовищах. Значна частина важких металів переноситься поверхневими водами у зваженому стані.

Сорбція важких металів донними відкладами залежить від особливостей складу останніх та вмісту органічних речовин. Зрештою важкі метали у водних екосистемах концентруються у донних відкладах та біоті.

У ґрунтах важкі метали містяться у водорозчинній, іонообмінній та неміцно адсорбованій формах. Водорозчинні форми, як правило, представлені хлоридами, нітратами, сульфатами та органічними комплексними сполуками. Крім того, іони важких металів можуть бути пов'язані з мінералами як частина кристалічних ґрат.

Багато металів утворюють досить міцні комплекси з органікою; ці комплекси є однією з найважливіших форм міграції елементів у природних

водах. Більшість органічних комплексів утворюються за хелатним циклом і є стійкими. Комплекси, що утворюються ґрунтовими кислотами з солями заліза, алюмінію, титану, урану, ванадію, міді, молібдену та інших важких металів, відносно добре розчиняються в умовах нейтрального, слабкокислого та слаболужного середовищ. Тому металорганічні комплекси здатні мігрувати у природних водах на значні відстані. Особливо важливо це для маломінералізованих і насамперед поверхневих вод, у яких утворення інших комплексів неможливе. Перехід металів у водному середовищі в металокомплексну форму має три наслідки:

- може відбуватися збільшення сумарної концентрації іонів металу за рахунок переходу його в розчин із донних відкладень;

- мембранна проникність комплексних іонів може суттєво відрізнятись від проникності гідратованих іонів;

- токсичність металу в результаті комплексоутворення може змінитися.

Так, хелатні форми Cu, Cd, Hg менш токсичні, ніж вільні іони.

Розчинені форми кадмію та інших важких металів у природних водах є головним чином мінеральні та орґано-мінеральні комплекси. Основною завислою формою кадмію є його сорбовані сполуки. Значна частина кадмію може мігрувати у складі клітин гідробіонтів.

Надмірний вміст важких металів у ґрунтах і рослинах може мати різні джерела надходження. Так, дослідженнями китайських учених було виявлено, що високі концентрації важких металів у ґрунтах Ліянюаня на 33,6 % зумовлені їх фоновим вмістом, на 26,1 % – атмосферною емісією, на 23,4 % - промисловими видами діяльності та на 16,9 % – аграрним виробництвом. Такі елементи, як Zn, Cu та Cd, переважно були наслідками сільськогосподарської та промислової діяльності, а Pb, Sb, Hg та As - атмосферного осадження залишків від спалювання вугілля. Основними джерелами Hg, Cd, Mo і V були промислові практики, такі як видобуток вугілля, хімічна та металоплавильна промисловості. Материнські породи відіграли важливу роль у збагаченні ґрунтів Mn, Cr та Fe<sup>1106</sup>.

Біологічна доступність ВМ може істотно змінюватись залежно від ґрунтово-кліматичних умов. За результатами попередніх досліджень ми виділили три класи буферності ґрунтів щодо мікроелементів і важких металів<sup>1107</sup>, як «здатності ґрунтів підтримувати вміст найбільш доступних для рослин форм цих елементів на відносно постійному рівні і протистояти зовнішнім факторам впливу, які направлені на зрушення цього рівня»<sup>1108</sup>.

До низькобуферних ґрунтів із найвищою рухомістю ВМ та найбільшим ризиком їх накопичення сільгоспкультурами віднесено буроземні, дерново-підзолисті, ясно-сірі й сірі лісові ґрунти легкого гранулометричного складу у зонах Полісся та Карпат. Середньобуферними є більшість ґрунтів зони Лісостепу й легкі ґрунти Степу. Високобуферними, зі здатністю створення продукції задовільної якості за умов помірного забруднення ВМ є ґрунти середнього і важкого гранулометричного складу зони Степу. Ступінь



буферності ґрунтів визначали за показниками  $pH_{\text{вод.}}$ ,  $pH_{\text{сол.}}$ , вмісту фізичної глини (%) і гумусу (%) за градаціями, які запропонував В.Б. Ільїн<sup>1109</sup>.

Утім, результатами наших подальших досліджень<sup>1110</sup> доведено, що залучення до статистико-математичного аналізу (квадратичні моделі) показника співвідношення в гумусі вмісту вуглецю гумінових і фульвокислот ( $C_{\text{ГК}}/C_{\text{ФК}}$ ) істотно підвищує тісноту зв'язку між вмістом мікроелементів у ґрунті й у рослинах ( $R = 0,95-0,99$ ), що дозволяє, з певною точністю, прогнозувати рівень накопичення мікроелементів культурами на фонових ґрунтах. Виявили, що різниця між розрахунковими і фактичними величинами у більшості випадків не перевищує 10 %. На нашу думку, введення відношення  $C_{\text{ГК}}/C_{\text{ФК}}$  до складу показників буферності ґрунтів стосовно ВМ сприятиме зростанню точності у визначенні ступеню буферності ґрунту, а отже, й точності прогнозу щодо забруднення вирощуваної на ньому рослинної продукції.

За результатами попередніх досліджень (2011-2013 рр.), якими було охоплено всю територію України, виявлено, що забруднення сільгоспземель важкими металами, переважно, має локальний характер, тобто, відмічаються лише окремі ареали забруднених ґрунтів, які пов'язані з великими індустріальними центрами, де найбільше переважає промислова та сільськогосподарська діяльність людини. До того ж, відмічаються певні біогеохімічні провінції з аномально високим природним вмістом важких металів, де доволі складно отримати санітарно-гігієнічно чисту рослинну продукцію навіть за фонових умов<sup>1111</sup>.

За нашими підрахунками<sup>1112</sup>, загальна площа забруднених важкими металами земель сільськогосподарського призначення в Україні становить 1552 тис. га, окрім цього – 25 тис. га забруднених сільгоспземель розташовано вздовж автомобільних магістралей.

У той же час, загальна площа орних ґрунтів в Україні становить 34,4 млн га. Отже, застосування індикаторів забруднення ґрунтів ВМ як основних критеріїв бонітування означатиме надмірну перевантаженість алгоритму ВМів обрахування бонітетів для більшості незабруднених ґрунтів. Цілком логічним є впровадження таких індикаторів у розрахунки як модифікаційних критеріїв до вже розроблених методик бонітування ґрунтів поряд з поправковими коефіцієнтами на інші негативні властивості ґрунтів.

Біологічна вразливість і толерантність рослин до негативного впливу забруднюючих речовин залежить від специфічних реакцій їх різних видів і значної кількості зовнішніх факторів, у тому числі, різноманітних фізико-хімічних процесів, що протікають у ґрунті. Так, мінералізація органічної речовини в ґрунті, завдяки дії мікробів з утворенням низькомолекулярних органічних сполук, що діють як хелатори, може збільшити рухливість та доступність мікроелементів<sup>1113</sup>. Істотно відрізняється також здатність окремих видів рослин транспортувати важкі метали від коренів до пагонів, створюючи ризики для здоров'я людини<sup>1114 1115 1116</sup>.

Стійкість окремих видів рослин до високого вмісту ВМ у навколишньому середовищі і їх спроможність накопичувати надмірну кількість токсикантів є, з одного боку, позитивним явищем, оскільки дозволяє вирощувати їх на сильно забруднених територіях, у т.ч. для фітореMediaції, але з іншого – сприяє надходженню ВМ до продуктів харчування і шкодить здоров'ю населення.

Так, дослідження бразильських учених щодо накопичення важких металів лікарськими рослинами, які широко використовуються у складі ліків та дієтичних добавок, показали, що концентрації токсичних елементів істотно змінювались у рослинах різних видів практично за всіма елементами. Коефіцієнт варіювання становив від 50 до 245 %<sup>1117</sup>.

Аналіз багаточисельних наукових публікацій свідчить, що на надходження важких металів впливає кілька чинників: видові особливості рослин, тип ґрунту, концентрація та форма знаходження важких металів, рН ґрунту, його гранулометричний склад, вміст органічних речовин, ємність поглинання катіонів у ґрунті, наявність техногенних джерел забруднення екосистем<sup>1118 1119 1120</sup>.

Аналіз багаточисельних публікацій свідчить, що важкі метали за дії різних концентрацій впливають на всі фізіологічні та біохімічні процеси та призводять до пригнічення росту та розвитку рослин<sup>1121 1122 1123 1124 1125</sup>.

Проростання насіння є важливим етапом органогенезу, від якого в значній мірі залежить подальший ріст і розвиток рослин<sup>1126</sup>.

Вплив важких металів на формування та проростання насіння у різних видів рослин (бобів, гороху, рису, вівса, пшениці, *Robinia pseudoacacia*, *Crepis capillaries*, *Vaccinium myrtillus*) проведено у цілому ряді досліджень досліджували<sup>1127 1128 1129 1130 1131 1132 1133</sup>.

Ступінь впливу ВМ на проростання насіння залежить від концентрації металу, його токсичності та тривалості дії. Низькі концентрації іонів ВМ не порушують основні фізіологічні процеси, а надвисокі концентрації повністю пригнічують життєздатність насіння<sup>1134</sup>.

При вивченні механізму впливу важких металів на проростання насіння виявлено, що вони проникають через насінневу оболонку<sup>1135</sup> і викликають затримку проростання за рахунок впливу на процеси поділу і розтягування клітин<sup>1136</sup>.

Встановлено<sup>1137 1138 1139 1140 1141</sup>, що ріст та розвиток рослин залежить від концентрації та тривалості дії металів, їх природи, а також біологічних особливостей виду рослин. При цьому встановлено<sup>1142</sup>, що ріст коренів є більш чутливим до дії важких металів порівняно з ростом пагонів. Відомо, що коріння є першим бар'єром на шляху транспорту металів із ґрунту в рослину, і саме корінь бере на себе основну функцію по їх акумуляції та детоксикації<sup>1143 1144</sup>. Під впливом важких металів зменшуються довжина головного кореня та кількість бокових коренів, відмирають кореневі волоски, знижується біомаса коренів<sup>1145 1146 1147</sup>. Зменшення довжини і біомаси кореня за дії кадмію відзначено у рослин квасолі<sup>1148 1149</sup>, соняшнику<sup>1150</sup>.

Дослідженнями<sup>1151 1152 1153</sup> було встановлено, що високі концентрації важких металів не тільки інгібують ріст вегетативних органів, але також призводять до зменшення розмірів суцвіть і біомаси плодів, а в деяких випадках рослина може втратити здатність до формування генеративних органів.

**В. Бусслер<sup>1154</sup> зазначає, що при збільшенні концентрації іонів у середовищі спостерігається послідовна поява ознак пригнічення рослинного організму:**

- I стадія – гальмування росту;
- II – хлороз листків;
- III – некрози асиміляційних органів;
- IV – відмирання коренів.

Зменшення швидкості росту і розвитку, порушення важливих фізіологічних процесів, поряд з хлорозом і некрозом, вважають найтипівшими проявами токсичної дії важких металів, які у кожного виду рослин, залежать від видових особливостей<sup>1155 1156</sup>.

Відомо, що пігментна система багатьох рослин чутлива до повітряних поллютантів і тому вміст хлорофілу можна використовувати для біоіндикації забруднення довкілля як окремими токсикантами, так і їхніми комплексами<sup>1157</sup>.

Аналіз наявних у літературі даних показує, що найбільш інформативним біоіндикаційним показником стану довкілля є співвідношення хлорофілів a+b, так як забезпечує нормальне функціонування фотосинтетичного апарату<sup>1158 1159</sup>. Результатами дослідження Мельничук<sup>1160</sup> встановлено, що за дії високих концентрації важких металів зменшується вмісту зелених пігментів.

Численними дослідженнями встановлено, що підвищення концентрації металів у клітині, призводять до порушення ультраструктурної організації хлоропластів багатьох сільськогосподарських злакових культур<sup>1161</sup>, зростання вмісту свинцю викликає зміну ліпідного складу тилакоїдних мембран<sup>1162</sup>, а іони міді спричиняють деструкцію системи ламел<sup>1163</sup>. З іншого боку, вміст пігментів та їхній стан визначають розвиток і активність фотосинтетичного апарату, а також продуктивність, життєздатність та стійкість рослин<sup>1164 1165 1166</sup>.

**Залежно від ступеня пошкодження листка В.П. Бессонова<sup>1167</sup> виділяла 5 груп. До першої групи** відносяться рослини, які протягом всього вегетаційного періоду не мали помітних пошкоджень листків і зберегли високий ступінь декоративності: бирючина звичайна, лох вузьколистний, бузина чорна, шовковиця біла, троянда собача.

**До другої групи** відносяться рослини з пошкодженими до 10 % листовими пластинками, декоративність їх знижувалася трохи: айлант високий – пошкодження у вигляді невеликої кількості подовжених коричневих плям по всій поверхні листка, пошкоджене листя обпадає не відразу; абрикоса звичайна і вишня звичайна – пошкодження у вигляді

точкових коричневих плям по всій поверхні листка, а потім отворів, усихання кінчиків листка.

*До третьої групи* відносяться рослини з пошкодженням листкових пластинок менш ніж на 20 %. У горіха грецького, таволги Вангутта, жимолості татарської виявлені коричневі плями по всій поверхні листка.

*До четвертої групи* відносяться рослини листкові пластинки яких пошкоджені до 50 %. Типи пошкодження: у берези повислої – коричневі точкові пошкодження листка міжжилковий хлороз, потім буро-коричневі плями по всій поверхні листка; у верби білої – некротичні зміни краю листка, хлороз.

*До п'ятої групи* відносяться рослини, листки, яких пошкоджені більше, ніж 50 %. Основні типи пошкоджень: клен остролистий – коричневі плями по всій поверхні листка, наскрізні отвори; кінський каштан звичайний - усихання кінчика і країв листка міжжилковий некроз, коричневі смужки по поверхні і краях листка.

Відповідно до узагальнених даних<sup>1168</sup> підвищення вмісту важких металів у навколишньому середовищі призводить до значного збільшення їхньої концентрації в рослинах. При цьому наземні рослини здатні поглинати токсичні іони з двох джерел – ґрунту та повітря (табл. 2.38).

Рухливість мікрометалів, їх біодоступність і пов'язана з ними екологічна токсичність для рослин сильно залежать від специфіки їх хімічних форм<sup>1169</sup>. На їх рухливість істотно впливають форми перебування важких металів у ґрунті. До найбільш рухливих елементів належать Cd, Zn та Mo, а найменш рухливі – Cr, Ni та Pb<sup>1170</sup>. рН ґрунту впливає на рухливість важких металів. У ґрунтах з низьким рН рухливість металів зменшується в порядку: Cd > Ni > Zn > Mn > Cu > Pb. **Відповідно до їх фітодоступності<sup>1171,1172</sup> виділено чотири групи важких металів:**

– слаборозчинні у ґрунті, засвоюється рослинами у слідових кількостях (Cr, Ag);

– елементи відносно легко засвоюються корінням, але слабо транспортуються до пагонів (Hg, Pb);

– елементи легко поглинаються і транспортуються до пагонів (Zn, Cu, Ni);

– елементи, що становлять ризик для харчового ланцюга (Co, Cd).

Однак вплив рН на рухливість металевих елементів у ґрунті дуже варіабельний, залежно від вмісту і типу органічної речовини<sup>1173</sup>. Важкі метали в твердій фазі ґрунтів із органічними змінами зустрічаються в різних хімічних формах, включаючи місця обміну, специфічні варіанти адсорбції, закріплені або адсорбовані на оксидах ґрунту, біологічні залишки та замінені на первинні та вторинні мінерали<sup>1174</sup>. Хімічний вид важких металів визначає їх біодоступність. Це пов'язано з різною природою металів, їх міцністю зчеплення, у вільній або іонній формі, або в комплексі з органічною речовиною, або включені в мінеральну фракцію зразка<sup>1175</sup>.

Важкі метали	Фізіологічні функції у рослині	Вплив на рослину
Основні метали	Cu Входить до складу ферментів; Приймає активну участь у фотосинтезі і ряді важливих фізіологічних процесів; Бере участь у репродуктивному і детермінаційному розвитку рослин. Впливає на формування Врожайності і якості урожаю. Визначає стійкість до хвороб	Порушення фотосинтезу, росту рослин і процесів розмноження; Зменшує площу поверхні тилакоїду
	Ni Входить до складу ферментів. Активация уреазы Регулювання схожості насіння	Синтез білка; Синтез хлорофілу та ферментів; Накопичення сухої маси
	Zn Складова клітинних мембран; Компонент різноманітних ферментів; транскрипція ДНК; Бере участь у репродуктивній фазі та у визначенні врожайності та якості сільськогосподарських культур; Стійкість до біотичного та абіотичного стресу; Утворення бульбочок і азотфіксація	Знижує токсичність нікелю та проростання насіння
Неосновні метали	Cd	Знижує схожість насіння, вміст ліпідів і ріст рослин Порушення активності ферментів, пригнічує ДНК-опосередковану трансформацію в мікроорганізми, втручається в симбіоз між мікробами і рослинами, підвищує схильність рослин до грибової інвазії
	Cr	Викликає зниження активності ферментів і росту рослин; Викликає пошкодження мембран, хлороз і пошкодження коренів
	Pb	Зменшує хлорофіл, хлороз, некроз; Пригнічує ріст коренів і пагонів Менше вироблення біомаси, що впливає на проростання насіння

Залежно від збалансованості поглинання ВМ корінням та транспорту їх у надземну частину рослин виділено три типи залежності вмісту ВМ у надземній частині рослин та їх рівня у ґрунті<sup>1181</sup>:

1. акумулятивна – накопичення ВМ у всіх рівнях організації рослин;
2. індикаторна – лінійна залежність;
3. виняткова – підтримання постійної концентрації ВМ у надземній частині рослин на низькому рівні в умовах різних концентрацій у ґрунті до критичної, коли починається неконтрольований транспорт.

Передбачається, що центри детоксикації ВМ знаходяться в листі рослин-акумуляторів і у корінні – у рослин-виключників.

Види рослин для фіторемедіації вибираються на основі показника глибини проникності їх кореневої системи, природи і характеру забруднень, типу ґрунту та особливостей регіонального клімату. Глибина проникнення кореневої системи рослин по-суті визначає товщину шару ґрунту, який підлягає фіторемедіації<sup>1182</sup>. Цей показник варіює значною мірою серед різних видів рослин, а також може значно відрізнятися для одного виду залежно від місцевих умов, структура ґрунту, глибина ґрунтового профілю до материнської породи, родючість ґрунту, величини біопродуктивності ґрунту, концентрація забруднювача або інших умов<sup>11831184</sup> (рис. 2.65).

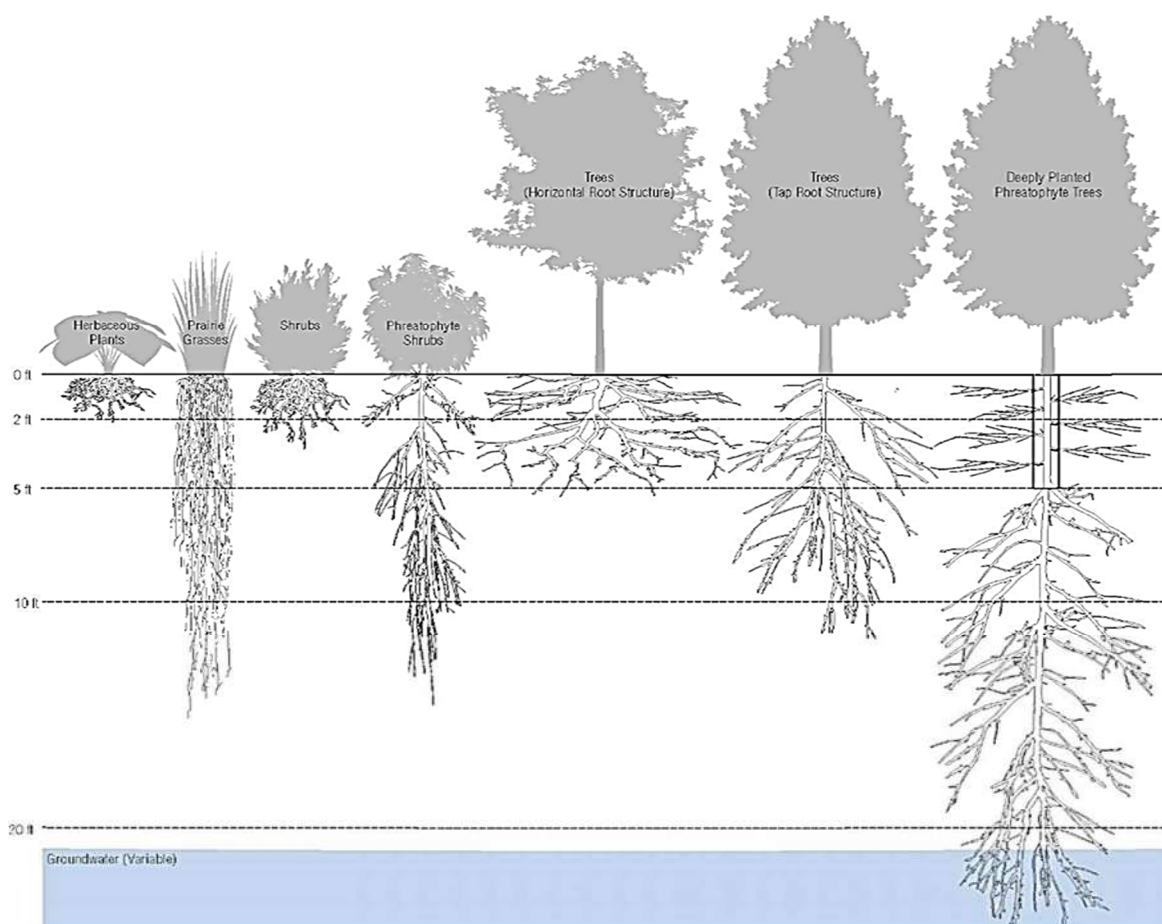


Рисунок 2.65 – Типова глибина проникнення корневих систем рослин<sup>1185</sup>

Повідомлялося, що для фіторемедіації найчастіше застосовують трав'янисті форми рослин<sup>1186</sup>. Вони більш пристосовані для технології фіторемедіації, оскільки порівняно з деревами та чагарниками трав'янисті рослини, особливо трави, мають швидкий ріст, формують велику кількість біомаси, мають високі рівні адаптивної здатності до широкого спектру технологій вирощування та здатність до рекультивації різних типів ґрунтів<sup>1187</sup>. Вони піонери розселення особливо в умовах несприятливого клімату, низького вмісту поживних речовин у ґрунті, стресовості середовища та бідного ґрунтового профілю<sup>1188 1189 1190 1191 1192</sup>.

Велика площа поверхні їх волокнистих коренів та інтенсивне проникнення в ґрунт зменшують вимивання, стік і ерозію за рахунок стабілізації ґрунту та забезпечують переваги у технологіях фіторемедіації<sup>1193</sup>. Дикі рослини, такі як трави можуть швидко створювати рослинне покриття поверхні ґрунту та зменшувати випаровуваність<sup>1194</sup>.

Чагарники та дерева з позиції застосування для фіторемедіації мають потужну, глибокопроникаючу кореневу систему, але через істотно нижчі темпи росту є потенційними кандидатами для ремедіації ґрунтів у довгостроковій перспективі.

Крім того, чагарники або дерева у поєднанні з трав'янистими рослинами у нижньому ярусі забезпечують трав'янисті рослини достатнім запасом поживних речовин, одночасно знижуючи водний стрес і покращуючи фізичні характеристики ґрунту<sup>1195</sup>. З іншого боку, багато дерев можуть рости на землі граничної якості, мають масивну кореневу систему і їх наземну біомасу можна збирати з подальшим відрощуванням без порушення ділянки<sup>1196</sup>.

Однак вартість посадки дерев висока, а швидкість росту низька. Для досягнення стійкого покриття важливо використовувати змішані культури, комбінувати трави, чагарники та дерева у програмах рекультивації та фіторемедіації ґрунтів, оскільки вони представляють два функціональні типи рослин з різною роллю у поліпшенні ґрунтів.

Для більшого ефекту фіторемедіації бажано застосовувати полівидові варіанти фіторемедіації<sup>1197</sup>. Трави з їх сильно розвинутою кореневою системою можуть стабілізувати ґрунти та зменшити ерозію, а бобові культури при цьому одночасно можуть збагачувати ґрунти на біологічний азот оптимізуючи ґрунтові умови родючості<sup>1198 1199 1200</sup>.

Багаторічні трави розвивають велику рослинну біомасу за відносно короткий час і характеризуються високою толерантністю до важких металів<sup>1201</sup>. Однорічники у технології фіторемедіації мають також переваги зумовлені можливістю багаторазового збирання сформованої біомаси впродовж вегетаційного періоду, що забезпечує інтенсивне очищення ґрунту від поллютантів<sup>1202</sup>.

Для фіторемедіації краще використовувати види рослин, пристосовані до кліматичних і ґрунтових умов місцевості<sup>1203</sup>. Використання місцевих видів рослин, як правило, є перевагою, оскільки вони демонструють високу адаптивність до стресових умов, є менш технологічно затратними та мають

нижчі рівні ризиків з позиції формування відповідних рівнів біомаси на даній місцевості, ніж інтродуковані або генетично змінені види<sup>1204</sup>. Проте це не знімає актуальності питання вивчення та пошуку ефективних фіторемедіантів з інших регіонів<sup>1205</sup>.

Таким чином, види рослин сильно відрізняються за здатністю накопичувати важкі метали<sup>1206</sup>. Багато авторів дійшли висновку, що концентрації металів у рослинах, що ростуть на одному і тому ж ґрунті, різняться між видами і навіть між генотипами одного виду<sup>12071208</sup>.

Деякі з механізмів, які можуть бути відповідальними за відмінності видів рослин залежно від концентрації металів.

Ці механізми включають відмінності в:

- 1) архітектурі кореневої системи;
- 2) ефективності водоспоживання та водовикористання;
- 3) хімізмом ризосфери рослин;
- 4) експресія та спорідненістю білків-переносників від поверхні кореня до металів;

5) інтенсивність транспорту металів через ксилему і їх транслокація всередині рослини<sup>1209</sup>. А також вік і стадія росту рослини може впливати на концентрацію металів у рослинах<sup>12101211</sup>. При цьому, ідеальні для фіторемедіації рослини повинні мати здатність накопичувати високі концентрації металу, витримувати високі концентрації солі, мати велику швидкість зростання, швидко накопичувати біомасу, ефективно накопичувати метал у надземних частинах, простотою збирання врожаю<sup>1212</sup>.

Механізми надходження металів у рослини з ґрунту кореневим шляхом включають пасивне (неметаболічне) перенесення іонів у клітину відповідно до градієнта їхньої концентрації та активний (метаболічний) процес поглинання клітиною проти градієнта концентрації. **У поглинанні та транспорті важких металів у рослини можна виділити такі етапи:** 1) накопичення іонів у вільному просторі кореня; 2) подолання іонами мембранного бар'єру та їх проникнення у симпласт; 3) радіальне пересування іонів по тканинах кореня і судинним провідним пучкам. Перший етап поглинання важких металів кореневою системою здійснюється за допомогою фізико-хімічної адсорбції, а також за рахунок неметаболічного зв'язування іонів металів активними ділянками клітинної стінки. Наступні етапи поглинання металів пов'язані з витратою енергії за участю іонних каналів та білків-переносників. Крім симпластного шляху, іони важких металів можуть пересуватися і по апопласту до пасків Каспарі (рис. 2.66).

Здатність рослин поглинати важкі метали з ґрунту характеризується **коефіцієнтом біологічного поглинання** (КБП), що є відношенням вмісту металу в рослині до його вмісту в ґрунті. Наприклад, КБП свинцю багатьом рослин (овес, кукурудза, горох тощо. буд.) становить 0,001-0,005, а КБП кадмію тих самих культур – 0,01-0,5. Звідси слід, що одні й самі види рослин поглинають значно більше кадмію, ніж свинцю.



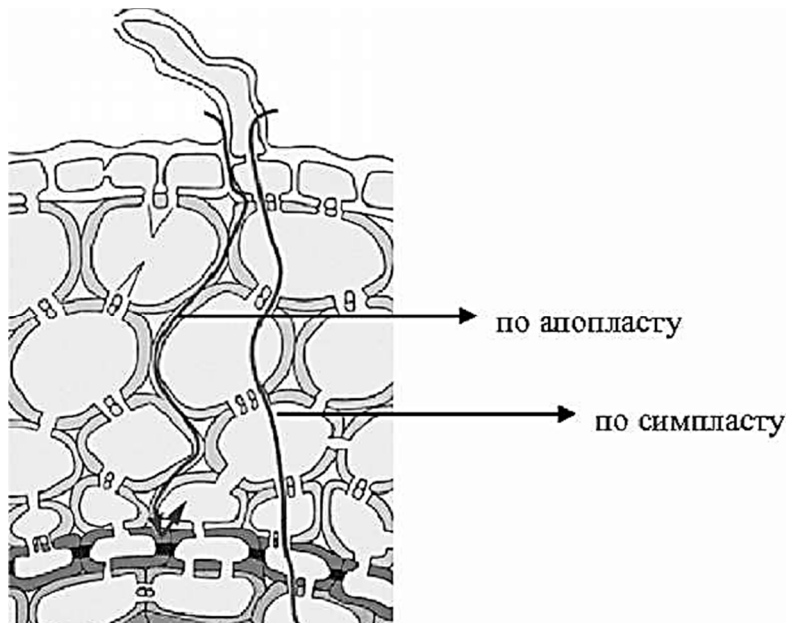


Рисунок 2.66. – Схема надходження важких металів у рослину через кореневу систему<sup>1213</sup>

**На надходження важких металів із ґрунту в рослини впливає велика кількість різноманітних факторів.** До найважливішим з них відносяться<sup>12141215</sup>:

- механічний склад ґрунту;
- хімічний склад ґрунту (органічна речовина, вміст карбонатів, фосфатів та інших солей);
- рН ґрунтового розчину;
- взаємодія металів;
- температура ґрунту та повітря;
- валентність елемента, його фізико-хімічні властивості;
- біологічні особливості виду;
- Вік рослин;
- сезон року і т.д.

З повітря важкі метали у складі аерозолів і пилу потрапляють на лист, утримуються на ньому у вигляді поверхневих відкладень, частина їх може бути вимита дощовою водою, а частина надходить у рослину. **Механізм поглинання іонів важких металів листям складається з двох фаз:** 1) неметаболічного проникнення через кутикулу (яке розглядається як головний шлях надходження) та 2) метаболічного перенесення іонів через плазматичні мембрани та протопласт клітин, тобто їх накопичення проти градієнта концентрації (рис. 2.66-2.67). Іони металів, що надійшли в лист через кутикулу і прориди, транспортуються в корені і/або вище розташовані органи. Частка позакореневого надходження важких металів у рослини залежить від концентрації металу в повітрі та опадах, його фізико-хімічних властивостей, а також анатомоморфологічних особливостей листя рослин. Зокрема, чим сильніше опушеність або шорсткість листової поверхні, тим інтенсивніше надходять у них метали з повітря.

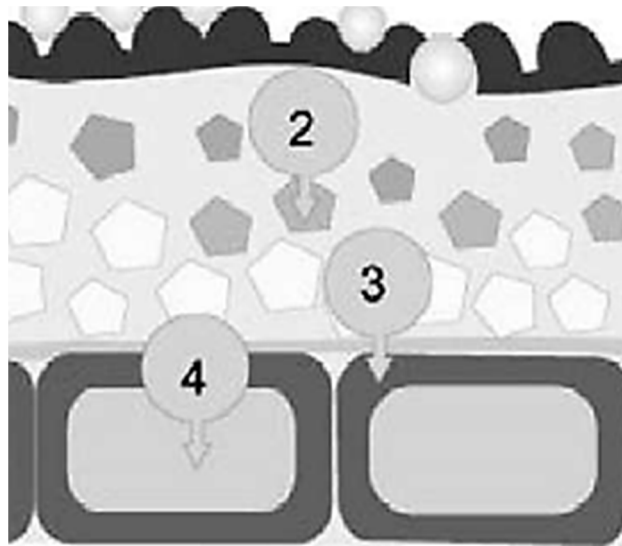


Рисунок 2.67 – Схема надходження важких металів через листок рослини: 1 – продири; 2 – кутикула; 3 - апо-пласт; 4 – симпласт<sup>1216</sup>

За результатами узагальнення Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М., Лайдинен Г.Ф.<sup>1217</sup> (2011) основний шлях іонів важких металів у коренях можна представити наступним чином: двоетапне поглинання (дифузія та адсорбція), транспорт апопластом і симпластом до ендодерми і в базальні ділянки кореня. Проникнення їх у центральний циліндр відбувається через молоду ендодерму зі слабозвиненими поясками Каспарі, а також частково через вибірково проникні мембрани протопласту в ендодермі. З коренів метали транспортуються в надземні органи судин ксилеми з транспіраційним струмом. Для більшості іонів важких металів передбачається загальний механізм транспорту по ксилемі. Показано, що іони можуть переміщатися ксилемою у формі катіонів, а також у вигляді комплексів з амінокислотами (аспарагіном, глутаміном, гістидином) або органічними кислотами (лимонною, фумаровою, маленовою). Далекий транспорт важких металів у рослин може відбуватися і судинами флоєми у складі комплексів з цитратами, нікотинамінами або метало-зв'язуючими білками.

У тканинах кореня більша частина важких металів локалізована в ризодермі, корі та ендодермі. Структурні особливості клітин цих тканин обмежують надходження токсичних іонів до судин ксилеми, а, отже, і в надземні органи рослини. При цьому ендодермі з поясками Каспарі відводиться основна бар'єрна роль транспорті важких металів у корені. У перициклі і судини ксилеми метали надходять лише за високих їх концентрацій у ґрунті. Слабко вивчено проникнення важких металів у меристематичні тканини кореня. Відомостей про розподіл важких металів у тканинах листя і стебла рослин порівняно небагато. Виявлено переважно їх накопичення в клітинах епідермісу і досить низьке – в мезофілі. Розподіл важких металів у клітині нерівномірний. Значна частина іонів металів, що надійшли, затримується в клітинній стінці клітин кореня і листя, що вважається одним з найбільш важливих механізмів захисту рослин від їх

токсичної дії. При подальшому підвищенні концентрації металу в середовищі, його іони проникають через клітинну стінку і плазмалемму в цитоплазму клітин. Надлишок іонів металів у цитозолі зв'язується різними хелатируючими агентами (органічними кислотами, фітохелатинами, металотіонеїнами та ін) і у вигляді комплексів видаляється у вакуоль, виключаючи їх з метаболічно активних компартментів клітини. Тому в хлоропластах, а також у мітохондріях та ядрі, як правило, виявляються лише незначні кількості важких металів.

У підсумку за висновками<sup>1218</sup>, рослини здатні поглинати і накопичувати не тільки іони важких металів, необхідних для їхньої життєдіяльності, а й металів, функціональна роль яких поки що не встановлена. На рівні цілої рослини градієнт концентрації важких металів зменшується від кореня до суцвіття, що означає обмежене їх надходження до репродуктивних органів (суцвіття, плоди, насіння). На рівні тканин значна кількість металів локалізується в ризодермі, корі та епідермісі. На клітинному рівні надлишок металів акумулюється у пов'язаному малоактивному стані у клітинній стінці та вакуолі, завдяки чому знижується їхня токсична дія на цитоплазму.

Важливим аспектом надходження важких металів у рослину є питання їх взаємного впливу. Встановлено, що між важкими металами та іншими хімічними елементами можливі адитивні, антагоністичні та синергічні взаємодії.

У випадках адитивних взаємодій фізіологічний ефект комплексної дії двох іонів дорівнює сумі ефектів окремих металів (наприклад, Cu-Co).

*Антагонізм* – це такий тип взаємодії, при якому фізіологічний ефект спільної дії двох іонів (або молекул) на рослини менший, ніж ефект від дії кожного з них окремо.

*Синергізм* – взаємне посилення фізіологічної дії на рослину кожного з елементів. У результаті фізіологічний ефект спільної дії іонів перевищує суму ефектів дії окремих елементів.

Можливі варіанти антагоністичної та синергічної взаємодії між макроелементами та важкими металами представлені в табл. 2.39.

Таблиця 2.39

Взаємодія між елементами мінерального живлення та важкими металами у рослинах<sup>1219</sup>

Елемент мінерального живлення	Характер взаємодії	
	антагонізм	синергізм
N	Cu, Pb	-
P	Cd, Cu, Pb	Zn
K	Cd, Pb	-
Ca	Cd, Cu, Pb, Zn	Cu, Zn
Fe	Zn	-
Mg	Zn, Cu	-

Взаємний антагонізм виявлено також для таких важких металів<sup>122012211222</sup>.

антагоністи Pb: Mn, Mg, Ca; антагоністи Zn: Mn, Mg, Cd, Mo, Fe;  
антагоністи Mn: Ni, Pb, Cd, Cu, Mn, Fe.

Взаємний синергізм встановлений для наступних пар елементів:

Cu та Mo, Co, Cd, Mn, Zn;

Pb та Cd, Fe;

Mo та V, Fe, Mn.

Таким чином, важкі метали можуть викликати дефіцит елементів мінерального живлення та їх дисбаланс. У свою чергу, дефіцит елементів мінерального живлення, обумовлений важкими металами, може мати серйозні негативні наслідки, що призводять до порушень багатьох фізіологічних процесів. У підсумку механізм стійкості рослин до важких металів можна зобразити у форматі рисунка 2.68.

При вивченні впливу важких металів на рослини великий інтерес також представляють відомості про їх накопичення та вміст у рослинах, а також розподіл в органах, тканинах та клітинах.

Нагромадження важких металів рослинами. *За здатністю накопичувати важкі метали рослини можна розділити на три групи*<sup>1223</sup>  
<sup>1224 1225</sup>.

1) акумулятори, що накопичують метали головним чином у надземних органах як при низькому, так і високому вмісті їх у ґрунті;

2) індикатори, в яких концентрація металу відображає його вміст у навколишньому середовищі;

3) виключіть, у яких надходження металів у пагони обмежене, незважаючи на їх високу концентрацію у навколишньому середовищі та накопичення в корінні.

При високих рівнях забруднення важкими металами механізми, що обмежують їх надходження в рослини, виявляються недостатніми, в результаті метали потрапляють у тканини та клітини. І тут включаються внутрішньоклітинні механізми стійкості. Умовно їх можна поділити на:

1) механізми детоксикації;

2) механізми, що дозволяють клітині нормально функціонувати в присутності важких металів;

3) механізми репарації ушкоджень, спричинених важкими металами.

До першої групи механізмів відносять утворення фізіологічно неактивних форм металів – органічних комплексів або нерозчинних неорганічних сполук.

Потрапляючи до клітин рослини, частина іонів металів зв'язується специфічними білками, названими металотіонеїнами<sup>1226</sup>. Металотіонеїни є низько-молекулярними білками (8-10 кД), у складі яких близько 30 % припадає на сірковмісну амінокислоту цистеїн. Механізм їх дії полягає у зв'язуванні іонів важких металів сульфгідрильними групами цистеїну.

Вперше металотіонеїни були виявлені у тварин, згодом їх виділили з рослин та прокаріотів. Пошук аналогії між металозв'язуючими білками рослин і тварин виявив у них відмінності в розташуванні залишків цистеїну,

внаслідок чого металотіонеїни поділяють на три класи. Металотіонеїни класу I ідентифіковані в основному в клітинах тварин, а металотіонеїни рослин, дріжджів, ціанобактерій та деяких грибів згруповані в клас II. Металотіонеїни класу III виявлені тільки у рослин. Усі металотіонеїни є генними продуктами та синтезуються на рибосомах.



Рисунок 2.68 – Механізм стійкості рослин до важких металів<sup>1227</sup>

Активне вивчення металотіонеїнів у рослин почали проводити в 80-х роках минулого століття після їх виділення з рослин пшениці, підданих впливу цинку. Нині відкрито понад 50 металотіонеїнів. Вони індуються різними металами, включаючи Cu, Cd, Hg, Pb, Zn.

Як встановлено, у відповідь на підвищення концентрації важких металів у навколишньому середовищі в рослинах може синтезуватися досить велика кількість металотіонеїнів, що дозволяє пов'язувати до 60-100% металу.

В останні роки розпочато вивчення експресії генів, відповідальних за синтез металотіонеїнів. Наприклад, у *Arabidopsis thaliana* ідентифіковані гени MT1, MT2, MT3 і MT4, що кодують металотіонеїни, що індуюються іонами міді. Гени MT1a та MT2b експресуються у флоемі листя та кореня, MT2a та MT3 – у клітинах мезофілу листя, MT4 – у насінні. Передбачається, що металотіонеїни MT1a та MT2b беруть участь у транс-порті міді по флоемі, MT2a та MT3 знижують надлишок металу в мезофілі (рис. 2.69).

Необхідно зазначити, що до теперішнього часу експериментально підтверджено функціональне значення металотіонеїнів лише щодо стійкості рослин до іонів міді.



Рисунок 2.69 – Участь фітогормонів різних класів у захисних реакціях за дії важких металів<sup>1228</sup>

Також у вищих рослин виявлена група низькомолекулярних пептидів – фітохелатинів, що складаються з лінійних ланцюгів залишків глутамінової кислоти та цистеїну та здатні зв'язувати важкі метали через SH-групи. На відміну від металотіонеїнів, фітохелатини не є генними продуктами і синтезуються з глутатіону за участю ферменту фітохелатинсинтази, що знаходиться в цитоплазмі клітини. Попередниками фітохелатинів також можуть бути гомоглутатіон, гідроксиметилглутатіон та глутамінцистеїн. Наприклад, з оксиметилглутатіону синтезуються серин-фітохелатини у деяких видів родини *Roaceae*, у тому числі у ячменю та вівса. Біосинтез

фітохелатинів регулюється на рівні експресії генів, що кодують фітохелатинсинтазу, а також генів, що кодують ферменти синтезу глутатіону.

Синтез фітохелатинів індукується іонами різних важких металів. Зокрема, індукторам освіти фітохелатинів можуть бути Ag, Au, Cd, Cu, Pb, Sb, Sn, Zn. З них найбільш ефективні Cd і Cu, тоді як інші метали мають меншу дію. На відміну від цього, деякі важкі метали (Cr, Fe, Mo, Ni, V) не індують утворення фітохелатинів.

Роль фітохелатинів у рослинах обговорюється багатьма авторами. У ранніх роботах було висловлено думку, що їхня функція полягає у підтримці клітинного гомеостазу та/або транспорті необхідних важких металів, таких як Cu або Zn. Пізніше було показано, що рівень цих металів, необхідний для синтезу фітохелатинів, у багато разів перевищує їх нормальний вміст у рослині та близький до токсичних доз. В даний час вважається, що зв'язування іонів важких металів фітохелатинами є одним з найбільш важливих механізмів їх детоксикації. Наприклад, кадмій-фітохелатинові комплекси, що утворюються, в 10-1000 разів менш токсичні для чутливих до металів рослинних ферментів, ніж вільні іони кадмію.

Вважається, що підвищення металостійкості рослин пов'язано з надпродукцією фітохелатинів або швидким синтезом довгих ланцюгів, що утворюють більш стабільні комплекси в порівнянні з короткими формами.

Важливу роль детоксикації іонів ртуті і срібла рослин грає глутатіон – низькомолекулярний пептид із високим вмістом сірки, що є попередником фітохелатинів, що й сам здатний утворювати стабільні комплекси з металами. Крім того, глутатіон, як один з найбільш ефективних низькомолекулярних антиоксидантів, захищає рослини від шкідливої дії активних форм кисню, що накопичуються при дії важких металів.

Залізовмісні білки феритини, що дозволяють запасати значну кількість заліза без шкоди для рослини, здатні зв'язувати в клітині такі метали, як Cd, Cu, Pb, Zn. Існує думка, що феритини першими включаються в процес хелатування іонів металів у клітині, а металотіоненіни синтезуються в другу чергу.

Важливу роль механізмах стійкості рослин до дії важких металів грає їх компартаментація і детоксикація. Іони важких металів після зв'язування їх з фітохелатинами в цитоплазмі транспортуються у вакуоль. Крім того, з цитоплазми у вакуоль надходять вільні іони металів. Компартаментація важких металів у вакуолі призводить до зниження їх концентрації в цитоплазмі. Імобілізація іонів металів у вакуолі, як і у клітинній стінці, переводить в неактивну форму. Переважне накопичення важких металів у вакуолі забезпечується локалізацією в ній сполук, що володіють великою спорідненістю до металів (наприклад, аніонів органічних кислот) і утворюють з ними складні комплекси.

Механізми надходження металів у вакуолю через тонопласт останнім часом активно вивчаються. В цілому, акумуляція важких металів у вакуолі у вигляді складних комплексів з органічними кислотами призводить до

зниження їх концентрації в цитоплазмі і є універсальним і ефективним механізмом детоксикації.

Важливим механізмом металостійкості рослин є синтез стійких до важких металів ферментів із зміненою структурою, що дозволяє їм функціонувати в таких умовах. Вважається<sup>1229</sup>, що можливі такі зміни в послідовності амінокислот, які не зачіпають активні центри ферментів, не змінюють їх каталітичних властивостей і призводять до утворення ферментів, більш стійких до дії тяжких металів, що інактивують. Наприклад, встановлено, що карбоангідраза з листя нестійких популяцій *Melica nutans* інактивується у присутності свинцю, тоді як стійкої популяції, навпаки, активується ним. У листях стійких рослин цього виду приєднання свинцю до віддаленого від активного центру ділянці молекули ферменту призводить до його модифікації та підвищення каталітичної активності.

Дослідження дії важких металів на ферменти, такі як карбоангідраза, кисла фосфатаза, нітратредуктаза, малатдегідрогеназа, ізоцитратдегідрогеназа, досить численні. Однак їх результати свідчать про те, що закономірності, які спостерігаються в ранніх роботах *in vivo*, не завжди збігаються з тими, що виявляються при вивченні ферментів *in vitro*.

Особливе місце в захисних реакціях рослин на дію важких металів належить антиоксидантним ферментам (супероксиддисмутаза, каталаза, пероксидаза), активність яких значно зростає в цих умовах. Це призводить до нейтралізації вільних радикалів і пероксидів, що утворюються під впливом важких металів і надають шкідливу дію на клітини, що сприяє підвищенню стійкості.

Включення альтернативних шляхів метаболізму. До найменш вивчених механізмів металостійкості рослин належить активація під впливом важких металів альтернативних інгібованих шляхів метаболізму. Так, наприклад, встановлено, що при надлишку цинку серед вирощування відбувається компенсаторне перемикання потоку електронів з основного цитохромного шляху дихання на альтернативний ціанідрезистентний. Однак відомостей про включення альтернативних шляхів метаболізму в умовах дії важких металів у літературі вкрай мало, що не дозволяє в даний час зробити певний висновок щодо їхньої ролі у підвищенні стійкості рослин до важких металів.

Токсична дія важких металів на рослини пов'язана з утворенням активних форм кисню і денатурацією білків, що призводить до пошкодження мембран і порушення багатьох фізіологічних і біохімічних процесів.

На організмовому рівні проявляються механізми стійкості, що відображають взаємодію частин і органів у системі цілої рослини. До таких механізмів, що визначають стійкість рослин до дії важких металів, можна віднести:

- 1) затримку поглинання важких металів корінням;
- 2) здатність рослини регулювати їх транспорт з коренів у втечу;



3) функціонування низки бар'єрів (корінь-стебло, стебло-суцвіття) на шляху транспорту металів до найважливіших для життєдіяльності рослин органів;

4) участь трихом у виведенні важких металів з рослини;

5) скидання листя, що нагромадило велику кількість важких металів.

***Відмінності у стійкості різних видів (екотипів, сортів, генотипів) рослин можуть бути обумовлені кількома механізмами, що діють на різних рівнях організації, в тому числі:***

- неоднаковою здатністю до обмеження процесів поглинання важких металів;

- переважним зв'язуванням важких металів у клітинній стінці та вакуолі у рослин стійких популяцій;

- різною швидкістю транспорту важких металів з коренів у пагони та концентрування їх в окремих тканинах кореня;

- синтезом ферментів, стійких до важких металів;

- активізацією механізмів виведення іонів важких металів із клітин.

Тому одні стійкі до важких металів види рослин, наприклад «виключачі», використовують механізми обмеження надходження важких металів та механізми виділення, що призводить до зниження поглинання та транспорту з кореня в надземні органи. Інші стійкі види здатні існувати з підвищеним вмістом важких металів у тканинах завдяки активному утворенню металозв'язувальних речовин, клітинної та субклітинної компартментації або певним змін метаболізму, що компенсує негативні ефекти важких металів.

Деякі види рослин можуть успішно зростати на ґрунтах з підвищеним природним рівнем вмісту важких металів або забруднених в результаті господарської діяльності людини і накопичувати при цьому значну кількість металів у надземних органах. Так, у районах рудних родовищ описані специфічні флори – галмейна, мідна, нікелева, серпентинова, свинцева, поліметалева та інші, які сформувалися на ґрунтах з високим природним збагаченням важкими металами. Ці види та генотипи рослин мають високий рівень стійкості (гіперстійкістю) до деяких з важких металів.

***Рослини, що становлять металофітні флори, можна розділити на дві групи***<sup>1230</sup>:

1. *Металофіти* – види, які мешкають тільки на збагачених важкими металами ґрунтах у межах певного району. Деякі металофіти можуть без ознак інтоксикації акумулювати значно більше важких металів, ніж звичайні рослини. Механізми, що використовуються при гіперакумуляції, є предметом дискусій, проте існують уявлення про те, що гіперакумуляції сприяють тіолвмісні поліпептиди, функціонально подібні до металотіонеїнів. Своєрідною особливістю металофітів є специфічність до металу, впливу якого піддається населення. Іноді у популяцій відзначається стійкість одночасно до двох і більше металів (супутня, або множинна металостійкість), яка, однак, нижча за основну металостійкість.

2. *Псевдометалофіти* – звичайні види місцевої флори, які мешкають на ґрунтах з дуже великим вмістом важких металів або завдяки вищій металостійкості виду в цілому, або за рахунок утворення металостійких популяцій. У свою чергу, псевдометалофіти поділяють на:

а) вибіркові – зустрічаються і навіть більш життєві на збагачених металами ґрунтах, порівняно із звичайними;

б) індіферентні – зустрічаються регулярно на багатих металами ґрунтах, але їх велика кількість, життєвість нижче, ніж у тих же видів на звичайних ґрунтах;

в) випадкові металофіти – рудеральні види, що спорадично з’являються і пригнічені на збагачених ґрунтах. Їхня адаптація до важких металів може відбуватися за рахунок формування стійких популяцій.

При цьому, рослини, що належать до різних родин, помітно розрізняються за здатністю накопичувати важкі метали. Залежно від виду рослин вміст у них важких металів може змінюватися у багато разів (до 100 і більше).<sup>1231</sup> Причому для культурних рослин, як правило, характерно нижче накопичення металів, ніж для дикорослих видів тих же родин<sup>1232</sup>. Більш того, різні види рослин, а також сорти (лінії) одного виду розрізняються по здатності накопичувати важкі метали навіть при одній і тій же їх концентрації в ґрунті<sup>1233 1234 1235</sup> (табл. 2.40). Наприклад, в умовах аеротехногенного забруднення у листяних порід дерев (береза, горобина) вміст цинку, кадмію і свинцю у всіх органах рослин значно вищий, ніж у хвойних (сосна)<sup>1236</sup>.

Таблиця 2.40

Здатність вищих рослин різних сімейств до накопичення важких металів<sup>1237</sup>

Метал	Ступінь накопичення		
	Низька	Середня	Висока
Кадмій	<i>Fabaceae</i>	<i>Apiaceae</i> <i>Cucurbitaceae</i> <i>Liliaceae Poaceae</i>	<i>Asteraceae</i> <i>Brassicaceae</i> <i>Chenopodiaceae</i> <i>Solanaceae</i>
Свинець	<i>Apiaceae</i> <i>Brassicaceae</i> <i>Chenopodiaceae</i> <i>Fabaceae</i> <i>Ranunculaceae</i> <i>Salicaceae</i> <i>Saxifragaceae</i>	<i>Ericaceae</i> <i>Cyperaceae</i> <i>Poaceae</i>	<i>Asteraceae Betulaceae</i> <i>Fagaceae Rosaceae</i>
Цинк			<i>Brassicaceae</i> <i>Caryophyllaceae</i> <i>Plumbaginaceae</i> <i>Violaceae</i>

При вирощуванні овочевих культур на забруднених кадмієм ґрунтах концентрація металу в листі салату, шпинату, селери і капусти виявилася вищою, ніж у листі томату, кукурузи, бобів і гороху<sup>1238</sup>. Виявлено суттєві відмінності у вмісті кадмію у всіх органах (у тому числі в клубнях) двох сортів картоплі<sup>1239</sup> та у зерні ізогенних ліній твердої пшениці<sup>1240</sup>.

На накопичення важких металів впливає і вік рослин<sup>1241</sup>. У експериментах встановлено<sup>1242</sup>, що вміст свинцю в надземних органах 30-денних рослин вівса в порівнянні з 7-денними істотно зменшувалася (в 1,5-14 разів залежно від концентрації металу в середовищі, що живе в коренежитні). На відміну від цього у рослин бобів відзначено збільшення вмісту цинку і кадмію в коренях і пагонах від фази 4-х листків до фази дозрівання насіння. У пшениці з віком рослин вміст цинку в надземній біомасі підвищувалося, а кадмію – знижувалося<sup>1243</sup>.

Накопичення важких металів у рослинах може також залежати від сезону та погодних умов року. Наприклад, у рослин бука концентрація кадмію в ксилемному соку різко підвищувалася у квітні та ранньої осені, а в літні місяці зберігалася на порівняно низькому рівні<sup>1244</sup>. Аналогічні результати отримані і щодо трав'янистих рослин: найменший вміст кадмію і свинцю в фітомасі пасовищних рослин відмічено в літні місяці, а ранньої весни і пізньої осені воно підвищувалося<sup>1245</sup>. Вважають, що це зумовлено розбіжністю темпів приросту біомаси рослин (які влітку досягають максимуму) з більш менш рівномірним надходженням важких металів з ґрунту.

На відміну від накопичення характер розподілу важких металів по органах та тканинах у більшості випадків не залежить від едафічних та сезонних факторів і визначається головним чином властивостями металів та видовими особливостями рослин<sup>1246</sup><sup>1247</sup>. Крім того, на думку деяких авторів<sup>1248</sup>, розподіл важких металів у рослині більшою мірою визначається генотипом, ніж їх накопичення.

**Деякі дослідники<sup>1249</sup><sup>1250</sup><sup>1251</sup> групують важкі метали накопичення в органах рослин наступним чином:**

- 1) Cd, Fe, Cu, Co, Mo;
- 2) Pb, Sn, Ti, Ag, Cr, Zr, V – рівень акумуляції в коренях високий, а в пагонах – середній та низький відповідно;
- 3) Zn, Mn, Ni – рівень накопичення у корінні та в пагонах середній (рис. 2.70).

Види рослин, а також сорти можуть помітно відрізнятися за розподілом важких металів по органах, що пов'язано з особливостями поглинання іонів металів корінням та їх переміщення з коренів у пагони<sup>1252</sup><sup>1253</sup>. Типовий розподіл металів у рослинах на прикладі кадмію показано на рис. 3. Загалом за вмістом важких металів в органах рослин утворюється наступний ряд (за спаданням): корінь > стебло > листя > плоди чи насіння<sup>1254</sup><sup>1255</sup><sup>1256</sup>.

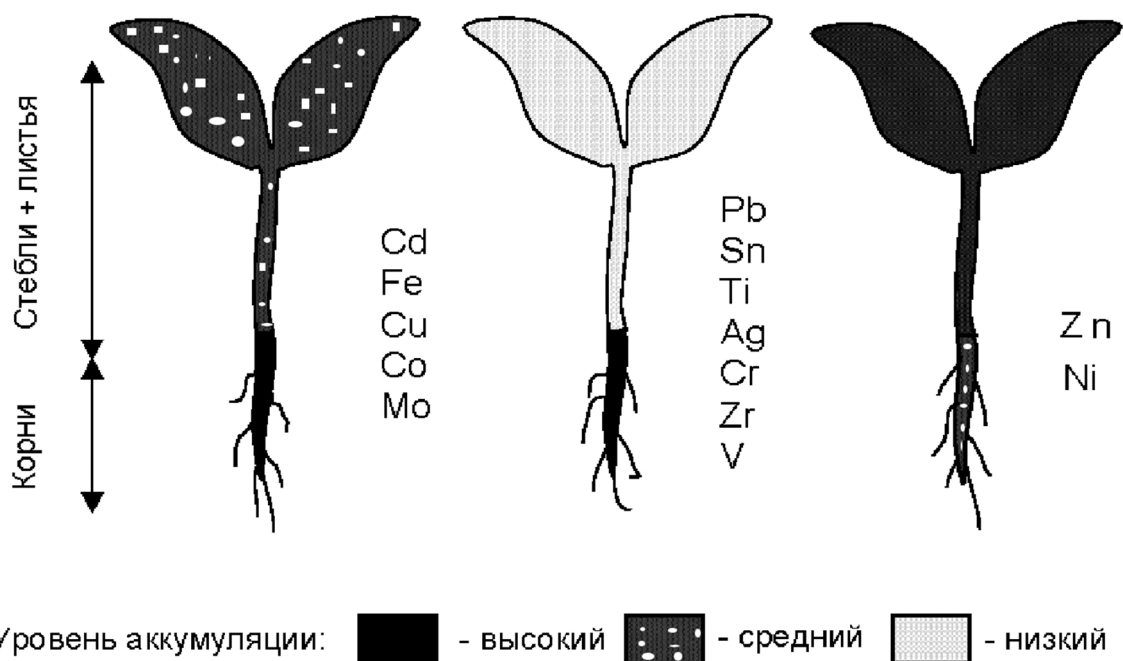


Рисунок 2.70 – Накопичення важких металів у підземних та надземних органах рослин<sup>1257</sup>

Для різних видів цей порядок може дещо відрізнятися<sup>12581259</sup>. Стійкі до важких металів види рослин накопичують їх у коренях (виключники) або пагонах (акумулятори).

Більшість видів рослин накопичує важкі метали (кадмій, свинець, цинк) переважно в коренях<sup>1260126112621263</sup>. Здатність коренів затримувати важкі метали знижує їх транспорт надземні органи рослин<sup>1264</sup>.

У той же час численними дослідженнями встановлено, що зі збільшенням концентрації важких металів у зовнішньому середовищі поряд із зростанням їх вмісту в коренях підвищується кількість металів та в надземних органах - стеблах та листі. Це говорить про те, що захисні механізми і бар'єри, що функціонують на рівні клітин і тканин кореня, не в змозі повністю запобігти попаданню важких металів у пагони рослин. У середньому надземні органи містять у 10-15 разів,<sup>126512661267</sup> а за деякими даними у 200 разів менше важких металів<sup>1268</sup>, ніж коріння.

Встановлено, що частка кадмію, свинцю та цинку в пагонах однорічних рослин варіює від 6 до 35%, а в деяких випадках – до 46% від загального вмісту в рослині<sup>1269127012711272</sup>.

Дослідження багатьох авторів свідчать про те, що деякі важкі метали здатні до переміщення в генеративні органи та насіння<sup>1273</sup>. Зокрема, кадмій виявлено в насінні кукурудзи, вівса та гречки<sup>1274</sup>, пшениці<sup>12751276</sup>, ячменю<sup>1277</sup>. Однак вміст важких металів у генеративних органах, як правило, невеликий. Наприклад, концентрація свинцю в зерні у 20 сортів рису виявилася на 1-2 порядки нижче, ніж у листі, стеблах і коренях і варіювала від 0.46 до 2.68 мг/кг сухої маси<sup>1278</sup>. Це має не тільки велике біологічне значення (збереження

здатності до репродукції), але й представляє практичний інтерес (можливість вибору культур з меншою забрудненою товарною продукцією)<sup>1279</sup>. При значному підвищенні рівня металів у ґрунті їх вміст у насінні та плодах збільшується. Так, при вирощуванні 17 сортів сої концентрація кадмію в насінні була в 3-5 разів більше при високому рівні металу в середовищі середнього рівня по порівнянню з середнім<sup>1280</sup>.

Найменший вміст важких металів у репродуктивних органах рослин пов'язано, як вважають, з функціонуванням захисних механізмів, що перешкоджають їх проникненню в ці органи<sup>1281</sup>. Хоча існує й інша думка. Так, Аустенфелд<sup>1282</sup> вважає, що вміст важких металів у плодах мінімально тому, що репродуктивна фаза настає відносно пізно, і плоди відповідно менше (за часом), ніж вегетативні органи, піддаються впливу надлишкової концентрації металів.

Слід зауважити, що до певного рівня, неоднакового для різних видів, накопичення важких металів у надземних органах не чинить токсичної дії на рослини. При сильному забрудненні довкілля зміст важких металів у яких значно збільшується, що викликає сильно виражене пригнічення зростання та розвитку рослин, порушення основних фізіологічних процесів<sup>1283</sup>.

Як показують дослідження, деякі види рослин можуть успішно зростати на ґрунтах з підвищеним природним рівнем вмісту важких металів або забруднених в результаті господарської діяльності людини і накопичувати значну кількість металів у надземних органах<sup>128412851286</sup>. Акумуляція важких металів рослинами добре відома і до теперішнього часу описані різні «стратегії», що використовуються в таких випадках вищими рослинами<sup>1287</sup>.

Гіперакумуляція (наднакопичення) є однією зі стратегій стійкості рослин до металів, пов'язану зі здатністю концентрувати їх у тканинах надземних органів. Термін «гіперакумулятор» (надкопичувач) відноситься до рослин, здатних накопичувати важкі метали в пагонах до концентрацій, що в 100-1000 разів перевищують такі у звичайних рослин. Наднакопичення показано As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Se, Zn. Приклади вмісту важких металів у деяких рослинах-гіперакумуляторах, що ростуть на забруднених ґрунтах, показані в табл. 2.41.

Число рослин-надкопичувачів обмежене, тому пошук видів рослин, що накопичують надлишок важких металів, привертає увагу багатьох дослідників. До теперішнього часу виявлено понад 400 видів рослин-гіперакумуляторів, що належать до 45 сімейств (табл. 2.41). Причому серед них близько 300 (майже 75 %) видів рослин є накопичувачами нікелю і тільки 20-30 видів акумулюють Co, Cu, Zn. Список рослин-гіперакумуляторів цинку включає близько 20 видів, представлених переважно рослинами родини Brassicaceae (Хрестоцвіті) (11 видів роду *Thlaspi* і 1 вид роду *Arabidopsis*), а також відносяться до інших сімейств і родів (*Silene*, *Armeria*, *Viola*). Наднакопичення Cd і Pb – ще рідкісне явище серед вищих рослин. Наприклад, про здатність до накопичення кадмію вказувалося лише щодо рослин-гіперакумуляторів цинку – *Thlaspi caerulescens* і *Arabidopsis halleri* та

гіперакумулятора нікелю – *Thlaspi goesingense*. Серед рослин-надкопичувачів виявлено представників сімейства Brassicaceae, які накопичують свинець (*Thlaspi*). Причому деякі рослини, зокрема *Brassica juncea*, здатні акумулювати не один, а кілька важких металів – Cd, Cu, Ni, Pb, Se, Zn, що має важливе значення, оскільки забруднення ґрунтів рідко обмежується одним металом.

Таблиця 2.41

Вплив важких металів на деякі показники, що впливають на водний баланс рослин<sup>12881289</sup>

Зменшуються в присутності металів	Збільшуються в присутності металів	Можуть варіювати / не визначено
Надземні органи		
Кількість і розмір листків	Кількість продохів	Кількість воску в кутикулі
Розмір продохів. Швидкість відкривання та закривання продохів	Рух листя. Швидкість відмирання країв листка	Спокій і здатність до регуляції швидкості росту
Здатність до осморегуляції	Старіння і опадання листя	Водний потенціал листка
Ступінь розтягнення клітин. Еластичність стінок клітини (Cd, Pb)	В'язкість ксилемного соку	–
	–	–
Число и діаметр судин ксилеми	–	–
Підземні органи		
Формування бічних коренів і корневих волосків	Ступінь субернізації кореня	Інтенсивність іонного транспорту
Просторовий розподіл кореневої системи	Ступінь лігніфікації	Водний потенціал
Швидкість росту розтягненням	Швидкість відмирання кінчика кореня	–
Здатність до осмотичної регуляції	–	–
Водопроникність	–	–
Контакт в системі корінь-ґрунт	–	–
Співвідношення мас кореня і стебла	–	–
Число и розмір елементів ксилеми	–	–

Відкриття рослин-гіперакумуляторів, здатних поглинати ТМ в 50-500 разів більшій кількості в порівнянні зі звичайними рослинами, призвело до революційного розвитку технологій фітоекстракції. Через чверть століття після першого огляду, відомі види рослин-гіперакумуляторів, що входять переважно в сімейства складноцвітих (*Asteraceae*), хрестоцвітих (*Brassicaceae*), гвоздичних (*Caryophylla*) осокових (*Cyperaceae*), кунонієвих (*Cunoniaceae*), бобових (*Fabaceae*), флакуртієвих (*Flacourtiaceae*), губоцвітих (*Lamiaceae*), злакових (*Poaceae*), фіалкових (*Violaceae*) і молочайних (Е4)<sup>1290</sup>. Гіперакумуляторами вважаються вищі рослини, здатні на збагачених ТМ і металоїдами ґрунтах накопичувати >1 мг Au, Ag, >100 мг Cd, Se, Ta, >1000 мг Cu, Co, Cr, Ni, Pb, U, As і >10000 мг Mn, Zn на кілограм сухої маси пагонів. Коефіцієнт біологічного поглинання перевищує одиницю<sup>1291 1292</sup> [31, 75]. Відомі чотири види-гіперакумулятора As, один Cd, 30 Co, 34 Cu, 14 Pb, >320 Ni, 20 Se, 11 Zn та 10 Mn<sup>1293 1294</sup>.

Здатність до гіперакумуляції металів найбільшою мірою властива представникам сімейства хрестоцвітих, включаючи 11 родів і 87 видів, зокрема, Ni – 7 родів і 72 види, Zn – 3 роди і 20 видів.

Кращим гіперакумулятором Ni є невелике дерево *Sebertia acuminata* з Нової Каледонії<sup>1295</sup>, чий висушений блакитно-зелений латекс містить  $\approx 25\%$  металу. Різні види ярутки (*Thlaspi*) здатні до акумуляції декількох металів, наприклад, *T. caerulescence* – Cd, Ni, Pb та Zn, *T. goesingense* та *T. ochroleucum* – Ni та Zn, *T. rotundifolium* – Ni, Pb та Zn<sup>1296</sup>. Приклади основних гіперакумуляторів низки ВМ наведено у табл. та зведеннях<sup>1297 1298 1299 1300</sup>.

Ймовірно, гіперакумуляція металів є еволюційним пристосуванням рослин до життя в малосприятливих місцепроживання з високим вмістом ТМ у ґрунтах на ультраосновних породах. Загадкою залишаються переваги, які здатність до гіперакумуляції металів дає рослинам. До цих переваг, ймовірно, відносяться толерантність до ВМ, посухостійкість, здатність до конкуренції з толерантними рослинами, ненавмисне поглинання ВМ, захист від травоядних тварин або патогенів. Незважаючи на очевидну привабливість захисної теорії, деякі дослідники вважають, що в багатьох випадках акумуляція ВМ не оберігає рослини від використання травоядними<sup>1301</sup>.

Здатність рослин-гіперакумуляторів поглинати і накопичувати ВМ представляють великий інтерес, проте механізми цього явища досі малозрозумілі і його фізіологічна роль до кінця не ясна. Більшість інформації про механізми гіперакумуляції Ni отримана для двох родів *Thlaspi* і *Alyssum* родини *Brassicaceae* та виду *Berkheya coddii* родини *Asteraceae*<sup>1302</sup>.

В останні роки розуміння фізіологічних процесів гіперакумуляції металів збільшилося в результаті розвитку можливостей досліджень на молекулярному рівні<sup>1303</sup>. Порівняльний аналіз видів роду *Alyssum*, що відрізняються за здатністю накопичувати Ni, показав, що по ряду фізіологічних процесів гіперакумулятори чітко відрізняються від виключачів<sup>1304</sup>. Гіперакумулятори характеризуються уповільненим ростом, підвищеною часткою кореневої системи в масі рослини і більш інтенсивною

транспірацією порівняно з виключниками. Гіперакумулятори відрізняються більшою стійкістю до дії Ni, хоча в порівнянні з виключачами поглинають його більш інтенсивно. Гіперакумуляторам властиве не тільки більше поглинання Ni, але і більш інтенсивне завантаження його в ксилему, що поряд з більш інтенсивною транспірацією забезпечує інтенсивний потік Ni в втечу. Це призводить до більшого накопичення Ni у надземних частинах рослин-гіперакумуляторів у порівнянні з виключниками. Стійкість рослин-гіперакумуляторів до дії Ni забезпечується здатністю його накопичення в клітинах епідерми листа і обмеження надходження в активно фотосинтезуючі клітини мезофіла. Надходження і розподіл Ni в коріннях рослин-гіперакумуляторів і виключачів також істотно відрізняється<sup>1305</sup>.

Молекулярні механізми, що пояснюють гіперстійкість, активно вивчаються. Наразі запропоновано кілька гіпотез про механізми гіперакумуляції важких металів. Відповідно до однієї з них, гіперакумулятори мають найбільш ефективну систему поглинання іонів металів. Згідно з іншою гіпотезою гіперакумуляція пов'язана з підвищеною здатністю деяких рослин транспортувати поглинений метал у компартменти з низькою фізіологічною активністю або до органів, з яких можна його видалити згодом, наприклад, у старе листя. Третя гіпотеза полягає в тому, що акумуляція металу, зокрема нікелю, у тканинах підвищує стійкість рослин до дефіциту вологи внаслідок зниження кутикулярної транспірації. Згідно з «гіпотезою алелепатії», листя рослин-гіперакумуляторів з високим вмістом важких металів, що опадає, збагачують ними ґрунт і інгібують зростання сусідніх рослин, не стійких до даного металу, таким чином звільняючи простір для перших. Відповідно до ще однієї досить поширеної гіпотезою, що сформувалася в ході еволюції гіперакумуляція Ni і Zn в покривних і провідних тканинах є захист рослин від трав'яних тварин і патогенів.

Гіперакумуляція (наднакопичення) є однією зі стратегій стійкості рослин до металів, пов'язану зі здатністю концентрувати їх у тканинах надземних органів<sup>1306</sup>. Термін «гіперакумулятор» (надкопичувач) відноситься до рослин, що накопичують метали в пагонах до концентрацій, які на 1-3 порядку перевищують концентрації металів у тканинах поряд зростаючих «нормальних» рослин<sup>1307</sup>. Наднакопичення показано для Pb, Ni, C, Cu, Zn, Cd, Se, As (табл. 2.42).

Більшість гіперакумуляторів характеризується високою природною (еволюційно набутою) стійкістю до металу, який вони накопичують. Генетично ця гіперстійкість контролюється невеликою кількістю генів. Однак у *Arabidopsis halleri* та *Thlaspi caerulescens* гіперакумуляція та стійкість не корелюють або між ними навіть спостерігається зворотна залежність. Понад те, показано, що з *Arabidopsis halleri* здатність рослин до акумуляції кадмію та його стійкість перебувають під незалежним генетичним контролем.

Кутикула поверхневого епідермісу містить значно більше металу, порівняно з іншими тканинами листа. Такий розподіл різко контрастує з



деякими іншими гіперакумуляторами, в яких Ni концентрується у вакуолях епідермальних клітин.

Таблиця 2.42

Рослини, здатні до гіперакумуляції важких металів<sup>130813091310</sup>

Рід, вид	Метал що накопичується
<i>Alyssum</i> (біля 50 видів)	Ni
<i>Arabidopsis halleri</i>	Cd, Zn
<i>Armeria maritima</i>	Pb, Zn
<i>Armeria plantaginea</i>	Zn
<i>Brassica juncea</i>	Cd, Cu, Ni, Pb, Se, Zn
<i>Helianthus annuus</i>	Pb
<i>Leucocroton</i> (більше 30 видів)	Ni
<i>Minuartia verna</i>	Ni, Zn
<i>Thlaspi</i> (більше 20 видів)	Ni
<i>Thlaspi alpestre</i>	Zn
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Cd, Pb, Zn,
<i>Thlaspi calaminaria</i>	Zn
<i>Thlaspi capeaefolium</i>	Zn
<i>Thlaspi goesingense</i>	Cd, Ni
<i>Thlaspi rotundifolium</i>	Pb
<i>Sedum alfredii</i>	Cd, Zn
<i>Silene vulgaris</i>	Zn
<i>Phyllanthus</i> (більше 40 видів)	Ni
<i>Polycarpea glabra</i>	Pb, Zn
<i>Viola calaminaria</i>	Zn

Динаміка просторового розподілу розчинного Ni ( $Ni^{2+}$ ) навколо коренів *B. coddii* була вивчена в ризобоксах за допомогою магнітно-резонансного зображення та чисельного моделювання<sup>1311</sup>. Концентрація  $Ni^{2+}$  зростала до поверхні кореня, при цьому поглинання металу *B. coddii* відбувалося пасивно в ході транспірації; при внесенні 10 мг Ni/л метал не поглинався корінням, а накопичувався в ризосфері. Нанакочення або втрати Ni у кореневій зоні залежали від швидкості транспірації, інтенсивності поглинання та вихідної концентрації металу у ґрунтовому розчині.

Вивчення потенціалу *B. coddii* у фітоекстракції Ni і Co показало збільшення біоаккумуляції металів зі зростанням їх вмісту в штучному субстраті<sup>1312</sup>.

Кобальт активно поглинався *B. coddii* як у відсутності, так і в присутності Ni; поглинання Ni, однак, інгібувалося в присутності Co. Симптоми фітоток-сичності спостерігалися при вмісті Co понад 20 мкг/г в індивідуальному субстраті та понад 15 мкг/г у змішаному субстраті, що містить обидва метали. Коефіцієнти біоаккумуляції Ni і Co становили 100 і 50 в індивідуальних субстратах, що містять по 1000 мкг металу/г, і зменшувалися до 22 у змішаному субстраті. Таким чином, спільна присутність Ni і Co в субстраті лімітувало поглинання кожного металу *B.*

*coddii* в порівнянні з індивідуальним внесенням. Ці взаємодії накладають суттєві обмеження на використання фітоекстракції при поліметалічному забрудненні<sup>1313</sup>.

При виборі рослин велике значення мають їх пристосованість до місцевих ґрунтово-кліматичних умов, толерантність до високих концентрацій металів-забруднювачів, здатність до швидкого зростання і виробництва великої біомаси, наявність потужної кореневої системи, ефективність транспорту з коріння в пагони, опірність хвороб і шкідникам, можливості агротехнічної обробки та збирання, ймовірність попадання в корм тваринам<sup>1314 1315</sup>. Жодна з рослин не відповідає зараз ідеально всім цим критеріям<sup>1316</sup>. Багато рослин-гіперакумулятори зазвичай мають невелику біомасу, що обумовлює тривалий процес очищення. Тому в якості ефективних фітоекстракторів були запропоновані дерева, що володіють глибокою кореневою системою, інтенсивною транспірацією, швидким зростанням і високою продуктивністю<sup>1317</sup>. Найбільш поширене використання *Salix* spp. та *Populus* spp. для екстракції Cd та Zn з помірно забруднених ґрунтів<sup>1318 1319 1320</sup>. На забруднених постіндустріальних землях доцільно розведення швидкорослих деревних видів з метою фітоекстракції та виробництва відновлюваних джерел енергії<sup>1321 1322</sup>.

Однак головними недоліками звичайних деревних видів є невисоке концентрування ними ВМ і, відповідно, низький ступінь їх вилучення з ґрунтів. Так, низька частка (0.03-0.2%) Cu, Zn, Cd і Pb, що зв'язуються корінням ялинки (*Picea abies*) і тополі (*Populus tremula*), у загальних запасах металів у ґрунтах ставить під сумнів доцільність використання цих дерев у фітоекстракції<sup>1323</sup>.

Виведення лісових порід та інших рослин з високою стійкістю до ВМ – важливий напрям генної інженерії<sup>1324 1325 1326 1327</sup>. В останній час розробляються також різні підходи, що забезпечують збільшення швидкості росту і біомаси рослин-гіперакумуляторів за допомогою генно-інженерних прийомів, таких як введення генів, що кодують ознаки, характерні для рослин-гіперакумуляторів (наприклад, синтез різних металозв'язуючих пептидів)<sup>1328</sup>. Перші успіхи відзначені в ремедіації забруднених Cu і Cd ґрунтів за допомогою видів *Populus* (тополя), Hg – з *Liriodendron tulipifera* (ліріодендрону тюльпанного) та As – з *Populus balsamifera* (тополя бальзамічна)<sup>1329</sup>.

Високу ефективність у фіторемердіації продемонструвала трансформована за допомогою генної інженерії *Nicotiana glauca* (тютюнове дерево або тютюн сизий)<sup>1330</sup>. Його проростки акумулювали великі кількості ТМ, особливо Zn і Pb, з техногенних ґрунтів, що містять 42, 2600 і 1500 мг/кг Cu, Zn і Pb. Дорослі рослини також накопичували високі рівні ВМ, включаючи Cd, Ni і В. Генна модифікація призводила до зростання акумуляції Cd і Pb в пагонах в 9 і 36 разів у гідропонних умовах і в 3 і 6 разів в техногенних ґрунтах. У порівнянні з гіперакумулятором *Thlaspi*

*caerulescens* (ярутною альпійською) трансгенний *N. glauca* демонстрував підвищену акумуляцію ВМ і бору і в 100 разів більшу біомасу.

*T. caerulescens* не виживала в техногенних ґрунтах, що містять більше 11 г Pb/кг і 4.5 г Zn/кг, тоді як біомаса трансгенного *N. glauca* становила в середньому 0.5 кг/рослина. У поглинанні та акумуляції ВМ рослинами важливу роль відіграє взаємодія коренів та ґрунту в ризосфері<sup>1331</sup>. Поряд із звичайними механізмами (збільшення питомої поверхні коренів, транспорт елементів живлення) гіперакумуляторам властиві оригінальні шляхи впливу на ризосферу, включаючи унікальні фізичні характеристики кореня або особливості переносників, що сприяють поглинанню рідкісних елементів. Як і звичайні рослини, гіперакумулятори регулюють розчинність рідкісних елементів за допомогою кореневих ексудатів, поглинають рухомі елементи в ризосфері, змінюють рН. Крім того, гіперакумулятори надають мобілізуючу дію на нерухомі сполуки ВМ, а мікроорганізми ризосфери толерантні до металів (табл. 2.43).

Ризосферні мікроорганізми, що утворюють мікоризу, помітно впливають на екстракцію металів рослинами<sup>1332 1333 1334 1335 1336 1337 1338</sup>.

Посилення фітоекстракції за допомогою мікоризи досягається завдяки поліпшенню росту і продуктивності рослин, збільшення толерантності рослин до металів і їх вмісту в рослинних тканинах<sup>1339</sup>. Три специфічні механізми посилення гіперакумуляції металів рослинами за допомогою мікроорганізмів включають: зростання площі поверхні коренів і кореневих волосків, збільшення розчинності металів і прискорення їх переносу з ризосфери в рослини<sup>1340</sup>. Пошук оптимальних поєднань рослин і мікроорганізмів – основне завдання перспективного методу мікробного посилення фітоекстракції, що швидко розвивається, шляхом введення групи природних штамів мікроорганізмів або генноіженерних варіантів (bio-augmentation-assisted phytoextraction).

Одним із найбільш вивчених гіперакумуляторів важких металів є *Thlaspi caerulescens*, який накопичує Cd, Ni та Zn. За фізіологічними, морфологічними та генетичними характеристиками цей вид вважається зручним модельним об'єктом для дослідження процесу гіперакумуляції. Рослини даного виду характеризуються підвищеною здатністю поглинати метали з ґрунту, транспортувати їх з кореня в пагін і накопичувати в листі. Вони виявлено висока експресія гена ZNT1 (zinc transporter 1), відповідального надходження Cd і Zn в клітину. Вважається, що підвищена здатність цього виду витягувати Cd і Zn з ризосфери пояснює його гіперакумуляцію, а здатність накопичувати їх переважно у вакуолях епідермісу є фактором гіперстійкості, оскільки дозволяє захищати клітини мезофілу від токсичного впливу металу та зберігати їх функціональну активність.

Таблиця 2.43

Вміст важких металів (мг/кг) у надземній біомасі (кг/га)  
рослин-гіперакумуляторів (згруповано<sup>1341</sup>)

Метал	Вид рослин	Вміст	Біомаса	Зсилка
Au	<i>Brassica juncea</i> (індукована гіперакумуляція)	10 (0.001)*	20000	[1342 1343]
Cd	<i>Thlaspi caerulenscens</i>	160 1800 3000 (1) 5000	4000	[1344] [1345 1346] [1347] [1348]
Co	<i>Haumaniastrum robertii</i>	10200 (1)	4000	[1349 1350 1351]
Cu	<i>Haumaniastrum katangense</i> <i>Ipomoea alpina</i> <i>Aeolanthus biformifolius</i>	8356 (1) 12300 13700	5000	[1352] [1353 1354] [1355]
Pb	<i>T. rotundifolium</i> <i>Helianthus annuus</i> <i>Brassica nigra</i> <i>Brassica juncea</i> <i>Medicago sativa</i> <i>Betula occidentalis</i>	8200 (5) 5600 9400 10300 43300 1000	4000	[1356 1357] [1358] [1359] [1360] [1361]
Mn	<i>Alyxia rubricaulis</i> <i>Macadamia neurophylla</i>	11500 51800		[1362] [1363]
Ni	<i>Berkheya coddii</i> <i>T. caerulescens</i> <i>Phyllanthus serpentinus</i> <i>Psychotria douarrei</i> <i>Sebertia acuminata</i>	55000 (400) 5500 17000 (2) 2740 16200 38100 47500 250000	30000 18000	[1364] [1365] [1366] [1367] [1368] [1369] [1370]
Zn	<i>T. calaminare</i> <i>T. caerulenscens</i>	10000 (100) 21150 39600 51600	4000	[1371] [1372] [1373] [1374]

\* Значення у дужках – середній вміст металів у звичайних рослинах.

За узагальненням<sup>1375</sup> накопичення великої кількості важких металів у тканинах гіперакумуляторів потребує високоефективних механізмів їхньої детоксикації. Важливу роль процесів детоксикації грають різні хелатори, основними у тому числі є органічні кислоти, амінокислоти, фітохелатини і металлотионеїни. Зокрема, у гіперакумуляторів зазвичай відзначають високий вміст малату та/або цитрату. Наприклад, у всіх гіперакумуляторів сімейства Brassicaceae малат присутній у досить високих концентраціях, достатніх для хелатування більшої частини цинку, що надходить у листя. У той самий час близько 40 % цинку листі зв'язується цитратом. У клітинах органічні кислоти в основному локалізовані у вакуолі і там знаходяться їх комплекси з цинком. Висловлено припущення, що комплекси цитрату і

малату з металами можуть також транспортуватися по ксилемі, хоча показано, що Cd, Ni, Zn у ксилемі є і у вигляді вільних іонів.

У рослин *Thlaspi goesingense* нікель також накопичується головним чином у вигляді комплексу з малатом або цитратом у вакуолі листа та клітинах епідермісу стебла. Цей гіперакумулятор на відміну від неаккумуляуючого виду *Thlaspi arvense*, характеризується високим рівнем експресії гена TgMTP1, що контролює синтез білка транспортера TgMTP1, що бере участь у транспорті нікелю у вакуолю.

У коренях і меншою мірою у листі гіперакумуляторів *Thlaspi caerulescens*, *Silene vulgaris*, *Holcus lanatus*, *Agrostis castellana* під впливом кадмію відбувається накопичення фітохелатинів. Важливу роль у гіперакумуляції цинку і особливо нікелю у рослин роду *Thlaspi* відводять амінокислоті гістидину, що бере участь у далекому транспорті металу ксилемою. У рослин гіперакумуляторів *Alyssum serpyllifolium*, *Alyssum bertolonii*, *Alyssum lesbiacum* нікель також локалізований головним чином у вакуолі у вигляді комплексу з малатом і цитратом. Його детоксикація здійснюється в результаті видалення в метаболічно неактивний компарВМент. I, отже, здатність рослин акумулювати нікель у вакуолях як комплекс з органічними кислотами визначає їх стійкість до високого рівня цього металу в середовищі.

Рослини *Brassica juncea* відрізняються від вищеназваних гіперакумуляторів великою біомасою і досить швидким накопиченням Cd, Cu, Ni, Pb, Se, Zn. У них виявлена надекспресія гена *gsh1*, що кодує фермент у-глутамілцистеїн-синтетазу, що бере участь у синтезі попередника фітохелатинів глутатіону. Отже, надстійкість цього виду рослин обумовлена утворенням не тільки фітохелатинів, а й глутатіону, що бере участь у детоксикації металу.

Таким чином, гіперакумуляція важких металів у рослин забезпечується різними механізмами: ефективністю адсорбції та поглинання іонів з ґрунту, стійкістю транспортної системи рослини до важких металів, підвищеною металозв'язувальною здатністю клітинних стінок, ефективністю механізмів детоксикації металів і збереження іонного гомеостазу. У пагонах рослин-наднакопичувачів детоксикація металів досягається завдяки хелатуванню металів, внутрішньоклітинній компартментації у вакуолях та апопласті або акумуляцією в епідермісі та трихомах листа.

В цілому, здатність до гіперакумуляції важких металів у рослин, очевидно, визначається механізмами поглинання та транспортування металів, у той час як їхня стійкість до надлишку металу – механізмами їх детоксикації.

Гіперакумуляуючі генотипи є основою для фіторемедіації (від грецького «фітон» – рослина та латинського «ремедіум»-відновлювати) – сучасної технології очищення забруднених ґрунтів з використанням зелених рослин. Фіторемедіацію визнали ефективним та економічно вигідним методом очищення ґрунтів після того, як була виявлена та вивчена здатність ряду

рослин накопичувати в пагонах у десятки-сотні разів більше важких металів у порівнянні з іншими рослинами.

Таким чином, рослини, придатні для цілей фітореMediaції, повинні мати такі властивості:

- 1) здатністю акумулювати метал(и) переважно у надземних органах;
- 2) стійкістю до металу, що накопичується;
- 3) швидкими темпами зростання та великою біомасою;
- 4) високою здатністю до відростання після скошування.

При цьому гіперакумуляція та металостійкість є найбільш важливими властивостями рослин, що використовуються для фітореMediaції.

Наприклад, нещодавно було виявлено наднакопичувач Cd та Zn *Sedum alfredii*. При його вирощуванні в присутності цинку (80 мг/л живильного розчину) концентрація металу в пагонах становить понад 20 000 мг/кг сухої маси. Істотно, що рослини *Sedum alfredii* не тільки є гіперакумуляторами металів у пагонах, але й мають біологічні характеристики, важливими для цілей фітореMediaції – швидкими темпами росту і накопичення великої біомаси, здатністю до вегетативного розмноження і відростання після 3-4-разового скошування за сезон. Найвищий вміст металу, що колись визначається в рослині, відмічено у *Sebertia acuminata* (дерево, що росте тільки в Новій Каледонії), в соку якого міститься 25% нікелю (зі 100% сухої речовини).

Поряд з генною інженерією акумуляція ВМ рослинами може бути посилена за допомогою традиційних агротехнічних прийомів, включаючи вапнування, добрива, щільність посіву, сівозміну, насіннєвий контроль, іригацію, скорочення циклу фітоекстракції<sup>1376 1377 1378</sup>.

Якщо доступність металів у ґрунтах недостатня для активного кореневого поглинання, їх мобілізація в розчин може бути посилена за допомогою хелатируючих або підкислюючих агентів. Можливі підкислювальні речовини включають амонійні добрива, органічні та неорганічні кислоти та елементарну сірку. Ефективне застосування хелатируючих (хелатообразующих) агентів, наприклад, синтетичних амінополікарбонієвих кислот, таких як етил-етилендіамінтриєтова кислота (ЕДТА або EDTA), гідроксиетилелендіамінтриєтова кислота (ГЕДТА або HEDTA), етиленд<sup>1379</sup>.

Вони посилюють фітоекстракцію ряду ВМ, включаючи Cd, Cu, Ni, Pb і Zn. Більш того, хелатуючі агенти здатні індукувати поглинання свинцю звичайними сільськогосподарськими культурами, наприклад, кукурудзою та горохом. Так, застосування ГЕДТА збільшило концентрацію Pb у ґрунтового розчині в 1000 разів, а в пагонах куку-рузи та гороху – з менше 500 до 10000 мг/кг<sup>1380</sup>.

Така підсилена, що здійснюється за допомогою хелатируючих агентів (*chelant-enhanced, chelant-assisted*) акумуляція токсичних кількостей металів не накопичують їх у звичайних умовах видами названа стимульованою або індукованою хелатуючими агентами (*chelant-indu*)

Обробка проводиться в період максимального розвитку біомаси, зазвичай за тиждень до збирання. Пересування металів з коріння в надземну частину рослини відбувається з транспіраційним потоком води.

Критичний аналіз процесів розчинення, поглинання рослинами і вимивання метало-тримають сполук в ході посиленої за допомогою хелатируючих агентів фітоекстракції виявив ряд її недоліків<sup>1381</sup>. У зв'язку з одночасним розчиненням сполук Ca і Fe для мобілізації що містять забруднюючі ВМ з'єднань необхідний великий надлишок хелатируючого агента. Додавання хелатируючих агентів у ґрунт збільшує не тільки загальну концентрацію розчинних металів, а й змінює переважний шлях їх поглинання рослинами з симпластного на апопластний. Для забезпечення помітного вмісту металів у пагонах концентрація хелатируючих агентів в ґрунтового розчині повинна становити, принаймні, кілька мілімолів у літрі; рослини будуть здатні поглинути лише малу частку розчинних металів, і їх вимивання буде неминучим<sup>1382</sup>. До недоліків відноситься повільний, протягом декількох тижнів або місяців, розкладання синтетичних органічних кислот, негативний вплив на ґрунтові мікроорганізми і можливе забруднення ґрунтових вод<sup>1383</sup>  
1384 1385 1386 1387 1388. При цьому винос металів може продовжуватись досить довго після застосування хелатоутворювачів<sup>1389</sup>.

Альтернативою синтетичним хелатуючим агентам можуть служити порівняно швидко розкладаються природні органічні кислоти, наприклад, нітрлотріоцтова (NTA) і етилендіа-міндіантарна (EDDS)<sup>1390</sup>.

Використовуються також низькомолекулярні органічні сполуки, що є продуктами метаболізму рослин і широко зустрічаються в природних умовах: поліаміни - путресцин<sup>1391</sup>, кислоти - лимонна<sup>1392</sup>, щавлева<sup>1393</sup>, винна<sup>1394</sup>, яблучна<sup>1395</sup>, оцтова. Застосування цих хелатируючих агентів для поліпшення поглинання рослинами металів і обмеження їх винесення з ґрунтів з урахуванням швидкості біодеградації становить перспективний напрямок досліджень. Порівняльний аналіз показав, що лимонна кислота в більшому ступені сприяла мобілізації та поглинання дурманом індіанським Cr, а ЕДТА – Ni<sup>1396</sup>. У результаті одно- і двократної обробки ЕДТА в кількості 1 ммоль/кг коефіцієнт транслокації Ni збільшився в 1.6 і 6.7 разів, тоді як двократне застосування 5 і 10 ммоль/кг лимонної кислоти призвело до зростання коефіцієнта транслокації Cr у 2 та 3.5 рази. При цьому застосування ЕДТА порушувало фізіологічні процеси незалежно від концентрації, а лимонної кислоти – тільки при високій дозі. Однак швидко, протягом декількох днів, розкладання лимонної кислоти обмежує її можливості в тривалій ремедіації<sup>1397</sup>.

Ефективність комбінованої фітоекстракції та промивання ґрунтів, забруднених Pb (1750 мг/кг), Zn (1300 мг/кг) і Cd (7,2 мг/кг), за допомогою біорозкладаного хелатуючого агента – стереоізомеру EDDS. венних колонках з коноплями посівними<sup>1398</sup>. Внесення хелатуючого агента збільшило поглинання Pb, Zn і Cd наземною біомасою в 1930, 7,5 і 11 разів відповідно. Горизонтальний проникний бар'єр на глибині 30 см, що складається зі суміші

тирси і вермикуліту (перший шар потужністю 3 см) і суміші ґрунту, вермикуліту і апатиту (другий шар потужністю 3 см), зменшував проникнення Pb, Zn і Cd в 435, 4 і 53 разів у порівнянні з контролем, де 3.0, 4.3 і 3.3% первинних кількостей металів було вимито протягом 6 тижнів іригації.

Оптимізація технології стимульованої фіторе mediaції повинна базуватися на розумінні процесів мобілізації металів під дією хелатоутворюючих агентів, поглинання металів корінням рослин і транспорту від коренів до пагонів. Внесення хелатируючих агентів у ґрунт супроводжується десорбцією металів з активних поверхонь та їх пересуванням до ризосфери. Кількість доступних металів у ґрунтового розчині залежить переважно від властивостей ґрунтів та хелатуючих агентів. Ефективність екстракції металів визначається константами стійкості їх утворюються хелатів.

Домінуюча теорія кореневого поглинання передбачає, що корінням рослин можуть бути абсорбовані тільки вільні іони металів; комплекси металів дисоціюють перед поглинанням. Відповідно до іншої теорії, деякі комплекси металів здатні поглинатися рослинами. Результати досліджень Cu-ЕДТА показали, що комплекс не може бути зруйнований внаслідок відновлення чи окислення. З іншого боку, проходження Cu-ЕДТА або ЕДТА через плазмову мембрану з помітною швидкістю мало ймовірно через великі розміри і полярності. Мабуть, поглинання Cu-ЕДТА рослинами можливе на ділянках, де ще не відбулося опробковування клітинних стінок коренів, і в місцях розриву кореневої ендодерми та поясів Каспарі. Тому пошкодження коренів, спричинені ТМ, хелатуючими агентами та іншими факторами, можуть сприяти неупорядкованому поглиннанню Cu-ЕДТА корінням рослин. Природні стреси (висока температура, посуха) можуть також призводити до порушення корневих захисних механізмів, сприяючи стимульованої хелатуючими агентами акумуляції металів у рослинних побігах<sup>1399</sup>.

Для запобігання можливому влученню металохелатів у ґрунтові води та мінімізації впливу залишкових кількостей на ґрунтові мікроорганізми необхідний ретельний вибір хелатуючих агентів, їх кількості, способу та часу внесення. Нові повільно вивільняються хелатуючі агенти можуть бути розроблені шляхом покриття ЕДТА (або іншого хелатоутворювача) силікатним шаром для уповільнення мобілізації металів у ґрунті у відповідності зі швидкістю поглинання рослинами і, відповідно, зменшення їх виносу. Ефективно також комбінування агентів з різними властивостями. Внесення хелатируючих агентів на оптимальну глибину в безпосередній близькості до коріння невеликими дробовими дозами веде до посилення фітоекстракції<sup>1400 1401</sup>. Найбільш підходящий час для обробки забруднених ґрунтів мобілізуючими агентами становить зазвичай 2-3 тижні до збору врожаю і визначається фітотоксичністю металу, динамікою його поглинання рослинами і згасанням стимулюючої дії агента в ґрунті<sup>1402</sup>. Нові агротехнічні прийоми, наприклад, листове підживлення рослин фосфором на забруднених



свинцем ґрунтах, будуть сприяти усуненню дефіциту елемента в ґрунтах, зростання біомаси і поглинання металу рослинами.

Перспективним є також поєднання фітореємедіації з іншими технологіями.

Для очищення забруднених ґрунтів до досягнення ГДК або ГДК ВМ за допомогою фітоекстракції потрібен зазвичай тривалий час, що вимірюється одиницями і десятками років. Фітоекстракція забруднених ВМ ґрунтів Франції за допомогою гіперакумулятора *Thlaspi caerulescens* може призвести до зниження вмісту Cd (10 мкг/кг) у ґрунтах удвічі протягом одного сезону, тоді як економічно рентабельне (<10 років) зниження високого вмісту Zn у ґрунтах при низькому рівні його біологічної акумуляції ніколи не буде досягнуто<sup>1403</sup>. Відповідно до результатів експерименту з *B. coddii* у Новій Зеландії для очищення помірно забруднених (100 мг Ni/кг) ґрунтів до нормативів Європейського Союзу (75 мг Ni/кг) необхідні 2 роки, тоді як у сильнозабруднених (2000–10000 мг) Ni/кг) ґрунтів – 34-138 років при біомасі 22 т/га<sup>1404</sup>. У польовому вегетаційному експерименті з різними видами і протягом трьох років валовий вміст Cd у ґрунтах зменшився на 20% і Zn на 5%, а вміст металів, екстрагованих 1 М розчином NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>, практично не змінилося<sup>1405</sup>.

Слід зазначити, що надійний прогноз тривалості фітоекстракції вимагає врахування впливу змін вмісту ВМ у ґрунті на їх поглинання рослинами у процесі реємедіації.

Поглинання Cd, Pb і Zn рослиною-індикатором *Lupinus hartwegii* (люпин Хартвега) та гіперакумулятором Zn *Thlaspi caerulescens* (ярутка альпійська) апроксимувалося лог-лінійною функцією концентрацій металів у ґрунтового розчині<sup>1406</sup>. Поглинання Zn *T. caerulescens* менше залежало від концентрацій металів порівняно з *L. hartwegii* і залишалося порівняно постійним. Для оцінки тривалості фітоекстракції використовувалася модель масового балансу металів з вбудованою регресійною моделлю, що описує взаємозв'язки між концентраціями металів у ґрунті, ґрунтового розчині і рослинах. Прогнозована за допомогою моделі тривалість фітоекстракції Cd значно (на 50 і 100 років) перевищувала таку, розраховану на основі постійного поглинання.

Облік вимивання металів помітно скорочував прогнозовану тривалість фітоекстракції. Для зменшення валового вмісту Cd у шарі ґрунтів 0-20 см з 10 до 0.5 мг/кг шляхом фітоекстракції за допомогою *T. caerulescens* необхідно 42 роки при звичайній продуктивності 1 т/га на рік і 11 років при нереальній продуктивності 5 т/га на рік<sup>1407</sup>. Очищення менш забруднених ґрунтів (1 мг Cd/г) вимагає меншого часу (10 років). Отже, використання *T. caerulescens* для фітореємедіації помірно забруднених ґрунтів перспективно лише за умови підвищення її продуктивності за допомогою агротехнічних прийомів та цілеспрямованої селекції.

Велику і досі не вирішену проблему представляє розміщення, зберігання та переробка забрудненої біомаси. Компостування і ущільнення<sup>1408</sup> знижують

обсяг фітомаси і транспортні витрати на її перевезення, але посилюють вимивання розчинних металорганічних сполук<sup>1409</sup>. Одним з перспективних і економічно ефективних шляхів утилізації забрудненої біомаси є комбінування фітоекстракції з виробництвом і комерційним застосуванням біомаси як джерела енергії. Спалювання та газифікація – найважливіші напрями виробництва електричної та теплової енергії. Пряме спалювання має відбуватися в контрольованих умовах із зменшенням обсягу фітомаси до 2-5% та належним розміщенням золи. Термохімічна газифікація або термічна переробка рослинної біомаси в газоподібне паливо (біогаз) – складний високотехнологічний процес, що протікає при температурі 800-1300 °С.

Одержувана при цьому зола може бути використана як біо(фіто)руда (phyto-ore) в процесі фітодобування (phytomining)<sup>1410 1411 1412 1413</sup>. Поряд з прямим спалюванням і газифікацією ефективним методом термохімічної переробки біомаси є піроліз – процес термічного розкладання органічних сполук без доступу кисню при відносно низьких температурах (500-800 °С), що дозволяє отримати рідкі олії (так зване піропаливо, паливо, смоли), кокс та газ. При цьому ВМ залишаються в коксі, який використовується як паливо в промисловості<sup>1414 1415</sup>.

Таким чином, фітоекстракції властиві ті ж переваги та обмеження, що й фіторемедіації загалом. Фітоекстракція ефективна лише для ґрунтів, забруднених поруч легко доступних рослинам, потенційно токсичних металів і металоїдів, наприклад, Ni, Zn, As, для яких відомі рослини-гіперакумулятори з великою біомасою<sup>1416</sup>. Залежно від особливостей рослин і ґрунтів ефективність фітоекстракції обмежена глибиною, доступною кореневої системі (від 20-50 до 100 см).

Повільний ріст, поверхнева коренева система, низька продуктивність часто лімітують використання рослин-гіперакумуляторів<sup>1417</sup>.

Успіх фітоекстракції багато в чому залежить від кліматичних та сезонних умов<sup>1418</sup>. Звичайні сільськогосподарські рослини з високою продуктивністю можуть бути стимульовані до поглинання великих кількостей малодоступних рослин металів (наприклад, Pb, Cr, U, Hg) шляхом посилення їх рухливості за допомогою мобілізуючих агентів<sup>1419</sup>. Проте перспективи стимульованої хелатуєчими агентами фіторе-медіації деякими дослідниками ставляться під питання у зв'язку з небажаними екологічними ризиками<sup>1420 1421</sup>. З екологічних і економічних міркувань внесення хелатируючих агентів має бути зведено до мінімуму.

Основні вимоги до них – швидка біодеградація та оптимальний метод внесення. Тривалість очищення, зниження ефективності фіто-екстракції зі зростанням забруднення ґрунтів та нестачу знань з агрономічної практики та менеджменту обмежують застосування методу<sup>1422 1423 1424</sup>. Фітоекстракція дозволяє проводити очищення ґрунтів на великих площах з неоднорідним характером забруднення *in situ*, проте невирішеним питанням залишається утилізація фітомаси. Для розвитку та практичної реалізації фітоекстракції

більшості ВМ необхідно суттєве вдосконалення методу, включаючи перехід від переважно лабораторних до польових експериментів<sup>1425 1426</sup>.

**Отже, нині існують дві стратегії використання рослин для «вилучення» важких металів із ґрунтів.** Перша з них передбачає використання рослин-накопичувачів, таких як *Thlaspi caerulescens* або *Alyssum bertolonii*. Ці рослини специфічно поглинають один або два метали, накопичення у них невеликої біомаси корелює з дуже високими концентраціями металу в пагонах. Друга стратегія заснована на використанні високопродуктивних рослин, які не є металоспецифічними, формують велику надземну біомасу, але кількість важких металів у ній порівняно невисока.

Необхідні властивості рослин-акумуляторів металів такі<sup>1427</sup>:

- відсутність географічних переваг та швидке зростання;
- висока біопродуктивність;
- здатність утворювати продукцію комплексного застосування;
- сильна коренева система;
- здатність до гіперакумуляції важких металів;
- висока стійкість до важких металів;
- швидкий транспорт металів до надземних органів;
- здатність до акумулювання кількох металів;
- стійкість до хвороб та шкідників.

Здатність рослин очищати ґрунти від іонів важких металів обмежена багатьма факторами. Серед них можна назвати такі як доступність металу в ґрунті для поглинання корінням рослин, швидкість поглинання його корінням, транспорт металу з кореня в пагін, а також стійкість рослини.

Для збільшення поглинання важких металів (наприклад, Cd і Pb) та їх переміщення з коренів у пагони використовують синтетичні хелати. Крім цього, створення трансгенних рослин з певними фізіолого-біохімічними характеристиками, що сприяють наднагромадженню важких металів, є одним із можливих шляхів розвитку фітореMediaції як ефективною практичною технологією. Однак прогрес у цьому напрямі поки утруднений недостатнім розумінням фізіологічних, біохімічних та молекулярних механізмів, що лежать в основі гіперакумуляції важких металів рослинами.

В даний час активно вивчаються і виявляються види рослин, стійких до високого вмісту ВМ у ґрунті та здатних до їх акумуляції (табл. 2.44). Мінімальна акумуляція металів характерна для трав'янистих і деревних ксерофітів, середня та максимальна – для мезофітів. Трав'янисті гігрофіти характеризуються максимальною акумуляцією природних елементів, дерев'яні – техногенних сполук<sup>14281429</sup>. У літературі є відомості, що найбільш стійкими рослинами до підвищеного вмісту ВМ у ґрунті є представники сімейств хрестоцвітих, злакових та бобових<sup>14301431</sup>. У свою чергу А.В. Ліндіман зі співавторами<sup>1432</sup> виявив, що за стійкістю до забруднення ґрунту свинцем досліджувані ними рослини розташувалися таким чином: овес > гірчиця > горох > крес-салат > жито, а за стійкістю до забруднення

кадмієм: гірчиця > крес-салат > овес > горох > жито. Ними зазначалося, що акумуляція кадмію була інтенсивнішою, ніж свинцю.

Польськими дослідниками<sup>1433</sup> проводилася оцінка фітореMediaційного потенціалу різних зернових і овочевих в умовах кадмієвого та свинцевого забруднення ґрунту: червоний буряк (*Beta vulgaris* var. *cicla* L.), гарбуз (*Cucurbita pepo* L.), цикорій *intybus* var. *foliosum* Hegi), квасоля звичайна (*Phaseolus vulgaris* L.), ячмінь (*Hordeum vulgare* L.), капуста білокачанна (*Brassica oleracea* var. *capitata* L.), кукурудза (*Zea mays* L. convar. *sacchar*) черна (*Medicago sativa* L.) і пастернак посівний (*Pastinaca sativa* L.).

Таблиця 2.44

Мінімальні концентрації різних металів у надземних органах рослин, що дозволяють відносити їх до гіперакумуляторів<sup>1434</sup>

Накопичуваний метал	Вміст металу, мкг/г сухої маси
Cd, As	100
Co, Cu, Cr, Ni, Pb	1000
Mn, Zn*	10000

Максимальний вміст ВМ було знайдено в листі червоного буряка, гарбуза, цикорію, квасолі, капусти та пастернаку. У той час як буряк і пастернак виявилися тими видами рослин, які здатні до максимального накопичення свинцю в рослинній масі<sup>1435</sup>, Н. Гад і Х. Канділ<sup>1436</sup> вивчили вплив забруднення ґрунту кобальтом на вміст цього елемента в корінні і листя. Ними показано, що в незначних концентраціях кобальт стимулював зростання і збільшував продуктивність рослин, а також у надземних органах метал акумулювався краще, ніж у корінні.

Є дані щодо вивчення як фітореMediaційних рослин люцерни (*Brassica juncea* L.), соняшника (*Helianthus annuus* L.), сорго (*Sorghum bicolor* L.)<sup>143714381439</sup> зелених овочевих культур – петрушки, кропу, сала листового<sup>14401441</sup>, серед злаків – ярого ячменю (*Hordeum vulgare* L.), вівса (*Avena sativa* L.), костриці (*Festuca pratensis* L.)<sup>14421443</sup>. Перспективним видом для рекультивації ґрунтів серед багаторічних злакових рослин може вважатися *Calamagrostis epigeios* L., який здатний накопичувати різні ВМ, особливо нікель<sup>1444</sup>. Також серед злакових культур тайванськими дослідниками<sup>1445</sup> була відзначена здатність коричневого рису (*Oryza sativa* L.) акумулювати кадмій і миш'як із забруднених ґрунтів. Ще одним гіперакумулятором кадмію є кришталева трава (*Mesembryanthemum crystallium* L.)<sup>1446</sup>. Близько 50 представників роду *Alyssum* найчастіше розглядаються як потенційні кандидати для накопичення молібдену і нікелю із забруднених ґрунтів<sup>1447</sup>.

За даними ряду авторів<sup>144814491450</sup>, показана здатність кукурудзи (*Zea mays* L.) та соняшнику (*Helianthus annuus* L.) до гіперак-кумуляції іонів міді та нікелю в умовах середньої засоленості ґрунту (до 20 ГДК). При збільшенні концентрації ВМ відзначався активний перехід іонів металів із коренів у надземну рослинну масу. А.С. Федоров<sup>1451</sup> зазначав, що кукурудза і люцерна,

що виростають на територіях гірничо-збагачувальних комбінатів, здатні накопичувати у своїй біомасі мідь і цинк, причому вміст металів більш ніж в 1,5 рази перевищував ГДК.

Більшість дикорослих гіпераккумуляторів відноситься до сімейства хрестоцвітих<sup>1452</sup>. За даними авторів<sup>1453,1454</sup> гірчиця (*Brassica juncea* L.) виявилася досить ефективним накопичувачем свинцю, міді та нікелю. К. Ахмед з співавторами<sup>1455</sup> було показано, що стійкість різних видів гірчиці може значно варіювати. Ними доведено, що гірчиця сарептська (*Brassicajuncea* L.) виявила більшу стійкість до кадмієвого забруднення, ніж гірчиця абіссинська (*Brassica carinata* L.), і відповідно може бути більш ефективним фіторемедіантом забруднених ґрунтів з концентрацією мг/кг. Американські вчені з 11 досліджуваних рослин виділили вид декоративної рослини сімейства хрестоцвітих – іберіс (*Iberis intermedia*) як активний акумулятор талію<sup>1456</sup>.

Хорошими акумуляторами серед бур'янистих видів рослин також є кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale* Wigg.), полин звичайна (*Artemisia vulgaris* L.)<sup>1457</sup>. Свинець здатний накопичувати також відомий бур'ян амброзія (*Ambrosia* sp.)<sup>1458</sup>.

Швецем А.А.<sup>1459</sup> встановлена толерантність лисохвоста здутого (*Alopecurus ventricosus* Pers.) і вівсяниці (*Festuca arundinacea*) до аномально високих концентрацій цинку, свинцю та міді в ґрунті. Надземна фітомаса козлятника східного (*Galega orientalis* Lam.) зростала при високих концентраціях всіх ВМ, що вивчалися, у тому числі і кадмію (табл. 2.45-2.46, рис. 2.71). Підбір сільськогосподарських культур, стійких до забруднення, є найпростішим і найдоступнішим способом ведення землеробства на забруднених ВМ ґрунтах. Наприклад на рисунку 2 показано чутливість основних сільськогосподарських культур до забруднення ґрунтів кадмієм. При низькому забрудненні ґрунту, коли вміст хоча б одного з металів досягає ГДК, необхідно застосовувати комплекс заходів щодо усунення наслідків забруднення. На таких ґрунтах не можна вирощувати найбільш чутливі до ВМ культури (салат, шпинат, кріп, цибуля, петрушка). На таких ґрунтах не рекомендується також вирощувати кореневі культури.

**Надлишок ВМ в середовищі, як правило, призводить до їх підвищеного накопичення рослинними організмами, при цьому величина та характер поглинання у різних видів рослин має свою специфіку:**

1. *Рослини-індикатори.* Види, що акумулюють елемент прямо пропорційно його змісту в середовищі;
2. *Рослини-акумулятори.* Рослини, що накопичують елемент навіть при низькій його кількості в ґрунті;
3. *Рослини-виключники.* Рослини, які не реагують підвищенням вмісту елемента в тканинах навіть при його надлишку в середовищі<sup>1460,1461</sup>.

Таблиця 2.45

Список видів рослин, ефективних для застосування як фіторемедіантів забрудненого ВМ ґрунту<sup>1462 1463 1464 1465 1466 1467 1468 1469 1470 1471 1472 1473 1474 1475 1476 1477 1478 1479 1480 1481 1482</sup>

Вид рослини	Акумуляований хімічний елемент
<i>Alyssum sp.</i> Бурачок	Ni
<i>Amaranthus retroflexus</i> L. Щириця колосиста	<sup>137</sup> Cs
<i>Anthyllis vulneraria</i> L. Виразник ранозагоювальний	Pb, Cd, Zn
<i>Armeria maritima</i> Willd. Армерія приморська	Pb, Cd, Zn
<i>Azolla pinnata</i> R.Br. Азолла периста	Pb, Cu, Cd, Fe
<i>Brassica canola</i> L. Ріпак	<sup>137</sup> Cs
<i>B. juncea</i> L. Гірчиця сарептська	Pb, Cd, Zn, Cu, Mn, Fe, Cr, Ni, Se
<i>Datura innoxia</i> Mill. Дурман індіанський	Ba
<i>Eucalyptus sp.</i> Евкалипт	Na, As
<i>Eichornia crassipes</i> (Mart.) Solms. Ейхорнія відмінна або красива (водяний гіацинт)	Pb, Cu, Cd, As, Cr, Ni, Se
<i>Festuca arundinaceae</i> Schreb. Вівсяниця очеретяна	Pb, Cd, Zn
<i>Helianthus annuus</i> L. Соняшник маслянистий	<sup>137</sup> Cs, <sup>90</sup> Sr, U, Cu, Zn, Cd, Pb, Cr, Ni
<i>Hordeum vulgare</i> L. Ячмінь звичайний	As, Pb, Cd
<i>Hydrocotyle umbellata</i> L. Парасольковий щитolistник	Pb, Cu, Cd, Fe
<i>Kochia scoparia</i> L. Кохія, або літній кипарис	<sup>137</sup> Cs и др. радіонукліди
<i>Koeleria vallesiana</i> (Honck.) Bertol. Тонконіг	Pb, Cd, Zn
<i>Lemna minor</i> L. Ряска маленька	Pb, Cu, Cd, Fe, Hg
<i>Lolium multiflorum</i> L. Райграс багатоквітковий	Pb
<i>Lupinus angustifolius</i> L. Люпин вузьколистий	As
<i>Phaseolus acutifolius</i> Gray. Квасоля гостролиста	<sup>137</sup> Cs
<i>Pteris vittata</i> L. Птеріс стрічковий	As
<i>Secale cereale</i> L. Жито посівне	As, Pb
<i>Zygophyllum fabago</i> L. Парнолистник звичайний	Pb, Zn, Cu

Накопичення кадмію в рослинах	більше	салат, шпинат, цибуля, кріп, петрушка	більше	Чутливість основних сільськогосподарських культур
		огірки, томати, кабачки		
		буряк, морква, капуста, цибуля (ріпка), турнепс, редис		
	менше	картопля, пшениця, кукурудза, ячмінь, овес, жито, боби, горох	менше	

Рисунок 2.71. – Чутливість основних сільськогосподарських культур до забруднення кадмієм<sup>1483</sup>.

Таблиця 2.46

Заходи щодо використання ґрунтів залежно від їх забруднення важкими металами (Обухів, 1980)

Вміст	Рівні	Міроприємства
	Дуже низький	При низькому вмісті в ґрунті найважливіших елементів (мідь, цинк, марганець, кобальт та ін.) – застосування мікродобрив
	Середній	Не потрібно
	Підвищений	Усунення впливу джерела забруднення та періодичний контроль ґрунтів та продукції
	Високий	Обов'язкове усунення впливу джерела забруднення, постійний контроль вмісту ВМ у ґрунтах та продукції
Забруднення	Низький ГДК	Добір сільськогосподарських культур, що не накопичують ВМ; комплекс технологічних прийомів щодо зменшення надходження ВМ у продукцію (вапнування, застосування органічних та мінеральних добрив та ін.); виключити вирощування зелених культур та овочів
	Середній ГДК	Вирощування сільськогосподарських культур, що не накопичують ВМ (зернові, насінники трав, технічні культури, саджанці плодкових культур, квітникарство) з обов'язковим комплексом заходів щодо зниження надходження ВМ у продукцію
	Дуже високий ГДК	Виключити вирощування культур для продовольчих цілей. Необхідні додаткові заходи щодо рекультивації цих ґрунтів

Як уже підкреслювалося, в умовах підвищеного вмісту ВМ у середовищі вирощання, рослини виробили різні стратегії стійкості, в основі яких закладено два протилежні принципи – акумулювання з подальшою ізоляцією токсикантів і, так звана толерантність-уникнення, коли рослина за допомогою різних механізмів знижує доступність металів кореневої зони<sup>1484</sup>.

Крім цього, у рослинних організмів виділяють два види стійкості: основна стійкість, властива більшості рослин та гіперстійкість до певних металів<sup>1485</sup>.

***Рослини використовують два шляхи пристосування до високих концентрацій надлишкових іонів у середовищі:***

1. Обмеження їх надходження в організм та окремі його частини завдяки наявності захисного механізму, природа якого поки що не зрозуміла;

2. Інактивація вступників у рослини ВМ, їх виведення у менш уражені компартоменти, і навіть зміна метаболічних шляхів<sup>1486</sup>.

Таким чином, різні види рослин відрізняються за здатністю накопичувати ВМ. Рослини, що акумулюють елемент, навіть за умов його відносного дефіциту ґрунті, називаються акумуляторами. Види, що накопичують елемент прямо пропорційно до його рівня в середовищі називаються індикаторами, їх рекомендується використовувати для біомоніторингу. Рослини, у яких рівень елемента тривалий час залишається низькому рівні навіть за надлишку серед називаються відбивачами<sup>1487</sup> (рис. 2.72).

Толерантність рослин до токсикантів не є єдиним механізмом, а включає кілька метаболічних процесів: селективне поглинання іонів; знижена проникність мембран; іммобілізація іонів у корінні, листі, насінні; видалення іонів з метаболічних процесів шляхом відкладення їх у фіксованих або нерозчинних формах в різних органах і органелах; видалення іонів з рослин при вимиванні через листя, сокоруху, скиданні листя і виділення через коріння<sup>1488</sup>.

Механізми стійкості різних видів рослин до підвищеного вмісту ВМ недостатньо вивчені. Стійкість рослин одного металу не поширюється на інший, тобто вона суто специфічна. Очевидно, ця стійкість є генетично закріпленим ознакою, який можна використовувати у різних технологіях очищення довкілля з допомогою рослин.

А.Л. Ковалевський<sup>1489</sup> вважає, що розвиток толерантності відбувається досить швидко і має генетичну основу.

Генетичний аналіз популяцій вищих рослин показав, що основна стійкість до деяких металів (миш'як, мідь, цинк) швидше за все визначається одним або двома генами і роботою генів-модифікаторів, що визначають рівень толерантності. Стійкість до певного металу зазвичай контролюється геном (або генами), відмінними від генів, що визначають стійкість до іншого металу<sup>1490</sup>.

Важливу роль у захисті рослин від надлишку металів, що надходять із ґрунту, виконує коренева система. Затримуючи надлишкові іони, коріння тим



самим сприяє збереженню в надземних органах сприятливих (або не шкідливих) концентрацій хімічних елементів<sup>1491</sup>.

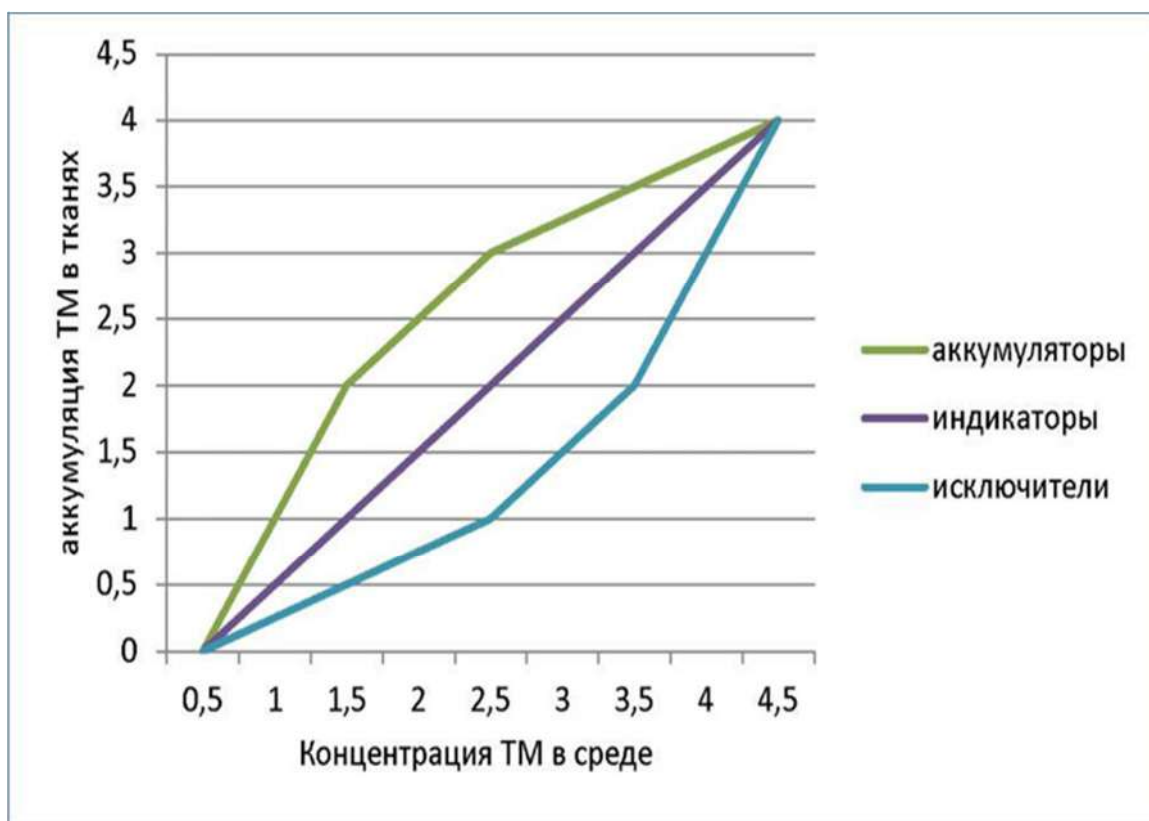


Рисунок 2.72 – Акумулятивні «стратегії» рослин (мовою оригіналу)<sup>1492</sup>

ВМ можуть видобуватись корінням рослин з глибоких шарів ґрунту і, як показують радіографічні дослідження з міченими атомами, накопичуватися у всій товщі стебел, прожилках листя та периферії плодів<sup>1493</sup>.

Рівень накопичення ВМ у репродуктивних органах рослин значно нижчий, ніж у вегетативних та визначається біологічними особливостями оброблюваної культури. Так, наприклад, у капусти білокачанної вміст усіх ВМ зростає (приблизно в 3-5 разів) у напрямку від зовнішніх листків качана до його кочериги<sup>1494</sup>.

У різних видів рослин різною мірою виражені захисні механізми, що перешкоджають надходженню токсичних елементів. Таким механізмом служить вибірковість проникності мембран рослинної клітини. При високому вмісті в ґрунті ВМ в рослини надходять такі кількості, які мембрани вже не здатні утримувати. Наслідком цього стає порушення функцій синтезу ферментів, вітамінів та гормонів, засмучуються функції мітохондрій та хлоропластів, порушується водний обмін, фотосинтез, дихання, транспірація. Зрештою токсичність ВМ проявляється через розбалансування процесів розподілу клітин та реплікації дезоксирибонуклеїнової кислоти (ДНК)<sup>1495</sup>.

Залежність між вмістом елемента в рослині та ґрунті характеризується індексом біологічного поглинання, під яким розуміють відношення вмісту елемента в золі рослини до вмісту його у ґрунті<sup>1496</sup>.

Щоб оцінити інтенсивність біологічного поглинання елемента, треба порівняти зміст цього елемента у рослині та джерелі, звідки цей елемент надходить<sup>1497</sup>.

Дослідження, проведені В.О. Черніковим<sup>1498</sup> показали, що стійкими до високих вмістів миш'яку були: картопля (*Solanum tuberosum*), томати (*Solanum lycopersicum*), морква (*Daucus carota*), виноград (*Vitis*), малина (*Rubus idaeus*); середньостійкими: суниця (*Fragaria*), кукурудза (*Zea mays*), буряк (*Beta*), гарбуз (*Cucurbita*), кабачки (*Cucurbita pepo*); слабостійкими: цибуля (*Allium*), горох (*Pisum*), огірки (*Cucumis sativus*).

Дикорослі плоди, ягоди та гриби, що збираються населенням на територіях, схильних до техногенного забруднення, становлять безпосередню небезпеку для здоров'я<sup>1499</sup>.

Як зазначалося раніше, за рівнем і швидкістю поглинання - фітоекстракції рослини поділяються на три групи, кожна з яких можуть бути використані в практичних цілях. Так, рослини-виключники можна вирощувати за звичайних технологій на техногенно забруднених ґрунтах; рослини-індикатори – під час проведення біомоніторингу, а рослини-аккумулятори – для фіторемедіації ґрунтів. Рослини з підвищеною швидкістю поглинання ВМ із навколишнього середовища називаються гіперакумуляторами (табл. 2.47-2.49).

Нині відомо близько 450 видів рослин-гіперакумуляторів<sup>1500</sup>.

Ключова роль в успішному проведенні очищення забруднених ВМ ґрунтів методом фітоекстракції полягає у правильному підборі високопродуктивних рослин з високою швидкістю винесення елементів-забруднювачів із ґрунту, характерних для даних ґрунтово-кліматичних умов<sup>1501</sup>. З цією метою рекомендуються такі культури, як козлятник (*Galega*) та борщівник (*Heracléum*)<sup>1502</sup>, топінамбур (*Helianthus tuberosus*) та горець сахалінський (*Fallópiasa chalinénsis*)<sup>1503</sup>, рослини родини хрестоцвітих, ріпак ярий (*Brassica napus*)<sup>1504</sup>, гірчиця сарептська (*Brássica júncea*)<sup>1505</sup>, сорго зернове (*Sorghum bicolor*)<sup>1506</sup>, гречка, гірчиця біла (*Sinapis alba*) і сафлор (*Carthamus*)<sup>1507</sup>, овес (*Avéna sativa*)<sup>1508</sup>, вйник наземний (*Calamagróstis epigéios*)<sup>1509</sup>, лопух великий (*Arctium*), кульбаба лікарська (*Taráxacum officinále*), полин білий (*Artemisia alba*)<sup>1510</sup>, конюшина лучна (*Trifolium pretense*), полин гіркий (*Artemisia absinthium*), грястиця збірна (*Dáctylis glomeráta*)<sup>1511</sup>, акація біла (*Robinia pseudoacacia*)<sup>1512 1513</sup>, кедр (*Cedrus*), тальник<sup>1514</sup>, тонконіг поливовий (*Poa pratensis*), райграс пасовищний (*Lolium perenne*), мітлиця тонка (*Agróstis capilláris*), костриця лугова (*Festuca pratensis*)<sup>1515</sup>. Термін «гіперакумулятор» відноситься до рослин, що накопичують метали до концентрацій, які на 1-3 порядки перевищують концентрації металів у тканинах поряд зростаючих «нормальних» рослин<sup>1516</sup>.

Таблиця 2.47

Вміст ВМ у рослинах-гіперакумуляторах, що ростуть на забруднених ґрунтах

Метал	Вид	Концентрація металу в пагоні, мг/кг сухої маси
Cd	Ярутка сизувата ( <i>Thlaspica erulescens</i> )	1800
Cu	Іпомея альпійська ( <i>Ipomea alpine</i> )	12300
Co	Базилік Роберта ( <i>Haumania strumrobertii</i> )	10200
Fe	Ярутка круглолиста ( <i>Thlaspirotun difolium</i> )	8200
Mn	Макадамія ( <i>Macadamia neurophylla</i> )	51800
Ni	Психотрія Дуареї ( <i>Psychotria douarrei</i> )	47500
Zn	Ярутка сизувата ( <i>Thlaspica erulescens</i> )	51600

Мінімальні концентрації для низки ВМ, що дозволяють відносити рослини до гіперакумуляторів, представлені в таблиці 2.48.

Таблиця 2.48

Мінімальні концентрації ВМ у надземних органах рослин, що дозволяють відносити їх до гіперакумуляторів

Накопичуваний метал	Вміст металу, мкг/г сухої маси
Cd, As	100
Co, Cu, Cr, Ni, Fe	1000
Mn, Zn	10000

Рівні накопичення токсиканту в тканинах рослин можуть бути значно вищими, ніж його вміст у ґрунті. Однак, кількість рослин-надкопичувачів обмежена, тому пошук видів рослин, що накопичують надлишок ВМ, привертає увагу наших дослідників.

Наднагромадження свинцю і кадмію – ще рідкісне явище серед вищих рослин. Серед рослин-надкопичувачів виявлено представників сімейства капустяних (*Brassicaceae*), які накопичують свинець. Причому деякі рослини, зокрема гірчиця сарептська (*Brassica juncea*), здатні акумулювати не один, а кілька ВМ – Cd, Cu, Ni, Zn, Pb, Se, що має важливе значення, оскільки забруднення ґрунтів рідко обмежується одним металом.

**Рослини, рекомендовані для цілей фітореMediaції повинні мати такі властивості:**

1. Здатністю акумулювати метал(и) переважно у надземних органах;
2. Стійкістю до металу, що накопичується;

3. Швидкими темпами зростання та великою біомасою;
4. Висока здатність відростання після скошування/

Таблиця 2.49

Деякі види рослин, здатні до гіперакумуляції ВМ<sup>1517</sup>

Родина	Рід, вид	Накопичуваний метал
Капустяні	Бурачок ( <i>Alyssum sp.</i> 50 видів)	Ni
Капустяні	Арадонсіс Геллера ( <i>Arabidopsis halleri</i> )	Cd, Zn
Свинчаткові	Армерія маранна ( <i>Armeria maritime</i> )	Pb, Zn
Свинчаткові	Армерія ( <i>Armeria plantarinea</i> )	Zn
Капустяні	Гірчиця сарептська ( <i>Brassica junicea</i> )	Cd, Cu, Ni, Pb, Se, Zn
Айстрові	Соняшник однорічний ( <i>Helianthus annuus</i> )	Pb
Молочайні	<i>Leucocroton</i> (близько 30 видів)	Ni
Гвоздичні	Мінуарція весняна ( <i>Minuartia verna</i> )	Ni, Zn
Капустяні	<i>Thlaspi</i> (понад 20 видів)	Ni
Капустяні	Ярутка альпійська ( <i>Thlaspi alpestre</i> )	Zn
Капустяні	Ярутка сизувата ( <i>Thlaspi caerulescens</i> )	Cd, Pb, Zn
Капустяні	Ярутка каламенарі ( <i>Thlaspi calaminaria</i> )	Zn
Капустяні	Ярутка копеафолія ( <i>Thlaspi icepeaeifolium</i> )	Zn
Капустяні	Ярутка козингенсу ( <i>Thlaspi goesingense</i> )	Cd, Ni
Капустяні	Ярутка круглолиста ( <i>Thlaspi rotundifolium</i> )	Pb
Товстянкові	Очиток Альфреда ( <i>Sedum alfredii</i> )	Cd, Zn
Гвоздичні	Смолівка пухирникова ( <i>Silene cucubalus</i> )	Zn
Молочайні	Філентус ( <i>Phyllanthus</i> ) (більше 40 видів)	Ni
Гвоздичні	Багатоплідник голий ( <i>Polycarpon glabra</i> )	Pb, Zn
Фіалкові	Фіалка галмейна ( <i>Viola calaminaria</i> )	Zn

В даний час розроблено дві стратегії використання рослин для «вилучення» ВМ із ґрунтів. Перша їх представляє використання рослин-наднакопичувачів. Ці рослини можуть поглинати один або два метали, їхнє накопичення в невеликій біомасі корелює з дуже високими концентраціями металу в пагонах. Друга стратегія ґрунтується на використанні високопродуктивних рослин, які не є металоспецифічними, формують велику надземну біомасу, але кількість ВМ у ній порівняно не висока.

Здатність рослин очищати ґрунти від ВМ обмежена багатьма факторами. Серед них можна назвати доступність металу в ґрунті для поглинання корінням рослин, швидкість поглинання його корінням, транспорт металу з кореня в пагін, а також стійкість рослин.

Вперше термін «фіторемедіація» – від грецького «фітон» (рослина) та латинського «ремедіум» (відновлювати) використовували американські вчені В. Душенков та І. Раскін з Ратгерського університету, штат Нью-Джерсі. У статті «Фіторемедіація: зелена революція в екології», опублікованій у 2000

р., вони відзначали, що деякі зелені рослини здатні витягувати з ґрунту шкідливі для здоров'я токсичні елементи: миш'як, кадмій, мідь, ртуть, селен, свинець, а також радіоактивні ізотопи стронцію, цезію, урану та інші радіоактивні нукліди (РН). Рослинну масу не становить особливих труднощів зібрати і спалити, а попіл, що утворився, або поховати або використовувати як вторинну сировину.

Фіторемедіація визнана ефективним і економічно вигідним прийомом особливо після того, як виявили рослини-гіперакумулятори ВМ, здатні накопичувати у своєму листі до 5% нікелю, цинку, міді в перерахунку на суху масу - в десятки разів більше, ніж звичайні рослини.

В даний час в індустріально розвинених країнах прийом фіторемедіації ґрунтів, забруднених неорганічними та органічними контамінантами, в основі яких лежить здатність спеціально підібраних видів вищих рослин поглинати та акумулювати у своїй біомасі ВМ у кількості, що значно перевищує їх вміст у середовищі вирощування, широко використовується<sup>151815191520152115221523</sup>.

В даний час існують дві стратегії використання рослин для «добування» важких металів із ґрунтів.

Перша їх передбачає використання рослин-надкопичувачів.

Ці рослини специфічно поглинають один або два метали, накопичення у них невеликої біомаси корелює з дуже високими концентраціями металу у пагонах. Друга стратегія базується на використанні високопродуктивних рослин, які не є металоспецифічними, формують велику надземну біомасу, але кількість ВМ у ній порівняно невисока.

Необхідні властивості рослин-акумуляторів металів наступні:

- відсутність географічних переваг та швидке зростання;
- висока біопродуктивність;
- здатність утворювати продукцію комплексного застосування;
- сильна коренева система;
- здатність до гіперакумуляції важких металів;
- висока стійкість до важких металів;
- швидкий транспорт металів до надземних органів;
- здатність до акумулювання кількох металів;
- стійкість до хвороб та шкідників.

Таким чином, фіторемедіація є вирощуванням протягом певного періоду часу на ділянці спеціально підібраних видів рослин-гіперакумуляторів для вилучення ВМ кореневою системою та концентрування їх у надземній біомасі<sup>1524</sup>.

Принципова схема ремедіації території виглядає так:

- посів насіння фіторемедіантів на початку вегетації (навесні);
- скошування рослин наприкінці вегетації (на початку осені);
- утилізація насиченої ВМ фітомаси<sup>1525</sup>.

Одним із головних завдань при розробці фітореMediaційних технологій є пошук місцевих видів рослин, здатних рости на забруднених ґрунтах та акумулювати значні кількості поллютантів<sup>1526</sup>.

Більшість дикорослих гіперакумуляторів відноситься до родини капустяних (*Brassicaceae*). Вони близькі родичі капусти (*Brassica*) та гірчиці (*Sinapis*). Один із видів гірчиці, званий індійською, або сарептською (*Brassica juncea*), виявився дуже ефективним накопичувачем свинцю, міді, нікелю (табл. 2.50-2.51)

Таблиця 2.50

Важливі родини, роди та регіони походження гіперакумуляторів<sup>1527</sup>

Елемент	Родина	Рід	Регіон вивчення та ідентифікації
Миш'як (As)	Pteridaceae	Pteris, Pityrogramma	Китай, Південно-Східна Азія
Кадмій (Cd)	Brassicaceae, Crassulaceae	Noccaea, Sedum	Європа, Китай
Мідь (Cu)	Asteraceae, Commelinaceae, Fabaceae, Lamiaceae, Linderniaceae, Malvaceae, Orobanchaceae, Polygonaceae	Anisopappus, Commelina, Crepidorhopalon, Haumaniastrum	Демократична республіка Конго, Китай, Південно-Східна Азія
Кобальт (Co)	Asteraceae, Lamiaceae, Linderniaceae, Orobanchaceae, Phyllanthaceae	Anisopappus, Crepidorhopalon, Glochidion, Phyllanthus, Persicaria	Демократична республіка Конго, Нова Каледонія
Марганець (Mn)	Myrtaceae, Celastraceae, Proteaceae	Gossia, Denhamia, Virotia	Австралія, Нова Каледонія, Південно-Східна Азія
Нікель (Ni)	Asteraceae, Brassicaceae, Buxaceae, Cunoniaceae, Phyllanthaceae, Salicaceae, Violaceae	Alyssum, Buxus, Berkheya, Glochidion, Geissois, Homalium, Hybanthus, Phyllanthus, Leucocroton, Senecio, Xylosma	Бразилія, Куба, Середземномор'я, Нова Каледонія, Південно-Східна Азія, Туреччина
Свинець (Pb)	Brassicaceae	Noccaea	Європа
Рідкоземельні елементи	Gleicheniaceae	Dicranopteris	Китай
Селен (Se)	Fabaceae	Astragalus, Stanleya	США, Європа
Талій (Tl)	Brassicaceae	Biscutella, Iberis	Європа
Цинк (Zn)	Brassicaceae, Crassulaceae	Arabidopsis, Noccaea, Sedum	Європа, Китай

Примітка: Критерії включення були засновані на родинях, що містять три або більше гіперакумуляюючих родів або видів, і родах, що містять три або більше гіперакумуляюючих видів (перелік не є вичерпним). У разі деяких елементів (As, Cd, Pb, Se, Tl, Zn) з меншою кількістю родин чи родів акцент було зроблено на кількості видів.

Рідкоземельні елементи: церій (Ce), диспрозій (Dy), ербій (Er), європій (Eu), гадоліній (Gd), гольмій (Ho), лантан (La), лютецій (Lu), неодим (Nd), празеодим (Pr), самарій (Sm), скандій (Sc), тербій (Tb), тулій (Tm), ітербій (Yb) та ітрій (Y).

Таблиця 2.51

Види гіперакумуляторів у Глобальній базі даних (станом на вересень 2017 року) із глобальними записами про найвищі концентрації, зареєстровані на сьогоднішній день<sup>1528</sup>

Елемент	Порогове значення, мг/г	Родина	Рід	Вид	Запис
Миш'як (As)	> 1000	1	2	5	<i>Pterisvitta</i> <sup>1529</sup> (2.3%)
Кадмій (Cd)	> 100	6	7	7	<i>Arabidopsis halleri</i> <sup>1530</sup> (0.36%)
Мідь (Cu)	> 300	20	43	53	<i>Aeolanthusbi formifolius</i> <sup>1531</sup> (1.4%)
Кобальт (Co)	> 300	18	34	42	<i>Haumaniastrum robertii</i> <sup>1532</sup> (1%)
Марганець (Mn)	> 10000	16	24	42	<i>Virotia neurophylla</i> <sup>1533</sup> (5.5%)
Нікель (Ni)	> 1000	52	130	532	<i>Berkheya coddii</i> <sup>1534</sup> (7.6%)
Свинець (Pb)	> 1000	6	8	8	<i>Noccaea rotundifolia</i> subsp. <i>Cepaeifolia</i> <sup>1535</sup> (0.8%)
Рідкоземельні елементи (La, Ce)	> 1000	2	2	2	<i>Dicranopteris lineari</i> <sup>1536</sup> (0.7%)
Селен (Se)	> 100	7	15	41	<i>Astragalus bisulcatus</i> <sup>1537</sup> (1.5%)
Талій (Tl)	> 100	1	2	2	<i>Biscutella laevigata</i> <sup>1538</sup> (1.9%)
Цинк (Zn)	>3000	9	12	20	<i>Noccaea caerulea</i> <sup>1539</sup> (5.4%)

Як видно з таблиці у липні 2017 року база даних містить 721 гіперакумуляторний вид (523 види із гіперакумуляцією нікелю, 53 міді, 42

кобальту, 1 хром, 42 марганцю, 20 цинку, два рідкоземельних елемента, 41 селен, два талію, сім кадмію, п'ять миш'яке і вісім свинцю.) з деякими видами, які демонструють гіперакумуляцію більш ніж одного елемента). Ці цифри будуть змінюватися в міру нових відкриттів або якщо попередні дослідження будуть не підтверджені. Серед 721 видів гіперакумуляторів з 52 родин і 130 родів найбільшу частку мають представники родини Brassicaceae (83 види) і Phyllanthaceae (59 видів).

Слід зауважити, що у базі даних PHYTOREM, створеної відділом з використання екологічних біотехнологій в м. Хал (Квебек, Канада)<sup>1540</sup>, зібрано величезну кількість інформації щодо наземних та водних рослин з усього світу, які мають потенціал для використання їх у фітореMediaції ділянок, забруднених металами (табл. 2.52).

Таблиця 2.52

Перелік елементів, включених до бази даних PHYTOREM

Алюміній (Al)	Мідь (Cu)	Платина (Pt)	Уран (U)
Берилій (Be)	Молибден (Mo)	Радій (Ra)	Хром (Cr)
Кадмій (Cd)	Миш'як (As)	Ртуть (Hg)	Цезій (Cs)
Кобальт (Co)	Нікель (Ni)	Свинець (Pb)	Цинк (Zn)
Марганець (Mn)	Паладій (Pd)	Стронцій (Sr)	

Ця база даних була створена з використанням широкого комп'ютерного пошуку опублікованих доступних баз даних та реферованих комерційних послуг із застосуванням пошуку за ключовим словом та перехресними посиланнями з 19 елементами, для яких були необхідні дані.

Попередня база даних, отримана з використанням зазначених пошуків, містить 775 зареєстрованих видів рослин, що належать до 76 сімейств, 39 порядків і 9 підкласів. У ній є не тільки судинні рослини, що додатково поділяються на квітучі рослини, хвойні, папороті та споріднені з ними види, але також і інші організми, такі як бактерії, водорості, лишайники, гриби і бріофіти (мохи та печіночники), які, зокрема, придатні до використання як додаткові сорбенти.

У разі судинних рослин база даних включає як дикі, так і культурні рослинні види та різновиди. Крім того, наводиться інформація з біології та екофізіології, якщо вона є. Ця інформація включає походження рослин, таксономію, розподіл, біологію, вплив на екологію та здоров'я, використання видів, прийоми культивування, джерела матеріалу для досліджених видів, дикі або інші значущі родичі види, режим використання у фітореMediaції (тобто стійкість до токсиканту та/або акумуляцію або гіперакумуляцію забруднювача).

В базі даних рослини далі розподіляються за їх здібностями акумулювати, гіперакумуляувати, осаджувати або виявляти стійкість по відношенню до певних важких металів. Здебільшого рослини розглядаються як акумулятори, якщо вони накопичують метали в концентрації 100–200 мг/кг сухої маси. Рослинні види вважаються гіперакумуляторами, якщо вони



поглинають більше 1000 мг/кг сухої маси більшість металів, 10000 мг/кг Mn або 100 мг/кг Cd. Було виявлено, що 465 видів рослин виявляють деякі здібності до ремедіації від будь-якого одного елемента. Крім того, було знайдено, що 66 видів мають здатність поглинати два елементи, тоді як 25 видів виявляють здатність акумулювати три елементи. Найбільш широкі здібності до акумуляції металів – до чотирьох елементів і більше - виявляють 15 видів, перерахованих в таблиці 2.53. Посилань, що стосуються берилію, паладію, платини або радію, не було виявлено.

Таблиця 2.53

Список рослин з найвищими величинами акумуляції металів у базі даних PHYTOREM<sup>154I</sup>

Елемент	Рослина з найвищою зафіксованою концентрацією	Походження рослини	Максимальна концентрація, що акумулюється (мг/кг сухої маси)
Al	<i>Solidago hispida</i>	Канада	6820
As	<i>Agrostis tenuis (capillaries)</i>	Вирощується	2000
Cd	<i>Vallisneria spiralis</i>	Індія	6242
Co	<i>Haumanistrum robertii</i>	Африка	10200
Cr	<i>Medicago sativa</i>	Вирощується	7700
Cs	<i>Heliantus annuus</i>	Вирощується	Високе поглинання
Cu	<i>Larrea tridentate</i>	США	23700 біопоглинання
Hg	<i>Pistia stratiotes</i>	Повсюдно у тропіках	1100
Mn	<i>Macdemia neurophylla</i>	Нова Каледонія	51800
Mo	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Європа	1500-1800
Ni	<i>Psychotria douarrei</i> <i>Hybanthus floribundus</i>	Нова Каледонія Австралія	4500; 22% всієї золи
Pb	<i>Brassica juncea</i>	Вирощується	26200
Sr	<i>Helianthus annuus</i>	Вирощується	Високе поглинання
U	<i>Helianthus annuus</i>	Вирощується	>15000
Zn	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Європа	52000

Крім того, було виявлено, що деякі рослини, представлені в табл. , здатні поглинати дуже високі рівні металів. Деякі гіперакумулятори, такі як соняшник або люцерна, являють собою важливі агенти з найбільш високим потенціалом до фіторемердіації, так як вони є також оброблюваними рослинами з добре відрегульованими прийомами культивування.

Експедиційні роботи в 1998 році під керівництвом Чена Тонгбіна в сильно забруднених плавильними підприємствами провінціях КНР виявили папороть *Pteris vittata*, яка не тільки інтенсивно зростає в навколишньому середовищі з високим вмістом миш'яку, але й накопичує його високий рівень у біомасі. До цього у всьому світі не було виявлено рослини, здатної до гіперакумуляції миш'яку в концентрації понад 1000 мг/кг. До теперішнього часу вивчена генетична основа гіпер-акумуляції миш'яку у рослин *Pteris vittata*, і цей вид розглядається як найбільш перспективний для фіторемердіації в Китаї.

Цікаві дослідження з використання декоративних культур як фітомеліорантів у міському середовищі. Показано, що чорнобривці, бегонії, амарант та 4 види газонних злаків (райграс пасовищний, костриця червона, багаття безосте, тонконіг лучний) здатні акумулювати свинець і кадмій у своїх органах. Наприкінці вегетаційного періоду рослини слід видаляти з клумб та квітників разом із кореневою системою для подальшої утилізації<sup>1542</sup>.

Разом з тим, відзначається<sup>1543</sup>, що відновлення функціональних та екосистемних властивостей забруднених земель дозволить повернути їх до сільськогосподарського використання. Варіанти фізико-хімічної реабілітації забруднених ґрунтів зазнають критики через їх дороговизну та недостатню ефективність. Використання рослин і супутніх з ними мікроорганізмів може бути стійким та економічно вигідним засобом зменшення впливу забруднюючих речовин на ґрунтовий комплекс. Фітоменеджмент має бути спрямований на використання непродовольчих культур для пом'якшення екологічних і санітарних ризиків, спричинених забруднювачами, та відновлення властивостей екосистеми. Культури, що використовуються для відновлення ґрунтів, повинні бути толерантними до забруднюючих речовин, унеможливити їх перенесення в харчовий ланцюг і ефективно виробляти товарну біомасу. Виходячи зі здатності енергетичних культур накопичувати неорганічні забруднювачі в кореневій системі та розкладати стійкі органічні забруднювачі в ґрунті, ці види рослин є оптимальними для фітостабілізації та фітодеструкції. Вирощування енергетичних культур на забруднених та деградованих ґрунтах вважаємо перспективним варіантом з метою уникнення використання орних земель сільськогосподарського призначення та зменшення конкуренції між продовольчим та біоенергетичним землекористуванням<sup>1544</sup>. Згадані енергетичні культури характеризуються високим потенціалом виробництва біомаси та низькими затратами для вирощування, тому вони можуть зайняти лідируючі позиції з-поміж рослин, що використовують для очищення ґрунтів. Оскільки за існуючої глобальної тенденції обмеження земель сільськогосподарського використання, розвиток біоенергетичної промисловості, що заснована на вирощуванні енергетичних культур, має базуватися на використанні маргінальних земель. Енергетичні культури з короткою ротацією можуть бути використані для відновлення забруднених земель як альтернативний спосіб фіторемедіації. Широкий спектр видів рослин має потенціал для використання в біоенергетичних та фіторемедіаційних областях на основі їх екосистемних властивостей для встановлення кращого зв'язку між фітотерапією ґрунту – відновлення та виробництво біопалива. У дослідженні українських вчених<sup>1545</sup> зосереджено увагу на обґрунтуванні ефективності використання п'яти потенційних культур для великомасштабного виробництва біопалива: *Salix*, *Miscanthus x giganteus*, *Panicum virgatum* L., *Sorghum almum* Parodi, *Andropogon gerardi*, враховуючи їх ботаніко-біологічні, адаптивні особливості, поширеність, фіторемедіаційний ефект та потенціал поглинання вуглецю (рис. 2.73).

По результатах досліджень<sup>1546</sup>, вегетативна фітомаса, формуючи продуктивність за допомогою потужної кореневої системи, акумулювала значну кількість важких металів з ґрунтового комплексу. Агрохімічний аналіз ґрунту та надземної вегетативної маси енергетичних культур показав чітку динаміку поглинання важких металів кореневою системою рослин. Визначено, що вміст важких металів у ґрунті з роками дослідження знижується. Доведено також ефективність енергетичних культур за багаторічного циклу вирощування в накопиченні на поверхні ґрунту мульчуючого шару та збагаченні його на вміст органічної речовини.



Рисунок 2.73 – Розподіл енергетичних культур на території України: М - міскантус гігантський; С – світчграс; Б – біг-блюестем; Сб – сорго багаторічне; В – верба кошикова<sup>1547</sup>

Залежно від складу хімічних елементів ми розрахували коефіцієнти переходу важких металів у вегетативну та генеративну частини рослин енергетичних культур (загальну фітомасу). Оскільки відсоток важких металів у фітомасі в межах одного вегетаційного періоду становить 5-20% від загальної кількості забруднювача, то в перші роки життя рослин акумулювання важких металів було незначним, а коефіцієнт переходу з кореневої системи до рослини (Кп) – низьким. У подальші роки він значно збільшився, що пов'язуємо з інтенсивним розвитком вегетативної маси енергетичних культур.

У середньому за три роки найвищим коефіцієнтом переходу з ґрунту в рослини енергетичних культур характеризувався кадмій. У загальній фітомасі його Кп становив понад 0,5. Низький коефіцієнт переходу в рослини

мав кобальт (менше 0,1). Коефіцієнт міді був на рівні 0,5; для цинку і свинцю – менше 0,5. До того ж було визначено, що міскантус гігантський є більш урожайним, ніж світчграс, хоча вміст сухої речовини в нього менший, накопичення важких металів у фітомасі рослин – більше, а вміст ГДК нижче регламентованих норм.

Встановлено, що незалежно від виду енергетичної культури інтенсивність переходу важких металів у системі "грунт-рос-лина" має такий вигляд:  $Cd > Cu > Zn > Pb > Co$ <sup>1548</sup>. Отже, досліджувані енергетичні культури мають значний потенціал до фітостабілізації важких металів на забруднених землях, запобігаючи подальшій міграції полютантів у ґрунтові води або повітря. Ураховуючи такі властивості енергокультур, доречно вирощувати їх на забруднених землях за розробленою моделлю, відповідно до агрокліматичного районування. Це забезпечить умови, близькі до сприятливих для росту і розвитку рослин, дозволить отримувати енергоємну фітомасу з мінімальним умістом забруднювачів. Якщо концентрація забруднюючих речовин в отриманій енергетичній сировині перевищує допустимі рівні, то пропонється змішувати її та матеріал з незабруднених територій або біомасу деревини, щоб знизити рівень металів у біопаливі. Необхідно звернути увагу на те, що спалювання біомаси зі забруднених земель, які можуть містити оксиди металів, відбувається на електростанціях.

Поряд зі здатністю енергетичних рослин до фіторемедіації забруднених важкими металами ґрунтів встановлено, що вони мають потенціал до розкладання органічних забруднювачів, зокрема поліциклічних ароматичних вуглеводнів. Доведено, що кореневі екsudати культур мають деструкційну здатність – вони розкладають пірен і фенатрен<sup>1549 1550</sup>. Виявлено, що поліфенольні сполуки, флавоноїди, присутні в ризосфері, наприклад *M. Giganteus*, стимулюють зростання мікроорганізмів, які утилізують поліциклічні арома-тичні вуглеводні<sup>1551 1552</sup>.

Слід відмітити, що успіхи ризосферної деградації органічних токсикантів, таких як ПАВ<sup>1553 1554 1555</sup> нафтові вуглеводні, пов'язані зі збільшенням чисельності ґрунтових мікроорганізмів та підвищенням деградації токсиканту в ризосфері рослин. Вивчення потенціалу рослинно-мікробних комплексів для розробки сучасної біотехнології фіторемедіації активно проводиться в даний час.

Інтерес до створення ефективних ризосферних технологій тільки збільшується у зв'язку з тим, що рослинно-мікробні асоціації, що володіють гнучким метаболізмом і унікальними ферментними системами, мають великі переваги при виживанні в несприятливих умовах навколишнього середовища<sup>1556</sup>.

Майбутні технології біоремедіації забруднених територій будуть пов'язані з розвитком наших знань у галузі вивчення взаємного впливу токсиканту, аборигенних або інтродукованих мікроорганізмів-деструкторів та рослин-ремедіантів.

Технологія біоремедіації *on site*, до якої відноситься фіторемедіація, є найдешевшою для відновлення великих площ. При первинних витратах на підготовку території до висіву рослин витрати на підтримання процесу мінімальні. Технологічний регламент фіторемедіації досить простий і забезпечує стабільне і тривале очищення ґрунтового шару. Перевагою цих процесів є забезпечення ґрунту киснем, органікою, що сприяє поліпшенню якості та структури земель, що очищаються. Створення рослинного покриву зменшує ерозію. Варто зазначити, що застосування фіторемедіаційних систем має і суспільне схвалення, і привабливість для користувачів та регулюючих органів.

Неорганічні забруднювачі не можуть розкладатися в рослинній або кореневій зоні; насправді вони не можуть бути деградовані взагалі. Цільовим механізмом є або екстракція в рослину, де її можна збирати, зберігати та збирати; перетворення в газ, що виділяється в атмосферу; або стабілізація, коли рослини допомагають закрити неорганічні забруднення на місці. Екстракція неорганічних речовин у фіторемедіації в даний час не дуже практична для польового застосування<sup>1557</sup>, за винятком кількох обмежених випадків. З цієї причини більшість застосування фітотехнологій для неорганічних речовин у ґрунтах передбачає стабілізацію – утримання забруднювачів на місці за допомогою рослинності, щоб запобігти ризику. Однак у системах водно-болотних угідь неорганічні речовини можуть бути відфільтровані з води та зв'язані з ґрунтами водно-болотних угідь.

У кількох випадках, коли вилучення може бути можливим, використовувалися два підходи: або (1) гіперакумуляючі види, або (2) накопичувальні, швидкозростаючі види з високою біомасою.

У виду має бути присутнім певний шлях, щоб неорганічний забруднювач міг проникнути в рослину. У всіх рослинах існують шляхи для транспортування всіх необхідних рослинам поживних речовин, які є неорганічними елементами. Серед них:

- первинні макроелементи: азот (N), фосфор (P) і калій (K)
- вторинні макроелементи: кальцій (Ca), магній (Mg) і сірка (S)
- мікроелементи, необхідні в слідових кількостях: бор (B), хлорид (Cl), мідь (Cu), залізо (Fe), марганець (Mn), молібден (Mo), нікель (Ni) і цинк (Zn)

Крім основних мікроелементів, є корисні елементи, які сприяють зростанню багатьох видів рослин, але не є абсолютно необхідними для росту рослин: кремній (Si), натрій (Na), кобальт (Co) і селен (Se).

Іноді рослини поглинають неорганічні елементи, яких немає в цьому списку. Рослина має шлях для кожного з перерахованих вище поживних речовин, і деякі забруднювачі за хімічною структурою подібні до основних поживних речовин, і забруднювач може поглинатися таким же чином. Крім того, багато гіперакумуляторів розробили специфічний шлях поглинання певного елемента. Часто ці риси рослини, можливо, з часом розвивалися як природні захисні механізми, які роблять рослину токсичною для комах або інших хижаків, які можуть її з'їсти<sup>1558</sup>.

Близько 700 рослин цитуються в літературі як гіперакумулятори лише невелика частина з 300 000 визнаних видів рослин<sup>1559</sup>. Щоб ускладнити відбір рослин, швидкість поглинання елементів в межах одного виду рослин може значно відрізнятись між популяціями та різними сортами. Крім того, накопичення – це термін відносності – гіперакумулятор – це рослина, яка поглинає більше металів, ніж інші рослини, що все одно може бути не дуже багато<sup>1560</sup>. З цієї причини до використання гіперакумуляторів для фітоекстракції слід підходити з обережністю, і спершу необхідно провести детальні випробування видів, щоб визначити швидкість видалення, перш ніж розглядати будь-які масштабні проекти видобутку.

Гіперакумуляція нікелю, цинку, кадмію, миш'яку та селену без сумніву підтверджена у ряді видів рослин. Гіперакумуляція свинцю, міді, кобальту, хром та інші метали (поки що) не були продемонстровані<sup>1561</sup>. Можна знайти багато старіших досліджень, де досліджували види і називали їх «гіперакумуляторами» для інших забруднень, ніж п'ять зазначених Проте багато з цих досліджень з тих пір були спростовані або піддані сумніву, і до них слід підходити з обережністю.

Термін «гіперакумулятор» був винайдений одним із сучасних авторів<sup>1562</sup> як частину назви статті, в якій повідомляється про надзвичайне накопичення нікелю деревом *Sebertia acuminata* (тепер *Pycnanandra acuminata*) у Новій Каледонії<sup>1563 1564</sup>. Термін «гіперакумуляція» можна знайти у Brooks<sup>1565</sup> і в багатьох наступних публікаціях, які використовуються для опису накопичення Ni до >1000 мг/г у сухій тканині листя. Цей рівень був обраний у 100-1000 разів вищим, ніж зазвичай у рослин на ґрунтах не ультраосновного походження, і в 10-100 разів вище, ніж у більшості інших рослин на багатих на нікель ультрабазитових ґрунтах.

Незважаючи на певну довільність у виборі цього критерію, було зазначено, що у багатьох ультраосновних флорах концентрації Ni 100-1000 ц-г/г зустрічаються досить рідко, а накопичення >1000 ц-г/г. здається, представляє особливу форму реакції рослин, маючи на увазі деякі характерні та незвичайні метаболічні функції.

Спробу дати більшу точність визначення гіперакумуляції Ni було зроблено Рівзом у 1992, році<sup>1566</sup> для Ni: «гіперакумулятор Ni – це рослина, в якій концентрація Ni принаймні 1000 г/г була зафіксована в сухому речовини будь-якої надземної тканини принаймні в одному екземплярі, що росте в природному середовищі існування». Це вказує на те, що використання терміна не повинно ґрунтуватися на аналізі цілих рослин або підземних частин рослин, (i) через складність упевнитися, що зразки не забруднені ґрунтом, і (ii) тому, що рослини які іммобілізують метали в кореневій системі є відносно поширеними, тоді як активне накопичення в надземних тканинах є більш діагностичним для гіперакумуляції<sup>1567</sup>.

Щоб зробити вихідне визначення ще більш точним, надземну тканину слід розглядати як листя рослин лише для встановлення статусу гіперакумуляції, а також важливо зазначити, що таким чином критерій

гіперакумуляції встановлюється на рівні органів (листя), і не на рівні специфічних тканин чи органел (наприклад, епідермісу) чи латексу. Крім того, «накопичення» має означати лише активне накопичення всередині тканини листя рослини через коріння; пасивне накопичення через повітряне осадження на листках рослин не розглядається, коли обговорюється (гіпер)аккумуляція.

Це більш детальне визначення також має на меті прояснити питання щодо випадків, коли (1) деякі екземпляри виду можуть бути знайдені з  $>1000$  ц-г/г, а інші з  $<1000$  нг/г, або (2) вид має Було виявлено, що він поглинає високі рівні металу лише в штучних умовах, наприклад, шляхом внесення металевої солі в експериментальний ґрунт або поживний розчин. Рослини будуть кваліфікуватися як гіперакумулятори у випадку (1), але не під (2). Концентрації металів можуть сильно відрізнятися між частинами рослини; у деяких рослин концентрації металів у ксилемі, флоемі чи латексі у багато разів перевищують у листі. Приклади включають *Sebertia acuminata* з 257 400 ц-г/г у латексі та 11 700 ц-г/г у листках<sup>1568</sup> і *Phyllanthus balgooyi* з 90 000 ц-г/г у тканинах флоєми, 0г/0г та 10 у листках<sup>1569</sup>. Однак дуже малоймовірно, що рослина досягне порогової концентрації гіперакумулятора в інших органах або латексі/соку, але не в листках. Підсумок фрази «зростання у природному середовищі існування» полягає в тому, що гіперакумулятори повинні досягати високої концентрації металу, залишаючись при цьому достатньо здоровими, щоб підтримувати самодостатнє населення.

Після його оригінальної публікації термінологія гіперакумуляції була розширена до інших елементів, ніж Ni. Всебічне обговорення ранніх повідомлень про незвичайне накопичення Zn, Cd, Pb, Co, Cu, Mn, Cr і Se наведено в огляді Reeves and Baker<sup>1570</sup>, а також були відзначені записи про незвичайне накопичення<sup>1571</sup>. У міру розвитку інтересу до рослин, що накопичують ці елементи, поняття та визначення гіперакумуляції були розширені.

Malaisse та ін.<sup>1572</sup> використовували критерій 1000 ц-г/г для накопичення Cu, а Брукс та ін.<sup>1573</sup> стверджували, що це також слід застосувати до Co.

Reeves and Brooks<sup>1574</sup> використовували той самий критерій при обговоренні Pb, але для Mn і Zn, які зазвичай присутні у вищих і більш різноманітних концентраціях (близько 20-400 Ц-г/г), поріг 10 000 ц-г/г запропонували Бейкер і Брукс<sup>1575</sup>, після використання терміну «гіперманганезофор» для рослин з таким рівнем накопичення Mn<sup>1576</sup>. Нормальні рівні Cd настільки низькі (0,03-5,0 ц-г/г у більшості видів рослин), що рослини, здатні концентрувати цей елемент до  $>100$  ц-г/г, слід розглядати як гіперакумулятори Cd<sup>1577</sup>, що мають значний фіторе mediaційний потенціал.

Вважається, що накопичення основних елементів ґрунту (Fe, Ca, Mg, Na та Al) є явищем, відмінним від гіперакумуляції мікроелементів<sup>1578</sup>.

Забезпечення рослини металом коливається від дефіциту до оптимальної в кінцевому підсумку токсичності і сильно відрізняється між елементами, особливо вузькими для перехідних металів, таких як Zn, Cu та Ni<sup>1579</sup>.

Коли вид закріплюється на ґрунті з надто низьким або занадто високим запасом металу, коригування відбуватимуться в межах фенотипової пластичності з подальшою адаптацією та еволюцією ефективності чи толерантності в популяціях з часом<sup>1580 1581 1582</sup>.

Поглинання та метаболізм необхідних металів і металоїдів (наприклад, Cd, As, Pb) не регулюються так жорстко, як для основних металів (наприклад, Zn, Cu) через втручання або відсутність специфічності екофізіології рослин.

Інші критерії, не засновані на номінальних порогових значеннях, можна розглядати для визначення гіперакумуляції. Зокрема, гіперакумулятори мають дуже високий коефіцієнт біоконцентрації (відношення пагони: ґрунт) у результаті їх фізіологічного складу, що забезпечує активне секвестрування та концентрацію металів, і було припущено, що це має бути критичним фактором для розпізнавання гіперакумуляторів<sup>1583</sup>. Однак фактор біоконцентрації в ізоляції не може служити визначенням гіперакумуляції на основі зібраного в польових умовах матеріалу, оскільки він проявляється як взаємодія генотип x середовище і контролюється як генетично обумовленою фізіологією рослин, так і місцевою едафічними умовами<sup>1584</sup>. Гіперакумулятори можуть секвеструвати метали навіть із ґрунтів з низькою концентрацією металів; наприклад, деякі популяції *Thlaspi caerulescens* і *Arabidopsis halleri*, що ростуть на звичайних ґрунтах, все ще демонструють гіперакумуляцію<sup>1585 1586 1587</sup>. Таким чином, немає однозначного зв'язку між вмістом металу в листках і загальною концентрацією металу в ґрунті або його біодоступністю, що є характерною рисою гіперакумуляторів.

Іншим критерієм, який іноді пропонується для визначення гіперакумуляції, є коефіцієнт концентрації металу (або коефіцієнт транслокації), який зазвичай становить  $>1$  у гіперакумуляторах<sup>1588</sup>. Хоча цей коефіцієнт корисний для підтвердження інших доказів гіперакумуляції, цей коефіцієнт не може бути використаний окремо для визначення гіперакумуляції з кількох причин: (i) складність відбору зразків коренів багатьох рослин, особливо дерев; (ii) складність аналізу, щоб переконатися, що коріння вільні від будь-якого забруднення ґрунту та сорбованих ззовні іонів металів; (iii) той факт, що відносні концентрації металу на суху масу в різних органах рослин (листя, коріння, стебла, плоди, насіння тощо) можуть залежати як від частки структурного матеріалу в цих тканинах, так і від детальне рішення транспортних процесів; (iv) рослина з, наприклад, 10 ц-г/г металу в корені і 20 ц-г/г в листках, при тому що має коефіцієнт транслокації  $>1$ , не має особливого значення в контексті гіперакумуляції. ця; (v) поділ металу на пагони відносно коренів може залежати від зовнішнього постачання металу<sup>1589</sup>, а вище відношення біомаси кореня до пагона деяких гіперакумуляторів також може сприяти інтенсивному накопиченню металу<sup>1590</sup>.

*Закономірності гіперакумуляції в природних популяціях.* Гіперакумулятори можуть бути додатково класифіковані відповідно до



консистенції їхньої поведінки накопичення металу. Тут ми розрізняємо "обов'язкові" (також звані "суворі") і "факультативні" гіперакумулятори. Облігатні види гіперакумуляторів є ендемічними для певного типу металоносного ґрунту і завжди демонструють поглинання металів на рівні, визначеному для гіперакумуляції. З іншого боку, факультативні гіперакумулятори – це види, популяції яких (деякі) особини є гіперакумуляторами, а інші особини того ж виду – ні<sup>1591</sup>. Факультативна гіперакумуляція може бути результатом (i) генетичних відмінностей між різними (відокремленими) популяціями виду; або (ii) відмінності на основі ґрунту, тобто відмінності в доступності та поглинанні іонів металу. Останнє може бути результатом варіацій (1) загальної концентрації у ґрунті цікавить елемента; (2) наявності металу в різних фазах або хімічних формах; (3) відмінності в рН ґрунту; (4) концентрації основних елементів у ґрунті; (5) фізичні фактори, такі як місцеві опади, пористість ґрунту та характеристики випаровування. Факультативна гіперакумуляція застосовується, коли вид або, принаймні, місцева популяція мають властиву схильність до накопичення металу, а місцеві фактори ґрунту забезпечують достатню доступність металу. Частота зустрічальності різних факультативних гіперакумуляторів на металевих і звичайних ґрунтах різна: одні види зустрічаються переважно на металоносних ґрунтах, а інші – переважно на нормальних ґрунтах.

Категорія факультативного гіперакумулятора охоплює різноманітні ситуації. Він включає, зокрема, ті види, які зустрічаються як на металоносних, так і на неметалоносних (звичайних) ґрунтах, демонструючи гіперакумуляцію лише з металоносних. На звичайних ґрунтах такі рослини не переакумулюються, або тому, що вони не можуть цього зробити через генетичні відмінності, або (більш загально) через низьку доступність відповідного металу. Деякі види здатні до гіперакумуляції з ґрунтів з низьким вмістом металів, наприклад *Thlaspi (Noccaea) caerulescens*, який був знайдений у різних місцевостях (наприклад, у Люксембурзі, Франції, Іспанії, Шотландії та Швеції) з дуже високими концентраціями Zn на ґрунті з низьким статусом Zn<sup>1592</sup>.

Гіперакумуляторні рослини, про які повідомляється на сьогоднішній день, поділяються на вісім груп: (i) рослини з ультрабазитових ґрунтів, які демонструють гіперакумуляцію Ni (і рідко Co); (ii) рослини ґрунтів, збагачених халькофільними елементами, такими як Zn, Pb, Cd і Tl, які можуть демонструвати гіперакумуляцію будь-якого з цих елементів; (iii) рослини з ґрунтів, багатих Cu та Co, що демонструють гіперакумуляцію одного або обох цих елементів; (iv) рослини, що демонструють гіперакумуляцію Mn, що може відбуватися з деяких ультрабазитових ґрунтів і з деяких інших субстратів; (v) рослини з надзвичайно високою концентрацією Se з ґрунтів із підвищеною концентрацією цього елемента; (vi) рослини, які були ідентифіковані як гіперакумулятори на основі поглинання елементів із промислово забруднених ґрунтів, які включають

багато елементів, перерахованих вище, разом із гіперакумуляцією Cr та As; (vii) рослини, які гіперакumulюють легкі рідкоземельні елементи, такі як Ce та La; і (viii) рослини, які гіперакumulюють основні елементи ґрунту (тобто ті, що мають концентрацію мікроелементів вище), такі як Fe або Al.

Як пояснювалося вище, встановлено порогові критерії гіперакумуляції як мінімум на 2-3 порядки вище, ніж концентрації в листках на нормальних ґрунтах, і принаймні на один порядок більше, ніж діапазон концентрацій у листках на металоносних ґрунтах. Виходячи з цього, рекомендовано наступні критерії концентрації для різних металів і металоїдів у висушеному листі: 100 мг/г для Cd, Se та Tl; 300 мг/г для Co, Cu та Cr; 1000 мг/г для Ni, Pb та As; 3000 мг/г для Zn; і 10 000 мг/г для Mn, при цьому рослини ростуть у їх природних місцях існування. Якщо прийняти ці критерії, на сьогодні в літературі цитується понад 500 таксонів рослин як гіперакумулятори одного або кількох елементів (As, Cd, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Se, Tl, Zn). Це все ще представляє дуже малу частку з (приблизно) 300 000 визнаних видів судинних рослин<sup>1593</sup>. Приблизні цифри для різних елементів такі: Ni (450), Cu (32), Co (30), Se (20), Pb (14), Zn (12), Mn (12), As (5), Cd (2), Tl (2). Ці цифри можуть змінюватися і можуть збільшуватися в ході подальших досліджень та аналізу. Деякі з попередньо ідентифікованих гіперакумуляторів, зокрема Cu, Co або Pb, також можуть бути вилучені зі списку після подальших випробувань (наприклад, у тепличних експериментах, під час яких можна усунути забруднення з повітря). Було припущено, що переважання гіперакумуляторів нікелю є результатом більших зусиль, докладених для їх пошуку, але є більш фундаментальна причина: загальна площа багатих на нікель ультрабазитових ґрунтів значно вища, ніж ґрунтів оцінених на акумуляцію іншими металами.

Механізм гіперакумуляції наглядно представлено на рисунку «Звичайні» рослини можуть переносити лише низькі концентрації біодоступних металів/металоїдів у ґрунті, перш ніж вони загинуть через гостру фітотоксичність. Однак ексклюзиви можуть рости в широкому діапазоні доступних фітотоксичних металів до того, як фізіологічні механізми не зможуть контролювати і дозволять нерегульоване поглинання, що призведе до загибелі рослини. Біоіндикатори поглинають метали в більш широкому діапазоні, ніж «звичайні» рослини, і концентрації в листках рослин відображають концентрації в ґрунті, поки фітотоксичність не перешкоджає подальшому росту і не спричиняє загибель рослини. Гіперакумулятори здатні витримувати набагато більші концентрації біодоступних металів, ніж «звичайні» рослини, біоіндикатори та виключаючі речовини, а також через недоліки у конкурентній боротьбі та більшу чутливість до грибкових та патогенних інфекцій, більшість з них не зустрічається на незбагачених металами ґрунтах, зображених прихованим початком лінії на діаграмі. Пунктирна базова лінія вказує поріг гіперакумулятора для різних металів і металоїдів: 100 мг/г для Cd, Se і Tl, 300 мг/г для Cu, Co і Cr, 1000 мг/г для Ni, As і Pb, 3000 мг/г для Zn і 10 000 мг/г для Mn. Лінія відповіді для

гіперакумуляторів представляє можливу поведінку таких рослин, окремі концентрації рослин розкидані навколо лінії, і більшість гіперакумуляторів займають лише невелику частину лінії (вище порога гіперакумуляції).

**Фіторе mediaція включає наступні етапи**<sup>15941595</sup>:

1. Висаджування рослин тих видів, які здатні акумулювати відповідні метали;
2. Забезпечення можливості зростання культур;
3. Збір зеленої маси з подальшим спалюванням або компостуванням для переробки металів.

Ця процедура може при необхідності повторюватися кілька років, доки рівень забруднення в ґрунті не знизиться до допустимих меж. При спалюванні рослин золу необхідно розміщувати у могильниках для небезпечних відходів.

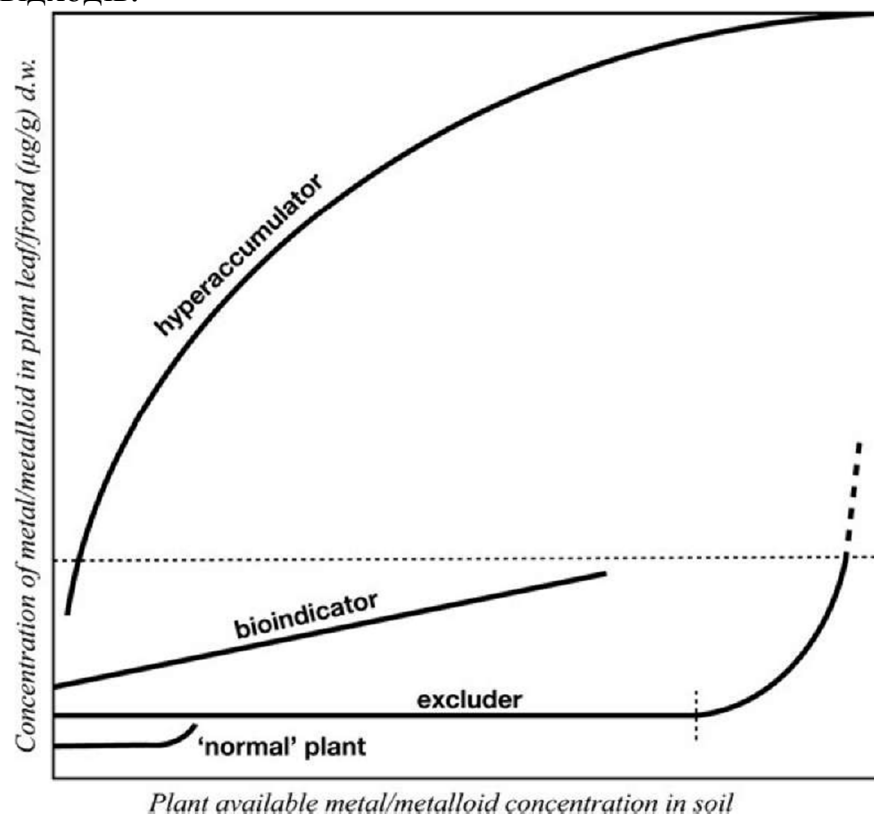


Рисунок 2.74 – Концептуальна діаграма реакції на поглинання металів і металоїдів рослинами (мовою оригіналу)<sup>1596 1597</sup>

Застосування фіторе mediaції має деякі обмеження. Значною мірою вони включають потенційне забруднення рослинності та ланцюгів живлення та виключно важкі приживаність та підтримання нормального росту та розвитку рослин на забруднених ділянках. Крім того, фіторе mediaція потребує великого періоду часу для зниження забруднення. Для промислового забруднення ґрунтів через високий рівень у них важких металів більш прийнятною є фітостабілізація, тоді як для сільськогосподарських земель можлива фітоекстракція (табл. 2.54).

З іншого боку в рослинах містяться в різних кількостях майже всі відомі хімічні елементи, але для забезпечення нормальної життєдіяльності рослин необхідними є 17 елементів (С, Н, О, N, К, Са, Mg, Р, S, Cl, В, Fe, Mn, Zn, Cu, Мо, Ni), з яких перші 9 відносять до макро-, а останні – до мікроелементів<sup>1598</sup>.

Таблиця 2.54

Кілька сільськогосподарських рослин, які використовуються для фітореMediaції важких металів

Види рослин	Субстрат забруднення	Важкі метали	Зсилки на дослідження
<i>Allium schoenoprasum</i> L.	Ґрунти	Ni, Co, Cd	[ <sup>1599</sup> ]
<i>Brassica juncea</i> L.	Ґрунти і вода	Cd, Cu, Zn, Pb	[ <sup>16001601160216031604</sup> ]
<i>Brassica napus</i> L. (canola)	Ґрунти	Cd, Cu, Zn, Pb	[ <sup>160516061607</sup> ]
<i>Cajanus Cajan</i> (L.) Milsp.	Ґрунти	As, Cd	[ <sup>1608</sup> ]
<i>Cicer aeritinum</i> L.	Ґрунти	Cd, Pb, Cr, Cu	[ <sup>160916101611</sup> ]
<i>Cucumis sativus</i> L.	Вода	Pb	[ <sup>1612</sup> ]
<i>Eichhornia crassipes</i> L.	Вода	As, Cr, Zn, Cs, Co	[ <sup>161316141615</sup> ]
<i>Jatropha curcas</i> L.	Ґрунти	Fe, Al, Cu, Mn, Cr, As, Zn, Hg	[ <sup>161616171618</sup> ]
<i>Lantana camara</i> L.	Ґрунти	Pb	[ <sup>1619</sup> ]
<i>Lens culinaris</i> Medic.	Ґрунти	Pb	[ <sup>1620</sup> ]
<i>Lepidium sativum</i> L.	Ґрунти	As, Cd, Fe, Pb, Hg	[ <sup>1621</sup> ]
<i>Lactuca sativa</i> L.	Ґрунти	Cu, Fe, Mn, Zn, Ni, Cd, Pb, Co, As	[ <sup>1622162316241625</sup> ]
<i>Medicago sativa</i> L.	Ґрунти	Cd	[ <sup>1626</sup> ]
<i>Oryza sativa</i> L.	Ґрунти	Cu, Cd	[ <sup>1627</sup> ]
<i>Pistia stratiotes</i> L.	Вода	Cr, Cd, As	[ <sup>162816291630</sup> ]
<i>Pisum sativum</i> L.	Ґрунти	Pb, Cu, Zn, Fe, Cd, Ni, As, Cr	[ <sup>16311632163316341635</sup> ]
<i>Raparus sativus</i> L.	Ґрунти	As, Cd, Fe, Pb, Cu	[ <sup>16361637</sup> ]
<i>Spinacia oleracea</i> L.	Ґрунти	Cd, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn, Cr	[ <sup>16381639164016411642</sup> ]
<i>Solanum nigrum</i> L.	Ґрунти	Cd	[ <sup>164316441645</sup> ]
<i>Sorghum bicolor</i> L.	Ґрунти	Cd, Cu, Zn, Fe	[ <sup>1646</sup> ]
<i>Zea mays</i> L.	Ґрунти	Cd, Pb, Zn, Cu	[ <sup>164716481649</sup> ]

Відомо, що поглинання іонів важких металів рослинами знаходиться в прямій залежності від їх доступного вмісту в ґрунті або ґрунтовому розчині, наприклад, у вигляді вільних іонів<sup>1650 1651</sup>. Істотний вплив на надходження важких металів у рослини спричиняють інші іони. При цьому найбільший

антагонізм проявляють елементи-аналоги і гомологи<sup>1652</sup>, а також катіони однакової валентності, що здатні утворювати подібні комплекси<sup>1653</sup>. Відомо, навіть відносно низькі концентрації іонів металів (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, Co, Ni та ін.) є токсичними для вищих рослин.

Використовують різні показники для оцінки поглинання важких металів рослинами у системі ґрунт-рослина. Найбільш відомим показником з цієї групи є коефіцієнт біологічного поглинання (Ах або КБП), що є відношенням вмісту елемента в золі рослин до його валового вмісту в ґрунті. А.І. Перельман<sup>1654</sup>, використовуючи дані про середній склад золи живих організмів та кларки твердої земної кори, зробив розрахунки КБП, на підставі яких розділив хімічні елементи на 2 великі групи: «елементи біологічного накопичення» – КБП > 1, та «елементи біологічного захоплення» – КБП < 1 (табл. 2.55).

Таблиця 2.55

Ряди біологічного поглинання елементів<sup>1655</sup>

		Коефіцієнт біологічного поглинання				
		100 x n	10 x n	n	0, n	0,0n - 0,00n
Елементи біологічного накопичення	Енергічного	P, S, Cl, Br, I				
	Сильного			Ca, Na, K, Mg, Sr, Zn, B, Se		
Елементи біологічного захоплення	Середнього				Mn, F, Ba, Ni, Cu, Ga, Co, Pb, Sn, As, Mo, Hg, Ag, Ra	
	Слабкого і дуже слабкого				Si, Al, Fe, Ti, Zr, Rb, V, Cr, Li, Y, Nb, Th, Sc, Be, Cs, Ta, U, W, Sb, Cd	

Наведені у таблиці 2.55 значення коефіцієнтів біологічного поглинання відбивають загальну закономірність розподілу елементів у біосфері, а конкретних систем «ґрунт-рослина» величини КБП сильно варіюють. Часто на підставі величини КБП оцінюють екологічний ризик обробки культур у конкретних умовах забруднення, а також виявляють рослини-гіперакумулятори, придатні для цілей фіторе mediaції забруднених ґрунтів.

Багато ґрунтознавців і агрохіміки, що займаються проблемою забруднення ґрунтів важкими металами, вважають, що визначення вмісту в ґрунті рухомих форм важких металів дає найбільш об'єктивну оцінку

забруднення<sup>1656 1657 1658</sup>. У зв'язку з цим стан ВМ у системі «грунт – рослина» часто оцінюють за допомогою коефіцієнта засвоєння (КЗ).

Коефіцієнт засвоєння (КЗ) є відношенням вмісту елемента в золі надземної частини рослини до вмісту в ґрунті доступних рослинні форм. Він характеризує інтенсивність надходження ВМ у рослини.

Також слід сказати, що до цього часу немає достовірних даних, про те, які саме з'єднання Fe в ґрунті доступні рослинам. Тому відношення вмісту Fe у золі листя до вмісту форм елемента, що витягуються з ґрунту ацетатно-амонійним буфером рН=4,8 можна вважати коефіцієнтом засвоєння лише умовно. Величини КЗ для Zn і Cu відповідають співвідношенню концентрацій рухливих форм цих елементів у ґрунті та рівням накопичення елементів листям.

Транслокаційний коефіцієнт (ТК) розраховується як відношення вмісту елемента в надземній масі рослини до вмісту коріння<sup>1659</sup>. Цей показник як характеризує інтенсивність переміщення елемента між органами рослин, але й відбиває роботу фізіологічних бар'єрів.

Величина ТК  $\ll 1$  свідчить про фіксацію елемента коріння рослин. Якщо значення ТК  $\approx 1$  – елемент розподілений у рослині рівномірно, ТК  $\gg 1$  свідчить про накопичення елемента надземних органах.

В екологічних дослідженнях ТК часто застосовують при виявленні рослин-гіперакумуляторів ВМ, з метою їх подальшого використання для фіторе mediaції забруднених земель.

Концентрація ТМ у надземних органах рослини визначається не тільки інтенсивністю його перенесення. У роботі І.А. Бакланова<sup>1660</sup> показано, що у близькоспоріднених видів рослин, що мають аналогічний тип розподілу ТМ по органах (гіперакумулятори або виключники), концентрації ТМ в одних і тих же органах за однакових умов вирощування можуть різнитися в кілька разів. Тому слід враховувати і власне кількість елемента, що надійшла рослина з навколишнього середовища.

Більшість дослідників, які вивчали розподіл Pb в органах різних видів рослин у природних фітоценозах, польових, вегетаційних та лабораторних дослідях, повідомляють про переважне накопичення елемента в коренях<sup>1661 1662 1663 1664 1665 1666</sup>. Це пов'язують з інактивацією та депонуванням значних кількостей Pb внаслідок утворення малорухливих сполук з пектинами клітинної оболонки, відкладення на стінках клітин у вигляді кристалів нерозчинних фосфатних комплексів<sup>1667 1668</sup>. По відношенню до Pb найважливішими бар'єрними тканинами кореня є первинна кора та ендодерма. Ю.Г. Маджугіна<sup>1669</sup>, що вивчала накопичення ВМ в органах рудеральних рослин на полігонах ТПВ (тобто в умовах реального забруднення), поряд з вищеописаним характером розподілу Pb по органах рослин, спостерігала і вищий (у 2-2,5 рази) вміст Pb у надземній частині в порівнянні з корінням у таких видів як полин звичайний (*Artemisia vulgaris* L.) і щавель кучерявий (*Rumex crispus* L.).

Надходження важких металів у рослини є складним процесом, що залежить від комплексу факторів: едафічних, екологічних, біологічних. Надходження металів двома шляхами: кореневим і фоліарним посилює ризик небезпечного забруднення, як самої рослини, так інших організмів у харчовій ланцюга, включаючи людини.

Іони важких металів переміщуються в коренях так: спочатку - двоетапне поглинання, далі – транспорт по апопласту і симпласту до ендодерми й у базальні ділянки кореня<sup>1670</sup>. Вважається, що проникнення ВМ у центральний циліндр відбувається через молоду ендодерму зі слабозвиненими поясками Каспарі, а також через вибірково проникні мембрани протопласту в ендодермі. З коренів метали транспортуються в вище розташовані органи судин ксилеми з транспіраційним струмом<sup>1671</sup>. Важкі метали можуть транспортуватися в рослині у вигляді катіонів<sup>1672</sup>, а також у вигляді різних комплексних сполук, наприклад - з амінокислотами (аспарагіном, глутаміном, гістидином)<sup>1673</sup>, або з органічними кислотами фумарової, малоновий)<sup>1674</sup>. Встановлено також, що далекий транспорт важких металів рослин може відбуватися і по судинах флоєми в системі органів донор-акцептор<sup>1675</sup>. Флоємний транспорт ізотопів <sup>109</sup>Cd і <sup>65</sup>Zn виявлений у рослин пшениці: з листя в квітки та плоди<sup>1676 1677</sup>, а також від листа до листа або кореня<sup>1678</sup>. У рослин різних видів швидкості поглинання та транспорту металів істотно різняться, і це є однією з причин, що визначають видові особливості їх накопичення та розподілу по органах<sup>1679 1680</sup>.

Потужним бар'єром шляху транспорту важких металів у надземні органи рослин служить коренева система. Бар'єр апопластичного транспорту включає шар клітин протодерми з прилеглими клітинами меристеми і ендодерму, а бар'єр симпластичного транспорту складають клітини центральної частини апікальної меристеми<sup>1681</sup>. Поряд із кореневим, у рослин існують інші фізіологічні бар'єри, де можливе зв'язування важких металів. Це бар'єри межі корінь – стебло і стебло – репродуктивні органи<sup>1682</sup>.

Відомо, що при зростанні концентрації важких металів у зовнішньому середовищі підвищується їх концентрація у коренях, а й у надземних органах – стеблах і листі. Отже, захисні механізми та бар'єри, що функціонують на рівні клітин та тканин кореня, не в змозі повністю запобігти попаданню важких металів у пагони рослин. У середньому (залежно від виду рослин) надземні органи містять у 10-15 разів, а за деякими даними у 200 разів менше важких металів, ніж коріння<sup>1683</sup>. У пагонах у однорічних рослин вміст цинку, свинцю та кадмію становить від 6 до 35%, а в деяких випадках – до 46% від загального вмісту в рослині<sup>1684</sup>.

Важкі метали здатні до переміщення в генеративні органи та насіння, що показано дослідженнями багатьох авторів. Однак, вміст важких металів у генеративних органах, як правило, невеликий. Наприклад, у 20 сортів рису вміст свинцю в зерні виявилося на 2 порядки нижче, ніж у листі, стеблах і коренях і варіювало в межах від 0,46 до 2,68 мг/кг сухої маси<sup>1685</sup>. Існують дві думки про причину низького вмісту важких металів у репродуктивних

органах рослин. Багато дослідників пояснюють це функціонуванням спеціальних захисних механізмів. Прибічники іншої точки зору вважають, що вміст важких металів у плодах мінімальний тому, що репродуктивна фаза настає відносно пізно, і плоди відповідно менші за часом, ніж вегетативні органи, піддаються впливу надмірної концентрації металів<sup>1686</sup>. Значні відмінності за рівнем накопичення важких металів у різних органах культурних рослин становлять практичний інтерес, оскільки дозволяють вибирати для вирощування на забруднених територіях культури з менш забрудненою товарною продукцією.

Характер розподілу важких металів по органах визначається головним чином властивостями металів та видовими особливостями рослин<sup>1687</sup>. Види, а також сорти рослин можуть значно відрізнятися за розподілом важких металів по органах, що пов'язано з особливостями поглинання іонів металів корінням та їх переміщення з коріння в пагони<sup>1688</sup>. На думку деяких авторів<sup>1689</sup>, розподіл важких металів у рослині більшою мірою визначається генотипом, ніж їхнє накопичення.

Рослини, які стосуються різних родин, помітно різняться наскільки можна накопичувати важкі метали. Залежно від виду рослин вміст у них важких металів може змінюватись у багато разів (до 100 і більше)<sup>1690</sup>. Для культурних рослин, як правило, характерно нижче накопичення металів, ніж для дикорослих видів тих самих сімейств<sup>1691</sup>. Різні види рослин, а також сорти одного виду розрізняються по здатності накопичувати важкі метали навіть за однієї і тієї ж концентрації в ґрунті<sup>1692</sup>. Наприклад, в умовах техногенного забруднення у листяних порід дерев (береза, горобина) вміст цинку, кадмію та свинцю у всіх органах рослин значно вищий, ніж у хвойних (сосна)<sup>1693</sup>. При вирощуванні овочевих культур на забруднених кадмієм ґрунтах концентрація металу у листі салату, шпинату, селери та капусти виявилася вищою, ніж у листі томату, кукурудзи, бобів та гороху<sup>1694</sup>.

Для ягідних культур питання надходження ВМ із довкілля та транспорту в рослині вивчені мало. Робіт, у яких вивчалось розподіл важких металів у всіх органах ягідних рослин, є небагато. Kowalenko<sup>1695</sup> вивчався розподіл мікроелементів в органах малини сорту Willamette.

Б.К. Цилу<sup>1696</sup> у вегетаційних дослідах проведено систематичні дослідження розподілу важких металів по органах суниці сорту Редгонтлет у зв'язку з рівнем забруднення ґрунту та проведеними агротехнічними заходами. У цій роботі показано суттєву різницю між розподілом токсичних елементів (Pb, Cd) та біогенного елемента (Cu). При створенні у ґрунті рівнів забруднення Pb – 2000 мг/кг (30 ГДК) та Cu 40 мг/кг (0,6 ГДК) винос рослинами цих елементів зростав відповідно в 11 та 2,3 рази. При цьому не спостерігалось зовнішніх симптомів зниження продуктивності суниці, а вміст Pb і Cu в ягодах не виходив за межі ГДК для плодів та ягід.

У роботі С.М. Мотильової<sup>1697</sup> показані значні відмінності у накопиченні важких металів різними сортами суниці. Наприклад, у ягодах сорту Редгонтлет містилося вдвічі більше Pb, ніж у ягодах Рубінового кулону, і



вдвічі менше, ніж у сорту Зеніт. При цьому вміст Ni в плодах сорту Редгонтлет в 1,5 рази перевищував вміст Ni в ягодах сорту Зеніт, і був у 2 рази нижчим, ніж у ягодах Рубінового кулону. Отже, вивчення розподілу важких металів в органах ягідних рослин на прикладі одного сорту не дозволяє об'єктивно судити про видові особливості реакції рослин на підвищення концентрації ВМ у навколишньому середовищі.

Існує думка<sup>1698</sup>, що такі метали як Pb, Cd і Ni не здатні в будь-якій значній мірі проходити через плазмалемму клітин обкладки пучка і надходити в мезофіл. Це може бути поясненням високому вмісту Pb, що спостерігався нами, в черешках листя.

Відомо, що розчинність і біодоступність сполук ВМ великий вплив мають властивості ґрунтів, біологічні особливості культури, і навіть мінеральні добрива. Систематичне застосування мінеральних добрив насамперед викликає у орних горизонтах зміни ґрунтово-хімічних умов, що контролюють рухливість елемента<sup>1699</sup>. Внаслідок зміни умов хімічної рівноваги у ґрунтовому поглинаючому комплексі під впливом мінеральних добрив може посилюватись конкуренція за сорбційні місця, що позначається на доступності катіонів рослинам.

Для однорічних злакових рослин встановлено, що внесення мінеральних добрив є ефективним прийомом посилення фізіологічних бар'єрних функцій рослин стосовно ВМ на кордоні «корінь – надземні органи»<sup>1700</sup>. Показані<sup>1701</sup> достовірні відмінності, що спостерігалися в накопиченні Pb, Ni, Zn, Cu і Fe у плодах та листі ягідних культур (смородини чорної, малини та агрусу) при зміні агрофону.

Відмічається<sup>1702</sup>, що сільськогосподарські рослини акумулюють важкі метали з різною інтенсивністю. Так, наприклад низьким ступенем акумуляції та коефіцієнтом біологічного поглинання володіють пшениця, овес, капуста, картопля, буряк та фруктові дерева – яблуня, груша, абрикос, які відносно безпечно вирощувати в зонах інтенсивного забруднення.

Слабка фіксація Ni елемента корінням і більш рівномірний (порівняно з іншими ВМ) розподіл його по органах різних видів рослин показані багатьма дослідниками<sup>1703 1704</sup>.

Як і щодо інших ВМ, за характером накопичення Ni у надземних та підземних органах рослини поділяють на виключачі та акумулятори. Причому, як показано на роботах<sup>1705</sup>, навіть види, що стосуються одного роду, можуть мати різні стратегії накопичення Ni.

Цинк є важливим біогенним мікроелементом. Він потрібний для синтезу хлорофілу, підтримки активності дихальних ферментів і входить до складу ферменту карбоангідрази, що каталізує розкладання вугільної кислоти на воду та CO<sub>2</sub>, далі використовується у фотосинтезі.

Як і Ni, Zn характеризується високою мобільністю у рослинах. На відміну від Pb, Ni і Cd, Zn здатний проходити через плазмалемму клітин обкладки пучка і виявляється не тільки в покривних та провідних тканинах листа, але й у мезофілі<sup>1706</sup>.

Відомості про розподіл Zn по органах рослин є у великій кількості наукових праць, при цьому автори повідомляють як про акропетальному, так і про базипетальний характер розподілу елемента. Часто характер розподілу Zn у рослині залежить від рівня забруднення ґрунту ВМ. Так у досліджах Т.М.Мінкіної<sup>1707</sup> протягом 3-х років досвіду у ячменю ярого на незабрудненому чорноземі витримувався наступний розподіл Zn:зерно > коріння > стебла. При забрудненні ґрунту до рівня ЗОДК<sub>вал</sub> розподіл елемента по органах став наступним коріння>стебла>зерно.

М.В.Злобіна<sup>1708</sup> у своїй роботі показала протилежну тенденцію. У 17 видів сільськогосподарських, дикорослих і декоративних рослин, що належать до 9 різних родин, що вирощуються на дерново-підзолистому ґрунті із сумарними показниками забруднення Zc = 12, 36 та 60, вміст Zn у надземній масі перевищував вміст у корінні. На незабрудненому ґрунті у тих же видів рослин коріння містило більше елемента, ніж надземні органи.

І.В. Вагун та співавтор<sup>1709</sup> для двох сортів ріпаку виявили, що при рівні забруднення ґрунту, що забезпечує 50% зниження насінневої продуктивності, Zn у рослинах розподілявся таким чином: стебла > листя > коріння > насіння. На незабрудненому ґрунті мали місце сортові відмінності у розподілі Zn, але в обох сортів максимальний рівень накопичення елемента мали листя, а мінімальний – насіння.

Залізо. Залізо займає особливе місце серед біогенних мікроелементів, тому що в мікрокількості цей елемент міститься тільки в живих організмах, тоді як кларк заліза в земній корі – 4,56% (Виноградова). Відповідно, валовий вміст Fe у ґрунтах велике і рослини на ґрунтах нечорноземної зони, як правило, не відчують дефіциту його доступних форм.

Фізіологічна роль заліза у рослинах велика. У вигляді гемінового угруповання воно входить до складу таких ферментів, як цитохроми, цитохромоксидаза, нітратредуктаза, нітритредуктаза, леггемоглобін, каталаза та пероксидаза. Цитохромна система є найважливішим компонентом дихального та фотосинтетичного електронтранспортного ланцюга. Важлива роль заліза у процесах фотосинтезу, дихання та азотного обміну передбачає наявність цього елемента у всіх органах рослини.

Різноманітність сполук заліза у ґрунті, їх трансформація та міграція добре вивчені<sup>1710</sup>. Але результати цих досліджень стосуються найважливішої ролі заліза як педоморфного елемента, сполуки якого впливають на структуру і колір ґрунтових горизонтів. Доступність сполук заліза рослинам вивчена мало, тому вміст елемента у ґрунті нині до офіційно не нормується, не визначено рівні забезпеченості доступними формами заліза для різних ґрунтів і культур.

Мідь – біогенний елемент мідь в екологічних умовах нашого досвіду є пріоритетним забруднювачем (вміст у ґрунті вищий за ОДК<sub>вал</sub>).

Важлива роль міді у метаболізмі рослин нині не викликає сумнівів. Мідь бере участь у азотному та білковому обміні, активуючи такі важливі ферменти як нітратредуктаза та протеази. Мідьмісткий білок – пластоціанін –

входить до електронно-транспортного ланцюга фотосинтезу. З цим пов'язаний високий вміст Cu в хлоропластах (75% від утримання її в листі).

У той же час Cu часто виступає в ролі поллютанта, що пов'язано як з її високою технофільністю, так і з широким застосуванням фунгіцидів, що містять мідь, у сільському господарстві.

Дослідники, що вивчають процеси трансформації сполук ТМ у ґрунті, часто об'єднують Pb і Cu у групу елементів, для яких характерний тісний зв'язок з органічною речовиною ґрунту та сполуками Fe і Mn<sup>1711 1712</sup>. ОДК валового змісту Pb і Cu у ґрунтах також майже однакові<sup>1713</sup>. У той же час, у роботах, присвячених вивченню особливостей накопичення ВМ різними видами рослин, Pb і Cu не співставляють, тому що відносять до різних груп, відповідно «токсичних» та «біогенних» мікроелементів.

У ряді робіт екологічного спрямування розглядається накопичення Fe в органах деревних та трав'янистих рослин у зв'язку з оцінкою рівня техногенного впливу на екосистеми<sup>1714 1715</sup>. Показано, що Fe накопичується переважно у коренях та корі у деревних рослин, а також у коренях – у трав'янистих.

Як зазначає І.І. Чонка<sup>1716</sup> особливо важлива роль в самоочищенні екосистем сміттєзвалищ від сполук цинку та міді належить таким родинам рослин, як *Trifolium* L., *Euphorbia* L., *Angelica* L., *Galium* L., *Arctium* L., *Urtica* L., *Carduus* L., *Rumex* L., так як значення коефіцієнту біологічного поглинання для рослин знаходились в межах 1,0-3,0. Тому вони можуть бути хорошими біоремедіаторами забруднених територій. Відомо, що одним із способів зниження концентрації важких металів у ґрунті є вирощування бобових багаторічних трав, які є потужними фітомеліорантами.

За результатами досліджень С.Ф. Разанова та О.П. Ткачука<sup>1717</sup>, встановлено що чотирирічне вирощування бобових багаторічних трав сприяє більшому виведенню важких металів з ґрунту порівняно з дворічним, зокрема свинцю – в 1,6-2,3 рази; кадмію – в 2-60; міді – в 15-68; цинку – в 1,2-8,3 рази.

А.В. Хаданович зі співавторами. досліджуючи особливості розподілу йонів купруму, цинку, плюмбуму та кадмію в ґрунті та їх накопичення рослинами відмічає, що рослини родини Бобових характеризуються високими значеннями коефіцієнтів переходу плюмбуму, цинку та кадмію в надземну фітомасу. Значення коефіцієнтів транслокації у рослин зазначеної родини досягають 0,90-1,84<sup>1718</sup>.

Рослина *Convolvulus tricolor* є гіперакумулятором. Поглинають високі концентрації важких металів і накопичують їх в коренях, стеблах або листках (Pb<sup>2+</sup>). Іонів нікелю накопичується в листках значно більше, ніж іонів свинцю. Вміст поглинених іонів свинцю вищий в надземних органах рослини, ніж в коренях. Корінь рослини поглинає метали з навколишнього середовища і відбувається їх транспорт в надземні органи рослини. Після росту рослин на середовищах зі свинцем надземні органи видаляють, таким чином відбувається стабільне видалення металів з навколишнього

середовища. *Convolvulus tricolor* накопичує різні кількості металів в різних органах. Схема накопичення металів в органах рослини (корені, стебла і листя) виглядає наступним чином для іонів  $Pb^{2+}$ : листки>стебла>корені, а для іонів  $Ni^{2+}$ : корені> стебла> листки<sup>1719</sup>.

*Convolvulus arvensis* накопичують більше важких металів в коренях, ніж у надземних органах рослин. *Convolvulus arvensis* можна розглядати як потенційний гіперакумулятор хрому. Кількість металу, виявленого в стеблах складає 1750 мг Cr, 750 мг Cd і 200 мг Cu на 1 кг сухої маси рослин. Що стосується концентрації металу в листках, концентрації Cr, Cd і Cu становили 2150, 750 і 300 мг/кг сухої тканини відповідно<sup>1720</sup>.

Поглинання  $Cr^{6+}$  рослинами *Ipomoea carnea* вище при збільшенні рН розчину від 1 до 5. Максимальний вміст Cr становить 13,6 мг/г сухої тканини при рН 5<sup>1721</sup>.

Здатність *Ipomoea aquatica* очищати стічні води від алюмінію вивчали протягом 10 днів. Вміст Al в стічних водах на 0, 2, 4, 6, 8 і 10 день становив 0,30; 0,13; 0,12; 0,10; 0,08 і 0,04 мг/л відповідно. В останній день обробки концентрація важких металів в стічних водах знизилася на 87%.

Зниження вмісту Al на 57% було зареєстровано на другий день експерименту.

Вміст Fe в стічних водах на 0, 2, 4, 6, 8 і 10 день становив 1,09; 0,87; 0,86; 0,80; 0,81 і 0,68 мг/л відповідно. Концентрація важких металів знизилася на 38% в останній день дослідження. На другий день експерименту було зареєстровано зниження вмісту Fe на 20%. Середній вміст Al, накопиченого рослинами *Ipomoea aquatica*, становив 1054 мг/кг сухої тканини, тоді як середній вміст Fe становив 972 мг/кг сухої тканини. Вміст Al в стеблах становив в середньому 4447 мг/кг сухої тканини, в коренях – 4524 мг/кг сухої тканини, відсоток Al в листках був найнижчим, що становило 0,08% від загальної кількості важких металів. Вміст Fe в листках становив в середньому 821 мг/кг сухої тканини, в стеблах – 1767 мг/кг сухої тканини, в коренях – 5084 мг/кг сухої тканини. *Ipomoea aquatica* накопичують Al та Fe переважно в коренях<sup>1722</sup>.

*Ipomoea aquatica* (рис. 2.75) накопичують в середньому такі кількості  $Cr^{6+}$ : в коренях – 513 мг/кг сухої тканини, в пагонах – 33 мг/кг<sup>1723</sup>. Вміст Cd в коренях і пагонах *Ipomoea aquatica* становив 1100 мг/кг і 138 мг/кг сухої тканини відповідно<sup>1724</sup>.

Відомо, що й інший вид іпомеї здатен накопичувати іони хрому (VI) в значних кількостях. Так, поглинання  $Cr^{6+}$  рослинами *Ipomoea carnea* досить значне – максимальний вміст Cr становить 13,6 мг/г сухої тканини при рН 5<sup>1725</sup>.

Відомо також про накопичення іонів хрому іпомеєю водяною. Рослини *Ipomoea aquatica* накопичують в середньому такі кількості  $Cr^{6+}$ : в коренях – 513 мг/кг сухої тканини, в пагонах – 33 мг/кг сухої тканини.

Інші види рослин родини *Convolvulaceae* також можуть накопичувати значні кількості важких металів. Для порівняння – *Convolvulus arvensis*

накопичують більше 30000 мг  $\text{Cr}^{6+}$  та 3000 мг  $\text{Cd}^{2+}$  або  $\text{Cu}^{2+}$  в коренях на 1 кг сухої маси рослин (30 мг/г  $\text{Cr}^{6+}$  та 3 мг/г  $\text{Cd}^{2+}$  або  $\text{Cu}^{2+}$ ). Здатність *Convolvulus arvensis* концентрувати хром в коренях порівняно з іншими видами рослин надзвичайна. Отже, *Convolvulus arvensis* можна вважати гіперакумулятором хрому<sup>1726</sup>.



Рисунок 2.75 – Представники родини *Convolvulaceae* (1 – 3 види березки *Convolvulus*, 4 – 7 – роду *Ipomoea*). 1 – *Convolvulus farinosus* (фото: Denis Payet), 2 – *Convolvulus sneorum* (фото: Philip Bird), 3 – *Convolvulus tricolor* (фото: judywhite), 4 – *Ipomoea magnusiana* (фото: Bart Wursten), *Ipomoea tricolor* сортів: 5 – Пурпурна зірка (фото: fotosen), 6 – Мілкі Вей (фото: Gennytzin De Zaropan), 7 – Скарлет<sup>1727</sup>

Концентрація хрому в пагонах рослин, які зазнали впливу  $\text{Cr}^{3+}$ , становила приблизно 1500 мг/кг (1,5 мг/г) сухої маси, а концентрація  $\text{Cr}$  в пагонах рослин, які зазнали впливу  $\text{Cr}^{6+}$ , становила приблизно 2000 мг/кг (2 мг/г) сухої маси. Транслокація у рослин, які зазнали впливу  $\text{Cr}^{6+}$ , становить 29% від коренів до стебел і 4,1% від стебел до листя. Дослідження показали, що  $\text{Cr}^{3+}$  накопичується в коренях, уникаючи транслокації<sup>1728</sup>. Отже, *Ipomoea tricolor* можна вважати гіперакумулятором  $\text{Cr}^{6+}$ .

В багатьох роботах, присвячених дії важких металів на рослини, розрізняють два типи механізмів стійкості: внутрішній та зовнішній. Внутрішні механізми зумовлюють детоксикацію металів, які надійшли в рослину шляхом їх хелатування органічними кислотами, білками, появи стійких до металів ферментів. Зовнішні механізми не зв'язані з життєдіяльністю рослинного організму. Вони виступають як наслідок

властивостей ґрунту, здатні зменшувати надходження іонів металів із ґрунту в рослину.

В багатьох роботах, присвячених дії важких металів на рослини, розрізняють два типи механізмів стійкості: внутрішній та зовнішній. Внутрішні механізми зумовлюють детоксикацію металів, які надійшли в рослину шляхом їх хелатування органічними кислотами, білками, появи стійких до металів ферментів. Зовнішні механізми не зв'язані з життєдіяльністю рослинного організму. Вони виступають як наслідок властивостей ґрунту, здатні зменшувати надходження іонів металів із ґрунту в рослину<sup>1729</sup>.

Для багатьох адаптованих видів рослин характерне значне накопичення важких металів у коренях. При високих їх концентраціях базальні частини коренів накопичують значно більші концентрації Pb, Zn, Cd, ніж апікальні, особливо це характерно для стійких популяцій<sup>1730 1731 1732 1733</sup>. За даними Ю.В. Алексеева<sup>1734</sup> високий вміст важких металів накопичується в меристематичних клітинах.

Крім того, важкі метали по накопиченню в органах рослин класифікують на 3 групи<sup>1735</sup>:

- 1) Cd, Fe, Cu, Co, Mo – високий рівень акумуляції у коренях;
- 2) Pb, Sn, Ti, Ag, Cr, Zr – середній рівень в пагонах;
- 3) Zn, Mn, Ni – середній рівень накопичення в коренях і пагонах.

Здатність коренів затримувати метали знижує їх транспорт в надземні органи рослин<sup>1736</sup>. Дослідженнями<sup>1737</sup> встановлено, що надземні органи містять в 10-15 разів менше, ніж корені. При вивченні розподілу важких металів в тканинах коренів встановлено, що більша їх частина локалізована в ризодермі та корі, так як ризодерма виконує роль поглинаючої тканини, тому що володіє розвиненою активною системою мембрантранспортних механізмів<sup>1738</sup>. З підвищенням концентрації металу, в середовищі, збільшується їх вміст в ентодермі<sup>1739</sup>.

Важкі метали надзвичайно легко накопичуються в ґрунтах, а виводяться десятки й сотні років: період напіввиведення для Cu становить 310-1500 років, Zn – 70-150, Pb – 40-5900, Cd – 13-110 років<sup>1740</sup>.

Механізми наднагромадження металів та стійкості рослин по відношенню до них в даний час ще порівняно мало вивчені. Запропоновано кілька гіпотез, що стосуються механізмів гіперакумуляції.

Згідно з однією з гіпотез гіперакумулятори мають ефективною системою поглинання металів. При цьому гіперакумулятори здатні долати фізіологічні бар'єри, що перешкоджають надходженню та транспорту важких металів.

Інша гіпотеза пов'язана з підвищеною здатністю деяких рослин транспортувати метали в компартменти або органи з низькою фізіологічною активністю, з яких метали згодом видаляються (наприклад, старе листя). При цьому опадає листя гіперакумуляторів збагачують ґрунт важкими металами та пригнічують зростання інших видів рослин, забезпечуючи гіперакумуляторам переваги в конкурентних взаєминах.

Більшість гіперакумуляторів мають високу природною (еволюційно набутою) стійкістю до металу, що накопичується. Однак, як показує ряд досліджень, у *Arabidopsis halleri* здатність до акумуляції кадмію та механізми стійкості перебувають під незалежним енетичним контролем.

Рослини-гіперакумулятори та їх геноми використовуються для фітореMediaції забруднених важкими металами ґрунтів. У зв'язку з цим пошук нових видів рослин-надкопичувачів та вивчення механізмів гіперакумуляції має величезне наукове та практичне значення.

Вибір видів для фітореMediaції є важливим рішенням. Зазвичай ті види, які можуть накопичувати високі концентрації важких металів у надземних частинах, вважаються кращими і називаються гіперакумуляторними рослинами. Було запропоновано визначати відношення концентрації металів в пагонах до концентрації цих металів у коренях як критерій для визначення того, чи є рослина гіперакумулятором. Співвідношення вище 1,0 вказує на те, що метал має тенденцію накопичуватися в пагонах більше, ніж в коренях, отже, рослина може бути гіперакумулятором<sup>1741</sup>.

Рослини, які не є гіперакумуляторами, виробляють більше надземної біомаси. Можливо підвищити їх здатність до фітореMediaції, використовуючи синтетичні або органічні хелатуючі агенти. Синтетичні агенти, включаючи етилендіамінтетраоцтову кислоту (EDTA), диетилентриамінпентаоцтову кислоту (DTPA) і етиленглікольтетраоцтову кислоту (AGTA) можуть бути використані для підвищення доступності металів, але існує ризик забруднення навколишнього середовища, крім того, такий метод може спричинити загибель рослини<sup>1742</sup>.

Ґрунтові мікроорганізми можуть впливати на доступність і поглинання важких металів рослинами. Мікоризні гриби є основним компонентом живих організмів в кореневій зоні і живуть в асоціаціях з більшістю вищих рослин в різних формах, таких як ектомікоризи, арбускулярні мікоризи, мікоризи орхідей і ерикулярні мікоризи<sup>1743</sup>.

Методи генної інженерії є важливими в посиленні фітореMediaційних властивостей рослин. Методи засновані на підвищеній експресії специфічних генів, які грають роль у поглинанні важких металів, їх транслокації та стійкості рослин. Введення специфічних генів може бути досягнуто за допомогою методів переносу генів або трансформації, опосередкованої *Agrobacterium tumefaciens*<sup>1744</sup>. Трансгенні рослини розробляють або для посилення іммобілізації, або для підвищення стійкості рослин до важких металів, щоб сприяти більшому їх накопиченню в надземних частинах рослини<sup>1745</sup>. Зазначені дослідження в генній інженерії проводять за допомогою отримання культур рослин *in vitro*, які є асептичними, тобто, без видимих ознак зараження патогенними мікроорганізмами<sup>1746</sup>.

Основні представники рослин-гіперакумуляторів наведено у таблиці 2.56.

Розподіл важких металів по органам рослин визначається головним чином властивостями металів та видовими особливостями рослин та у

більшості випадків не залежить від сезонних та едафічних умов. На думку деяких авторів, розподіл металів у рослині обумовлено особливостями генотипу більшою мірою, ніж процес накопичення елементів. У зв'язку з цим види рослин і навіть їх сорти можуть суттєво відрізнятися за розподілом важких металів між органами.

У цілому нині розподіл металів у рослинах відбувається так: корінь>стебло>лист>плоди (насіння)<sup>1747</sup>. У середньому надземні органи містять у 10-15, а, за деякими даними – у 20 разів менше важких металів, ніж коріння рослин. Здатність коренів затримувати важкі метали обмежує їхній подальший транспорт у надземні органи. У той самий час багато досліджень показують, що з підвищенням вмісту важких металів серед їх акумуляція збільшується як і коренях, і у надземної частини – стеблах, листі і генеративних органах.

Встановлено, що вміст цинку, кадмію та свинцю в пагонах однорічних рослин може варіювати від 6 до 46% від загального вмісту елементів у рослині. Багато досліджень говорять про переміщення деяких важких металів у генеративні органи та насіння. Так, кадмій виявлений у насінні кукурудзи, вівса та гречки.

Рослини-акумулятори накопичують значну кількість металів у пагонах, у той час як для рослин-виключників характерне високе накопичення металів у корінні. Основними механізмами надходження важких металів у рослини кореневим шляхом є: пасивний (неметаболічний) перенесення іонів у клітину відповідно до градієнта їх концентрації та активний (метаболічний) процес поглинання клітиною проти градієнта концентрації<sup>1748</sup>.

Поглинання важких металів кореневою системою здійснюється за допомогою фізико-хімічної адсорбції, а також рахунок неметаболічного зв'язування іонів металів активними ділянками клітинної стінки та апопласту<sup>1749 1750</sup>. Cd, Zn, Cu та деякі інші метали надходять у корені за допомогою процесів обмінної адсорбції<sup>1751</sup>.

Співвідношення пасивного та активного механізмів надходження важких металів у рослини значною мірою залежить від концентрації цих елементів у ґрунті. Є дані, що з вмісті металів у межах фонового рівня основний внесок вносить активне метаболічне поглинання<sup>1752</sup>. Якщо ж концентрації металів у зовнішньому середовищі багаторазово перевищують фон, поглинання має переважно неметаболічний характер і є результатом дифузії катіонів у вільний простір кореня<sup>1753</sup>.

Встановлено, що дуже легко поглинаються рослинами іони Cd, Br, Cs, тоді як Ba, Ti, Se – слабо<sup>1754</sup>. Відзначають<sup>1755</sup>, що Pb надходить у рослини і транспортується в надземні органи повільніше за інші важкі метали.

Можливе регулювання кореневого надходження металів до рослин за допомогою механізмів, що зменшують концентрацію ВМ на зовнішній поверхні мембрани клітин кореня. Внаслідок цього в клітину потрапляє менша кількість металів. Так, Moral<sup>1756</sup> показав, що зв'язування Cd<sup>2+</sup> слизом,



що виділяється кінчиками коріння кукурудзи, знижувало його концентрацію у плазмалемі.

Іллінський А.В.<sup>1757</sup> пропонує заходи щодо відновлення родючості техногенно забруднених ґрунтів (табл. 2.56), які залежать від ступеня забруднення ґрунтового покриву, що оцінюється за  $Z_c$  – величиною сумарного показника, що рекомендується для комплексної оцінки поліелементного забруднення ґрунту<sup>1758</sup>.

Значною є група хімічних методів регулювання «поведінки» ВМ в агроценозі. До них входять застосовувані системи добрива, вапнування та збільшення поглинальної здатності ґрунтів за допомогою різних сорбент-меліорантів. Вплив добрив на стан важких металів у ґрунтах не зводиться лише до привнесення ВМ до агроєкосистем. Все, що вноситься у ґрунт, реагує з її компонентами.

Тривале застосування добрив призводить до значних змін хімічних, фізичних та біологічних властивостей ґрунту, впливає на ступінь прояву ґрунтоутворювальних процесів (внутрішньоґрунтове вивітрювання, лесиваж та ін.).

Внаслідок зміни умов хімічної рівноваги у ґрунтовому поглинаючому комплексі під впливом мінеральних добрив може посилюватись конкуренція за сорбційні місця, що позначається на доступності катіонів рослинам. Також встановлено, що внесення мінеральних добрив є ефективним прийомом посилення фізіологічних бар'єрних функцій рослин стосовно ВМ на кордоні «корінь – надземні органи» (Лебедева, Соловйова, 2008). Як приклад впливу добрив на «поведінку ВМ» у садовій екосистемі можна показати результати визначення валового вмісту ВМ у сірому лісовому середньосуглинному ґрунті яблуневого саду при 30-річному систематичному застосуванні мінеральних добрив (табл. 2.57).

Воно істотно відрізняється за варіантами експерименту. Накопичення порівняно з контролем Ni, Cd, Pb та Cu спостерігалось у варіантах  $N_{180}P_{90}K_{90}$ ,  $N_{90}P_{180}K_{90}$  та  $N_{90}P_{90}K_{180}$ . У цих випадках виявлено знижений вміст ВМ. При цьому у варіанті з найбільшими використаними в даному досліді дозами добрив –  $N_{180}P_{180}K_{180}$  – вміст всіх досліджуваних ВМ на рівні контролю. Мінеральні добрива, збільшуючи біопродуктивність, можуть істотно збільшити і винесення ВМ з рослинною продукцією, що відчужується. Крім того, змінюючи умови хімічної рівноваги в ґрунтовому розчині, мінеральні добрива можуть впливати на доступність ВМ рослинам та посилювати їх міграцію за межі коренеживаного шару.

Ряд авторів вивчали вплив мінерального живлення на надходження важких металів до ягідних рослин<sup>1759 1760 1761</sup>. За їх даними вміст важких металів у плодах і листі ягідних рослин залежить від фону мінеральних добрив, а також від екологічного та генетичного факторів. і Ni та Zn – у листі малини. Мінеральні добрива вплинули і вміст важких металів у плодах: смородини чорної, агрусу і малини.

Комплекс заходів щодо санації ґрунтів залежно від ступеня забруднення важкими металами<sup>1762</sup>

Супінь забруднення	Методи санації ґрунтів	Прийоми санації ґрунтів
Надзвичайно небезпечна ( $Z_c > 128$ )	Фізична очистка	Вилучення забрудненого ґрунту та внесення чистого ґрунту
	Хімічна очистка	Промивання ґрунту водою та мінеральними кислотами, фульвокислотами, розчинами комплексоутворювачів; промивний режим зрошення, зміна рН ґрунтового розчину
Висконебезпечна ( $Z_c = 32, 1 \dots 128$ ) и помірно-небезпечна ( $Z_c = 16, 1 \dots 32$ )	Фізична детоксикація	Агромеліоративні прийоми: глибоке оранка, розпушування і т.д.
	Хімічна детоксикація	Внесення органічних добрив; Внесення сорбент-меліорантів; добривно-меліоративна суміш; вапнування ґрунту, внесення фосфорних добрив
Низька ( $Z_c < 16$ )	Біологічна очистка	Фітомеліорація; фітомеліоративні компоненти сівозміни
	Біологічна детоксикація	Внесення у ґрунт мікроорганізмів, що переводять важкі метали у форми, недоступні рослинам

Вплив цей неоднозначний: в однієї й тієї ж культури при зміні агрофону вміст одних елементів достовірно знижувався, інших – збільшувався.

Одним із напрямків детоксикації забруднених ґрунтів є підвищення сорбційної ємності ґрунту шляхом внесення різних меліорантів-сорбентів. Як меліоранти-сорбенти використовують місцеві матеріали – відходи гірських розробок, збагачувальних фабрик, переробки мінеральної сировини, а також багато природних мінералів: шунгіт, бентоніт, глауконіт, перліт, діатоміт, вермікуліт, цеоліт, трепели, опоки та ін. гній, торф, сапропель, біогумус, гумати.

Таблиця 2.57

Валовий вміст ВМ (мг/кг) у сірому лісовому ґрунті тривалого польового досвіду з яблунею Геосети ВІУА, Орловська область, (Звіт лабораторії агрохімії ВНДІСВК, 1992-1998 рр.)

Елемент	Шар ґрунту, см	Варіант					ОДК
		Контроль	N <sub>180</sub> P <sub>90</sub> K <sub>90</sub>	N <sub>90</sub> P <sub>180</sub> K <sub>90</sub>	N <sub>90</sub> P <sub>90</sub> K <sub>180</sub>	N <sub>180</sub> P <sub>180</sub> K <sub>180</sub>	
Ni	0...20	18,00	50,45	24,50	22,00	20,00	40
	20...40	18,00	21,00	22,75	26,20	20,00	
Cd	0...20	0,15	0,35	0,42	0,35	0,15	1,0
	20...40	0,10	0,30	0,30	0,26	0,09	
Pb	0...20	5,00	17,00	70,00	19,50	4,00	65
	20...40	5,00	16,50	14,00	14,50	5,00	
Co	0...20	9,00	6,00	5,25	5,00	9,00	-
	20...40	8,00	4,00	3,75	4,20	9,00	
Cu	0...20	40,00	225,0	190,00	182,00	40,00	66
	20...40	30,00	35,00	65,00	51,20	30,00	

У дослідках<sup>1763</sup> вивчалися агротехнічні методи зниження надходження ВМ на продукцію ягідних культур. У цих дослідженнях на дерново-підзолистому слабокультуреному ґрунті штучно створювалися надвисокі рівні вмісту ВМ (до 10-20 ГДК) та порівнювалася дія 1-2 доз вапна, торфу, цеоліту. Всі вивчені в цих дослідках агроприйоми знижували фітотоксичність ВМ, але штучно створені екстремальні умови забруднення та завищені дози меліорантів не дозволяють оцінити реальні можливості агроприйомів для отримання безпечної ягідної продукції.

Найбільш радикальним прийомом, що впливає на основні процеси трансформації в системі «ґрунт-рослина» вважається вапнування<sup>1764 1765</sup>. Ефективність вапнування з метою зниження надходження важких металів у рослинну продукцію підтверджено експериментально. Можливо кілька пояснень зниження надходження ВМ в рослини внаслідок вапнування ґрунту:

1) при зростанні рН ВМ випадають із ґрунтового розчину в осад у вигляді гідроксидів, карбонатів, фосфатів;

2) внаслідок зростання рН та вмісту у ґрунті кальцію зменшується здатність коренів до поглинання низки ВМ;

3) вапнування сприяє утворенню комплексів органічних речовин ґрунту з важкими металами<sup>17661767</sup>. Застосування вапна не завжди може призводити до іммобілізації елементів: метали, які присутні у ґрунті переважно у формі

високомолекулярних хелатів, можуть залишатися досить розчинними навіть після сильного вапнування<sup>1768</sup>.

Третя група методів впливу стан ВМ в агроекосистемах – біологічні методи.

До біологічних методів відносяться такі агроприйоми, як фітомеліорація, способи утримання ґрунту та маневр культурами та сортами.

Фітомеліорація полягає в використанні виносу хімічних елементів рослинами. Цей метод ефективний лише на ділянках з низьким та середнім рівнем забруднення ґрунтів.

Ця технологія приваблива з тим, що в її основі лежить природний процес біологічного круговороту, складовими частинами якого є культивування рослин-аккумуляторів, поліпшення властивостей ґрунтів та захист їх від ерозії. З економічної погляду фіторемедіація має переваги перед хімічними і фізичними методами ремедіації ґрунтів, оскільки її використання передбачає великих капіталовкладень.

Багато дослідників вважають, що найбільший потенціал для цілей фіторемедіації володіють рослини-аккумулятори, здатні накопичувати у своїх тканинах важкі метали в концентраціях, що в 100-1000 разів перевищують такі в інших рослинах, що виростають в аналогічних умовах<sup>1769</sup>.

Ефективність фітоекстракції залежить від виду рослини, хімічних особливостей металу, складу та рівня забруднення ґрунту, гранулометричного складу ґрунту.

Фітомеліоранти доцільно використовувати в системі ґрунтозахисних сівозмін. Сівообіг забезпечує вищу врожайність сільськогосподарських культур. Враховуючи видові та сортові особливості культур з накопичення важких металів, можна застосовувати сівозміни, що забезпечують найменше накопичення важких металів у кожній культурі.

У сунічних сівозмінах рекомендується вирощувати такі сільськогосподарські культури: ярі на зерно або монокорм – ячмінь, пшениця, овес, горох гречка; озимина на зерно або монокорм – жито, пшениця, вика; просапні – кукурудза на силос, буряк (коромова, їдальня), цибуля, морква, бруква, турнепс; травосуміші на корм – вико-овес, горохо-овес, люпин, буркун; сидерати – люпин, озиме жито, ячмінь, буркун, фацелія, гірчиця<sup>1770</sup>. Велика різноманітність культур дає теоретичну можливість створення сівозмін, що забезпечують максимальне винесення ВМ із ґрунту за збереження екологічної безпеки продукції кожної культури.

На надходження важких металів у плодові та ягідні рослини може впливати спосіб утримання ґрунту міжрядь. У роботі Маслова С.П.<sup>1771</sup> вивчалось накопичення важких металів у ґрунті при різних системах її утримання в яблуневих садах. Показано, що при утриманні ґрунту під сидератами або залуженням концентрація у ґрунті рухомих форм ВМ нижча порівняно з чорною парою: Ni в 1,5...1,8; Pb 4,6...5,2; Co в 1,3 ... 2,3; Cu у 4,1...6 разів. У дослідях Н.В. Стазаєвої<sup>1772</sup> вміст ВМ у ягодах смородини чорної був нижчим при вирощуванні в міжряддях козлятника, ніж при

утриманні ґрунту під чорною парою (Hg – на 21,4%, Pb – на 37,5%, Cu – на 22,3%, Zn – на 35,2%.

Одним із способів отримання екологічно чистої продукції на забруднених ґрунтах є підбір культур або сортів, що не накопичують у продукції небезпечні кількості токсичних елементів.

У разі випадання значних кількостей важких металів з атмосфери істотну роль забрудненні рослинного організму починає грати фоліарне надходження токсикантів. Дослідження, проведені з такими культурами як ячмінь, морква, капуста, жито і пшениця, показали, що 20-60% загального вмісту кадмію в рослині може надходити через листя з атмосферних опадів, забруднених металами<sup>1773</sup>. Поблизу промислових підприємств фоліарне поглинання кадмію і цинку може навіть перевищувати їхнє кореневе надходження<sup>1774 1775</sup>.

***Процес поглинання катіонів ВМ листям проходить у два етапи:***

- 1) неметаболічне проникнення іонів через кутикулу;
- 2) метаболічний перенесення іонів через плазматичні мембрани в протопласт клітин, тобто. їхнє накопичення проти градієнта концентрації<sup>1776</sup>.

В основному катіони важких металів проникають в листя через продихи або кутикулу, далі вони можуть транспортуватися в коріння, пагони та інші органи рослини<sup>1777 1778</sup>.

Концентрація металів у повітрі, опадах, а також анатомо-морфологічні особливості листя рослин – це найважливіші фактори, що визначають частку позакореневого надходження ВМ. Показано, що свинець при незначних його концентраціях погано проникає в листя і слабо пересувається в них<sup>1779</sup>. Епідерміс та кутикула в цьому випадку є надійними бар'єрами.

У той же час повідомляють<sup>1780</sup>, що в умовах сильного забруднення до 50% свинцю, що міститься у повітрі, може потрапляти у рослину через листя.

Здатність листя поглинати важкі метали залежить також від особливостей їхньої будови. У листя, що має опушену або шорстку поверхню, метали з атмосфери надходять інтенсивніше<sup>1781</sup>. Саме особливостями будови та біохімічного складу кутикули та епідерми переважно пояснюються існуючі видові відмінності між рослинами щодо накопичення важких металів листям<sup>1782</sup>.

З'єднання металів у складі аерозолів та пилу, що потрапляють з атмосфери на лист, утримуються на ньому у вигляді поверхневих відкладень, а частина їх може бути вимита дощовою водою<sup>1783</sup>.

Для різних елементів характерна неоднакова ефективність вимивання. Наприклад, свинець, порівняно з кадмієм, легко видалається атмосферними опадами з поверхні листа<sup>1784</sup>.

Слід зазначити, що накопичення важких металів у надземних органах до рівня не надає токсичного на рослини. При сильному забрудненні вміст важких металів у надземній частині різко підвищується, що призводить до гноблення зростання, розвитку та основних фізіологічних функцій рослин.

З тканин рослин ризодерма і кора кореня найбільше накопичують важкі метали. При підвищенні концентрації металів у середовищі посилюється їхнє накопичення в інших тканинах кореня: ендодермі – і відбувається подальший транспорт у потілок. Важкі метали можуть надходити і в зону зростання кореня, що підтверджується радіографічними та спектрометричними дослідженнями. В апікальній меристемі головного та бічних коренів пшениці виявляються токсичні елементи – цинк та кадмій.

У надземних органах важкі метали накопичуються в основному в епідермісі листя і меншою мірою – у клітинах мезофілу. Однак залежно від видових особливостей рослин метали можуть в однакових кількостях утримуватися в мезофілі та епідермісі листя. На розподіл металів по тканинах впливає їх концентрація в середовищі. При низькій концентрації (0,002 мМ/л) 80% (від загального вмісту в листі) цинку накопичується в клітинах мезофілу. При підвищенні концентрації в середовищі до 0,4 мМ/л багаторазово зростає вміст цинку в епідермісі листя, а в мезофілі – лише у 2,5 рази. Такий розподіл цинку в тканинах листя пов'язаний, ймовірно, з його фізіологічною роллю при низькій концентрації та з механізмами захисту хлоропластів та процесу фотосинтезу при високому вмісті.

Значна частина металів, що надійшли в рослину, затримується в клітинній стінці. Дане явище притаманно клітин як кореня, і листя. Причому частка зв'язування металів клітинною стінкою дуже істотна: досягає 64-77 % загального вмісту в клітині. Фіксація важких металів у клітинних стінках є, мабуть, одним із найважливіших механізмів стійкості до їх токсичної дії.

При високій концентрації важких металів у ґрунтовому розчині їх іони проникають через клітинну стінку та плазмолему у цитоплазму клітини. Надлишок іонів важких металів видаляється у вакуолі. Зміст металів у вакуолях клітин може бути значним. Так, у досліджах Бруне з колегами<sup>1785</sup> встановлено, що у вакуолях клітин листя ячменю міститься 63% цинку та 73% кадмію (від загального вмісту у клітині). Іони кадмію у дуже високих концентраціях накопичуються у вакуолях трихом (клітинах епідермальних волосків), утворюючи там аморфні кристали розміром до 150 мкм.

У хлоропластах, мітохондріях та ядрі виявляється незначна кількість важких металів. Їх вміст у цих фізіологічно важливих органах залишається майже незмінним при значному підвищенні концентрації металів у середовищі. У дослідженнях Бруне із колегами<sup>1786</sup> виявлено, що при підвищенні вмісту цинку в середовищі до 200 разів концентрація металу в хлоропластах листя ячменю не змінюється. Судячи з інших досліджень, свинець практично не надходить у хлоропласти.

Таким чином, важкі метали не накопичуються у хлоропластах.

Однак у мембранах хлоропластів виявлені переносники важких металів: Cd/Zn-транспортуюча АТФаза, що свідчить про можливість транспортування металів у хлоропласти.

У морських водоростей, позбавлених клітинної стінки та вакуолі, у хлоропластах накопичується до 50-60% поглиненого кадмію.

Таким чином, за відсутності в клітині компарВМентів, що резервують важкі метали, можливе їх накопичення у хлоропластах.

Досліди з радіоактивно міченим цинком показують, що він може накопичуватися в рибосомальній, ядерній та мітохондріальній фракціях клітин деяких рослин. Свинець виявлений у ядрах та мітохондріях клітин коріння проростків редьки.

Таким чином, рослини здатні накопичувати не тільки елементи, що відіграють важливу фізіологічну роль, але й токсичні елементи, функціональне значення яких ще не вивчене. На організмовому рівні вміст металів у рослині знижується у напрямі від кореня до генеративних органів. На рівні тканин більшість важких металів локалізується в ризодермі, корі та епідермісі. У клітинах токсичні елементи резервуються у фізіологічно менш значущих органоїдах – вакуолі та клітинній стінці. Отже, рослини мають систему механізмів зниження токсичної дії важких металів на фізіологічно важливі органи та тканини.

Важливим етапом у підготовці здійснення фітоекстракції є правильний вибір рослин-акумуляторів. Накопичувачі повинні поглинати великі концентрації важких металів і зберігати їх у своїх тканинах, які можна утилізувати.

Істотно підвищити продуктивність фітоекстракції дозволяють рослини-гіперакумулятори, здатні поглинути таку кількість металу, яка у багато разів перевищуватиме його кількість у ґрунті. До гіперакумуляторів відносять рослини, що містять більше 0,01% кадмію, 0,1% міді, хрому, свинцю, нікелю, кобальту, 1% цинку, марганцю, і в даний час відомо про більш ніж чотириста видів таких накопичувачів різних металів з двадцяти двох сімейств.

У 2016 році група російських учених, використовуючи акумуляторні здібності кукурудзи, соняшника, бобових, досліджувала зміни концентрацій важких металів у нафтозабруднених ґрунтах<sup>1787</sup>. В результаті було виявлено зниження концентрації у ґрунті хрому та кадмію у 3 рази, марганцю та барію у 23 рази, заліза та миш'яку у 8 разів, кобальту у 9,5 разів, нікелю та свинцю у 4 рази, цинку майже у 2 рази.

Отримані дані доводять практичну користь фітоекстракції та демонструють багаторазове зниження концентрації важких металів у забруднених почвах. Методи фіторемедіації є набагато менш енерго- та ресурсновитратними, ніж класичні методи очищення ґрунтів та набагато більш ефективними порівняно з ними.

У окремих дослідженнях систематизовано практичні аспекти застосування біологічні методи ремедіації ґрунтів, забруднених важкими металами<sup>1788</sup>. Нижче відповідно до оригінальної публікації наводиться інформація взята із цієї публікації. Зокрема, для біодеградації ВМ у ґрунтах розроблено спосіб їх очищення шляхом<sup>1789</sup> обробки культурою бактерій (штам *Bacillus fastidiosus* ВКПМ В-4368) у рідкому мі-неральному поживному середовищі, яке містить вуглеводи. Процес біовилуговування проводять до досягнення значення рН = 4,0-6,0 з витратою рідкого компо-

нента у кількості 0,4-10 масових частин на 1 масову частину ґрунту, що обробляється. На наш погляд, метод ефективний, але є матеріалозатратним (доведення рН 2,8 до рН 4-6 потребує велику кількість нейтралізуючої речовини, витрати 0,4-10 масових частин поживного середовища на 1 масову частину ґрунту також є ресурсозатратними).

За використання методів біодеградації забруднення у ґрунті досить часто ви-користовують методи, що їх посилюють. Так, існуючі механічні методи активізації мікрофлори за стимулювання процесів біодеградації забруднювача у ґрунті передбачають використання розпушування, оранки, дискування, змішування забрудненого ґрунту із ОСВ, змішування забрудненого ґрунту із чистим, що призводить до активізації мікрофлори. Сумісне використання механічних методів із біологічно активними речовинами (передпосівна інкрустація насіння рослин крезацином (20 г/т), обробка рослин (10 г/га) за витрат робочої рідини 300 л/га задля змін ростових процесів)<sup>1790</sup>, крім стимулюючої дії на фотосинтетичні процеси рослин, сприяло збільшенню висоти і загальної продуктивності рослин, числа зерен у головному колосі.

Використання біологічних поверхнево-активних речовин<sup>1791</sup> для захисту від токсичності Cd у ґрунті сприяє гальмуванню розщеплення органічних сполук у разі одночасного забруднення ґрунту ВМ і органічними речовинами (гідрофобні нафта і нафтопродукти). Встановлено здатність біосурфактанта пом'якшувати токсичність Cd при розщепленні фенантрени за дози Cd 390 мг/кг суглинистого ґрунту та біодоступної концентрації у ґрунтовому розчині 3 мг/л. Пороговою є концентрація 1000 мг/кг фенантрени. Більші його концентрації призводять до зниження активності мікробіоценозу ґрунту. Обмеженнями застосування синтетичних лігандів є їхня токсичність, низька деградабельність у ґрунті, що ставить певним чином під сумнів доцільність його використання; перевагою – високі показники константи умовної стабільності комплексів – ВМ-органічний ліганд. До речі, застосування екологічно безпечних біогенних сурфактантів мікробного походження для обробки забрудненого ВМ ґрунту стають більш економічно ефективними, перспективи їх широкого впровадження зростають за рахунок подальшого їх удосконалення та здешевлення внаслідок зростаючої потреби у їхньому розвитку<sup>1792</sup>.

Дослідження механізмів утворення метал-сурфактантних комплексів має теоретичне значення для пояснення взаємодії біосурфактантів з мікроорганізмами та ВМ ґрунту, формування стійких мікробних клітин до їх впливу. ВМ діють як акцептор елек-тронів (кислота Льюїса), органічні ліганди – як донор електронів (основа Льюїса). Через константи умовної стабільності комплексів – ВМ-органічний ліганд кількісно визначається міцність хімічного зв'язку ВМ і ліганду катіонних біосурфактантів (рамоноліпідів, фульвової, оцтової, щавлевої та лимонної кислот) базується на утворенні координаційних сполук<sup>1793 1794 1795</sup>.



У ґрунті величини константи умовної стабільності комплексів ВМ-органічний ліганд утворюють такий ряд за Irving M. та Williams R.J. [72]:  $Al^{3+} > Cu^{2+} > Pb^{2+} > Cd^{2+} > Zn^{2+} > Fe^{3+} > Hg^{2+} > Ca^{2+} > Co^{2+} > Ni^{2+} > Mn^{2+} > Mg^{2+} > K^+$ . Такий порядок є макси-мально наближеним до ступеня комплексоутворення ВМ з органічною речовиною ґрунту<sup>1796</sup>.

Продукт змішування забрудненого ґрунту з осадами стічних вод (ОСВ)<sup>1797</sup>, за умови дотримання вимог щодо вмісту ВМ у ОСВ та у ґрунті, розглядається як добриво, що підвищує біологічну активність ґрунту за активізації мікроорганізмів, іммобілізує ВМ шляхом їх переведення у малодоступні для рослин форми за рахунок абсорбції органічною речовиною ОСВ. Отже, забезпечується ремедіація забруднених ВМ ґрунтів.

За Ronald J. та іншими<sup>1798</sup>, ремедіаційну здатність добрива з ОСВ можна підвищити за його компостування з біопрепаратами, вапном, у суміші з деревними відходами, гноєм, соломною із підвищенням частки органічних компонентів шляхом попереднього зневоднення до 35 % сухої речовини. У Німеччині для видалення з ОСВ (з концентрацією сухої речовини до 45 %) ВМ і токсичних органічних домішок, що перешкоджають використанню їх як добрива, пропонується змішувати його з гарячим, прожареним, частково кальцинованим глинистим мінеральним матеріалом (ГММ) фракцій 1-10 мм, що має значну сорбційну ємність. Після перемішування більші фракції ГММ, насичені токсикантами, транспортують до місць поховання, а знешкодженій ОСВ використовується як добриво.

У країнах ЄС організовано використовується 35-40 % ОСВ із подальшою тенденцією до збільшення, у Росії – 10 %<sup>1799</sup>. Директиви СОМ 91/271, СОМ 86/278 (міжнародні документи) регулюють використання ОСВ у ЄС. У Німеччині з 1992 р. межа внесення ОСВ становить 5 т/га за 3 роки. Основні обмеження до використання ОСВ визначають наявність ВМ і радіонуклідів, рівень скидання промислових стоків на міські очисні споруди, гідрогеологічні умови.

Обмеження щодо застосування добрив з ОСВ на міських ґрунтах визначаються ГОСТ Р 17.4.3.07-2001<sup>1800</sup>.

Дози органічних добрив<sup>1801</sup> з ОСВ на забруднених ґрунтах визначають за урахування якості осадів, біологічних особливостей рослин, вимог охорони довкілля; властивостей ґрунтів (механічний склад, вміст гумусу, кислотність), тому що залежно від цих факторів змінюється рухомість ВМ (Cd, Zn, Ni), їх транслокація до рослин, міграція у глибинні шари ґрунтів і ґрунтові води. На легких піщаних ґрунтах рухомість ВМ є вищою (міграція на глибину від 50 см і нижче), а на суглинках і глинистих ґрунтах ВМ затримуються в шарі глибиною до 25 см.

Дози не мають перевищувати 30-40 т ОСВ /га за три роки за суцільного внесення й 3-5 кг /м<sup>2</sup>, розраховуючи на кожні 10 см ґрунту за поверхневого і локального (траншейний або прикореневого) способів внесення добрива. Діючих норм щодо застосування добрив з ОСВ на ґрунтах в Україні не розроблено.

Активізацію біодеградації забруднювачів за рахунок підтримки оптимальної температури проводять шляхом покриття чорною поліетиленовою плівкою взимку забрудненого ґрунту для підвищення температури, влітку – використовують прозору плівку для зниження випаровування з поверхні<sup>1802</sup>.

Методи нейтралізації для активізації біодеградації забруднення ґрунту ВМ включають використання на кислих ґрунтах вапна, на лужних – гіпсу, мінеральних азотних добрив. Реакція мікроорганізмів залежить як від токсичності забруднювача, так і від властивостей меліоранта, що застосовується, та властивостей ґрунту<sup>1803 1804 1805</sup>. Так сечовина разом із сіркою прискорює біодеградацію ВМ на дренажних піщаних ґрунтах, на сірих лісових ґрунтах – найбільш ефективним є комплекс азотних, фосфорних, калійних добрив і перегною<sup>1806</sup>.

**Методи внесення мікробних культур.** Доцільність їх використання обумовлена відсутністю розвиненого природного мікробіологічного ценозу за імпактного характеру забруднення. *Переваги використання:* селективність і можливість виведення штамів мікро-організмів, що піддають деструкції токсиканти ґрунту.

*Обмеження використання:* ефективність мікробних культур не є однаково високою через вузький діапазон сприятливих умов функціонування; ризик прояву явища виродження мікроорганізмів до досягнення необхідного рівня очищення ґрунту; ризик порушення природних мікробіоценозів за застосування мікробних культур.

Для очищення використовують бактерії *Actinomyces*, *Arthrobacter*, *Thiobac-terium*, *Desulfoiomaculum*, *Pseudomonas*, *Bacillus* і ін., гриби та /або бактерії<sup>1807</sup>, гриби з бактеріальними генами<sup>1808</sup>. Так, внесення мікроорганізмів *Aspergillus* sp., *Penicillium* sp., *Streptomyces* sp., *Bacillus* sp. є ефективним за ремедіації ґрунту від ВМ<sup>1809</sup>, радіонуклідів<sup>1810</sup>, сульфатів – *Thiobacillus thioparus*, *T. thiooxidans*, сульфідів – *Thiosphaera pantotropha*, *T. denitrificans*<sup>1811</sup>. У складних випадках забруднення ґрунту ВМ найбільш ефективним є його очищення комплексними біопрепаратами, що містять спектр культур і водночас поживні речовини.

У Франції створено п'ять біоцентрів різної потужності (3 000-5 000 т /рік) з очищення ґрунтів. Перспективи розвитку цього напряму розглянуто у роботі Van Den Bos Valerie<sup>1812</sup>. У центрах *in situ* використовують різні бактерії, за допомогою яких одержують компост. Розроблено метод утилізації відходів, отриманих при виробництві, кондиціонуванні й використанні полісірчистих сполук шляхом їх переробки. Відходи містять органічні забруднювачі й метали (Fe, As, Ni, Cr, Sb), які переводять у лужний розчин із подальшим біологічним окисненням за допомогою бактерій і перетворенням у суміш фосфатів, фосфідів, тіофосфатів, сульфатів і хлоридів. Відмічено, що для обробки потрібна велика кількість реактивів.

Біологічні методи утилізації активного мулу, що містить ВМ, вивчали у Росії<sup>1813</sup>.

Використанню активного мулу як добрива перешкоджає високий вміст ВМ, що перебувають у формі малорозчинних металоорганічних (хелатних) сполук, погано засвоюваних рослинами. Крім очищення осаду від хелатних комплексів до рівня ГДК, необхідно домогтися переведення у водорозчинну форму значної кількості іонів металів. Спеціальна біологічна обробка активного мулу сприяє переведенню частини металів у водорозчинну форму, зниженню концентрації  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Ni}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Cr}^{3+}$ .

Метод дає змогу використовувати отриманий концентрат металів і значну кількість органічних речовин мулу у вигляді добрива.

У Німеччині вивчали процеси біовилуговування для очищення ґрунтів, забруднених ВМ, за допомогою автотрофної бактерії *Thiobacillus* spp.<sup>1814 1815</sup>, що продукує сірчану кислоту і її вплив на форми зв'язку ВМ: Ва, Cd, Со, Cu, Ni, Pb, Sr, Ti, Zn за рН 4,5 і 2,0 із подальшим поетапним екстрагуванням. Найбільше вилучення ВМ (90 %) установлено для Ва, Cu, Pb, для Cd, Со, Ni, Sr – 60-80%, найменше – для Ti (20 %). Зниження рН із 4,5 до 2,0 викликало збільшення екстрагування різних фракцій ВМ (5-10 %), у тому числі і залишкової фракції. Виняток становили Ва, Pb і Sr, що утворюють важкорозчинні солі. При зниженні рН їхня кількість у розчині збільшувалась.

Біорекультивация порушених ландшафтів з використанням добрив, виготовлених на базі місцевої сировини, проводилася у Грузії<sup>1816</sup>. Використовували силікатні бактерії, що збагачують ґрунт гумусом, рухомими формами Р та К. Застосовували органічні відходи й меліоранти (глина, лес, вапно), що впливало на підвищення врожайності с.-г. культур на 25-30 %.

З іншого боку методи біопоглинання включають фіторемедіацію (різні види рослин) та зооремедіацію (мікрофауна ґрунту, дощові черв'яки тощо), що прискорюють біодеградацію забруднювачів у ґрунтах. До методів фіторемедіації належать природна фіторемедіація, штучна фіторемедіація. Природну фіторемедіацію використовують за інтенсивного природного заростання полів фільтрації дикоростучими видами, що накопичують ВМ та інші забруднювачі, штучну фіторемедіацію – за додавання у ґрунт поживних речовин разом із висівом фіторемедіаторів для інтенсифікації процесів ремедіації ґрунтів, що триває за таких умов десятки-сотні років; використання технології застосування металоакумулюючих рослин спеціальної селекції на забруднених ВМ і радіону-клідами ґрунтах.

Варто виділити два способи штучної фітомеліорації – підвищення доступності ВМ для рослин і екстрагування їх із ґрунту толерантними видами – акумуляторами, що швидко дають приріст і утворюють велику біомасу. Для підвищення біодоступності ВМ застосовуються різні хелатуючі агенти, зміну рН ґрунтового середовища, окислювально-відновні добавки, використовують явище антагонізму іонів за створення конкуренції між іонами ВМ за сорбційні місця тощо.

Альтернативну систему раціонального використання екологічно чистих життєвих форм (біоформ) і видів рослин в урбанізованих регіонах<sup>1817</sup>

запропоновано у Росії. Передбачається створення механізму залучення у виробництво видів і біоформ рослин за умов забруднення (як форм вегетативного тіла, що не залишаються постійними, а змінюються у часі за онтогенезу рослин і являють собою типові адаптаційні організмові системи, сформовані у певних ґрунтово-кліматичних і ценотичних умовах) з метою рекультивації забруднених ділянок без додаткових витрат. Актуальним напрямом досліджень, на думку авторів, є виділення біоформ рослин із мінімальним рівнем виносу ВМ і відносно високим рівнем адаптації до забруднення ґрунту й рівня урбанізації регіону.

Важкі метали ґрунту поглинаються як культурними, так і дикоростучими рослинами. У КНР під час вивчення впливу органічного матеріалу на трансформацію та міграцію оксидів ВМ у ґрунті [81] встановлено, що за додавання порошку люцерни (*Medicago sativa*), як сидерату, істотно збільшилася кількість органохелатованих Fe, Mn і Al, встановлено прискорення біодеградації контамінантів<sup>1818</sup>.

В іншій роботі за дослідження впливу ризосферного органічного матеріалу на рухомість ВМ у ґрунті й розподіл природних ґрунтових форм Fe<sup>1819</sup> відзначено, що органічний матеріал поліпшував трансформацію форм Fe у комплексно сполучені й аморфні оксиди ґрунту ризосфери, сприяв підвищенню коефіцієнта активності Fe. Установлено меліоруючий ефект калію щодо токсичності заліза для гібридного рису<sup>1820</sup>.

У Росії розроблено спосіб рекультивації забруднених земель<sup>1821</sup>, який включає боронування ґрунту і використання добавок із перероблених рослин (полова містила невідвіяні залишки рослин: жита посівного (*Secale cereale*), капусти (*Brassica oleracea*), ріпаку (*Brassica napus*), фацелії пижмолистої (*Phacelia tanacetifolia Benth.*), полину Сіверса (*Artemisia sieversiana Willd.*), ромашки Хукера (*Tripleuro-spermum hookeri Sch. Bip.*), вівсяниці червоної (*Festuca rubra L.*), пирію повзучого (*Elytrigia repens L.*), лисохвісту очеретяного (*Alopecurus pratensis L.*), бекманії зви-чайної (*Beckmannia eruciformis*), мітлиці велетенської (*Agrostis gigantea Roth.*), арк-тофіли рудуватої (*Arctophila fulva (Trin.) Anderss.*), луговика дернистого (*Deschampsia cespitosa*), куничника Хольма (*Calamagrostis holmii Lange*) тощо) для відновлення забрудненого ВМ рослинного та ґрунтового покриву.

У США запатентовано спосіб створення ґрунтового середовища росту із додаванням розчинного кремнійорганічного полімеру<sup>1822</sup>, за використання сфагно-вого моху, різних видів торфу, компостованої або сирої кори дерев, компостованих органічних відходів, перліту, вулканічного попелу, вермикуліту, пластмасових матеріалів або їх суміші та додавання джерела розчинного Si у концентрації, достатній для підвищення рівня абсорбованого рослинами Si, необхідного для утворення фітолітів. У рослин підвищуються посухостійкість, структурна стабільність і стійкість до токсинів. Ґрунтове середовище росту включає також інші добавки: K, P, Ca, Mg, S, B, Mo тощо.

Для фітостабілізації використовують толерантні до токсичної дії ВМ рослини. Інтенсивність прояву симптомів токсичності, викликаних

надлишком катіонів ВМ, варіює залежно від виду рослин. Так, накопичення Zn та Ni знижується у ланцюгу: пшениця (*Triticum L.*) – овес (*Avena L.*) – редис (*Raphanus sativus*); Cd: *Triticum L.* – *Raphanus sativus* – *Avena L.* Зниження стійкості до накопичення Cr у товарної частини овочевих культур відбувається в ряді: капуста (*Brassica oleracea*) – картопля (*Solanum tuberosum*) – морква (*Daucus carota L.*) – буряк столовий (*Beta vulgaris*) – петрушка (*Petroselinum L.*) – кріп городній (*Anethum graveolens*); Cd – *Brassica oleracea* – *Solanum tuberosum* – *Beta vulgaris* – *Daucus carota L.* – кукурудза (*Zea mays L.*) – *Petroselinum L.* – *Anethum graveolens*; Pb – *Solanum tuberosum* – *Brassica oleracea* – *Zea mays L.* – буряк кормовий (*Beta vulgaris L. subsp. vulgaris var. crassa*) – *Beta vulgaris*; Zn – *Brassica oleracea* – *Solanum tuberosum* – *Zea mays L.* – *Beta vulgaris* – *Beta vulgaris L. subsp. vulgaris var. crassa* – салат (*Lactuca sativa L.*) – *Petroselinum L.* – *Anethum graveolens*<sup>1823 1824 1825</sup>.

Толерантність зернових культур оцінено за рівнем максимально можливої продуктивності, показників якості зерна та вмісту ВМ у товарній продукції в межах ГДК. Встановлено, що толерантність змінюється так: просо (*Panicum L.*) > озимі зернові (*Secale cereale, Triticosecale, Triticum L.*) > горох посівний (*Pisum sativum*) > ярові зернові (*Triticum L., Hordeum vulgare, Triticosecale, Avena sativa*). Сильними фітостабілізаторами є багаторічні трави: люцерна (*Medicago sativa*), козлятник (*Galega officinalis*)<sup>1826</sup>.

Для фітоекстракції ВМ з ґрунту використовують спеціально підібрані види рослин-гіперакумуляторів, таких як бурячок стінний (*Alyssum murale*), резуха Галлера (*Cardaminopsis halleri (L.)*), гірчиця сарептська (*Brassica juncea*), петрушка кучерява (*Petroselinum crispum*) та ін. Коефіцієнт накопичення ВМ у рослинах посилюють завдяки внесенню у ґрунт ефекторів фітоекстракції (ЕДТА, ДДДА, ДТПА) і регуляторів росту рослин, наприклад препарату “Корневін”<sup>1827</sup>.

Результати дослідження захисних механізмів рослин у разі забруднення ґрунтів ВМ на основі біоаккумуляції забруднювачів представлено групою дослідників з Росії<sup>1828</sup>. Запропоновано використовувати деякі дикоростучі рослини для зниження вмісту ВМ у ґрунтах за рахунок їхньої акумуляції у різних частинах рослин (Cu, Zn, Mn, Fe і Pb – у листі рослин, Cr і Pb – у стеблах; Pb, Zn, Ni, Cr, Cu, Fe і Mn – у корінні рослин). Встановлено, що поглинання ВМ залежить від виду рослин і змінюється в їх онтогенезі. Наприклад, рослини виду *Chenopodium album L.* більше накопичують Zn і Cu; *Taraxacum officinale Wigg. – Fe*; *Calamagrostic epigeios (L.) Roth. i Melilotus officinalis (L.) Pall.* – акумулювали Cu і Fe. Гіперакумуляторами Zn, Cr і Cu є *Artemisia vulgaris L.*, а переважно Cr, Zn і Pb – *Artemisia absinthium L.*

Відзначено позитивну роль стійких до дії ВМ симбіотрофних мікроорганізмів (асоціативні та бульбочкові бактерії) у процесах акумуляції рослинами і трансформації ВМ у ризосфері.

У США досліджено можливість фітомеліорації забруднених Pb ґрунтів і роль синтетичних хелатів у фітоекстракції Pb<sup>1829</sup>. За забруднення Pb 2 500

мг/кг ґрун-ту хелати підвищували концентрацію Pb у стеблах кукурудзи (*Zea mays L.*) й гороху (*Pisum sativum*) з 500 до 1 000 мг/кг. EDTA істотно підвищував транслокацію Pb із коренів у стебла. За ступенем ефективності хелати розподілено у такій послідовності: EDTA > HEDTA > DTPA > EGTA > EDDHA.

За вивчення морфофізіологічних і екологічних особливостей кормових культур – біомеліорантів<sup>1830</sup> – зроблено висновок про можливість використання ама-ранту (*Amaranthus* sp.) для біологічної меліорації деградованих земель. Як фітоме-ліорант використано *Thlaspi caerulescens*<sup>1831</sup> у Новій Зеландії, де вивчали погли-нання Cd, Zn, Pb, Mn цією рослиною у дослідах і у природних популяціях на шах-тних відвалах, забруднених Pb і Zn на півдні Франції. Показана його ефективність для фітомеліорації за низького вмісту Cd у ґрунті (10 мкг/г). У той же час очистити ґрунт менш ніж за 10 років неможливо через низьку біомасу рослин і високий рі-вень вмісту Cd у ґрунті.

Фітомеліорація деградуєчих ґрунтів за допомогою соргових культур<sup>1832</sup> у Росії підвищила урожай рису на 3-5 ц/га. Випробування зернового сорго сприяло підви-щенню врожаю зерна в межах 45-67 ц/га за зниження об'ємної маси ґрунтів і змен-шення вмісту токсичних іонів (СГ).

У Болгарії вивчали здатність конопель (*Cannabis sativa L.*) послабляти забруднення ґрунту ВМ<sup>1833</sup> шляхом вирощування с.-г. культур у зоні впливу комбінату кольорових металів у сівозміні «озимий горох – озима пшениця – озимий ячмінь – коноплі – озима пшениця», «кукурудза – озима пшениця». Коноплі екстрагують на-багато більше Pb, Cd, Cu і Zn порівняно з іншими культурами. Найменшим виносом ВМ характеризувалась озима пшениця. За вмістом ВМ горох на забруднених ґрунтах близький до конопель, але їхній винос менший (біомаса конопель більша).

Включення до сівозміни конопель і гороху забезпечувало значне зниження забруднення ґрунту ВМ.

За вивчення взаємозв'язку накопичення ВМ у системі ґрунт – рослина<sup>1834</sup> підтверджено, що фіторемедіація забруднених ґрунтів набагато дешевша порівняно з рекультивацією та реплантацією забрудненого ґрунту насипним чистим ґрунтом.

У дослідженнях<sup>1835 1836</sup> вивчено питання біодоступності ВМ, урахуваючи методи екстракції, моделі активності вільних іонів і адсорбції, мультіваріативні моделі регресії; співвідношення кількості ВМ у ґрунті й інтенсивності транслокації як показник накопичення металів, форми металів у ґрунті. На підставі цих даних розроблено методи відновлення забруднених Ні ґрунтів за використання рослин *Alyssum murale* і *Alyssum corsicum*.

Застосування фітомеліорантів за деконтамінації чорноземів, забруднених ВМ<sup>1837</sup> включає способи фітосанації, що засновані на стійкості рослин до забруд-нення та їх здатності поглинати з ґрунту в значних кількостях ВМ за подальшої утилізації або поховання рослин (дикорослі та культурні види, наприклад бавовник (*Gossypium*), буряк (*Beta vulgaris L.*),

деякі бобові і лікарські рослини), що є непридатними для споживання без спеціальної обробки. У разі забруднення ґрунту Pb слід використовувати бобові культури: вику (*Vicia sativa vulgaris*), люцерну (*Medicago sativa*), горох (*Pisum sativum*), чорні боби (*Vicia faba*) тощо. На забруднених ґрунтах, де вирощування харчових і кормових рослин не рекомендується, економічно виправданим є вирощування гірчаку сахалінського (*Polygonum cuspidatum sieb. et zucc*), який за рік може з 1 га поглинути 24 кг Pb і близько 2,3 кг Cd. Протягом вегетації гречку скошують тричі, зелену масу (до 200 т/га) вивозять за межі забрудненої ділянки й утилізують.

За забруднення ґрунту Pb і Cd<sup>1838</sup> доцільним є також багаторічне використання вербняку (*Cytisus*, його пагонами з ґрунту вилучено Pb до 4,0 %, Cd – до 13 %) та рослин чайного куща (*Camellia sinensis L.*), які витримують концентрацію 100 мг/кг Pb ґрунту без істотного впливу на фізіологію рослин і якість урожаю; вирощування зернових (*Triticum L.*), що мало акумулюють Cd у рослинах і зерні<sup>1839</sup>.

Відмічена генетична варіабельність сортів пшениці щодо акумуляції Cd протягом сезону. Вміст Cd у надземних органах протягом вегетації зменшується за рахунок ефекту розбавлення й інтенсивного зростання і транслокації у зерно за підвищення його вмісту. Прямого зв'язку між вмістом Cd у ґрунті і його транслокацією до рослин не встановлено, тому необхідно враховувати вплив рН; вміст форм (валова, рухома) Cd, глини і органічної речовини у ґрунті. Відмічається, що ефективний фіторемедіант забрудненого ВМ ґрунту має відрізнятися високою стійкістю до забруднювача; здатністю накопичувати високі рівні ВМ у біомасі; наявністю розгалуженої кореневої системи, яка потенційно здатна поглинати надмірні кількості води з ґрунту, характеризуватися високим потенціалом росту. Проте за високої толерантності до забруднення трав'янисті рослини, як правило, повільно ростуть, характеризуються низьким потенціалом продукування біомаси. І навпаки, висока біомаса дерев із розгалуженими коренями, характеризується невисокою толерантністю до забруднюючих речовин.

В.Б. Ільїн<sup>1840</sup> за оцінювання захисних можливостей забрудненої Pb системи ґрунт-рослина встановив, що базова роль у захисті рослин від надмірного вмісту Pb у рослині належить буферній здатності ґрунту, а захисні можливості рослини менш значні.

У дослідженнях Stilwell D.E., Gorny K.D.<sup>1841</sup> вивчено ефективність вкорисання тання кислих розчинів на ґрунті, забрудненому Cu, Cr, As, що надходили з дерев'яних дек (помостів, перекриттів), оброблених значною кількістю хромо-ваного арсенату міді. Запропоновано вилуговування металів із ґрунту кислими розчинами з рН 4,1-4,5 у встановленому діапазоні концентрацій забруднювачів 1000-5 000 мг/кг.

Біологічна рекультивация ґрунтів буровугільних розробок Польщі<sup>1842</sup> розглядалася за досліджень ґрунтів колишнього буровугільного родовища, що складаються із четвертинних і третинних порід, містять дисульфіди Fe – пірит і марказит.

У процесі їхнього хімічного та біологічного окислювання утворюється сірчана кислота, що викликає зниження  $pH < 3$ , формує токсичне середовище. Біологічна рекультивация можлива за допомогою лісових культур сосни звичайної (*Pinus silvestris*), що змінює хімізм ґрунту при додатковому внесенні добрив (NPK) і вапна.

Видалення іонів ВМ із водного розчину за допомогою модифікованої кори до-сліджено у Франції<sup>1843</sup>. Продукт відходів деревообробки (кора *Picea*, *Pinus*, *Pseudotsuga*, *Larix*, *Tectona*, *Azalia*) – використовувався для селективного вида-лення катіонів особливо токсичних ВМ (Pb, Zn, Cr, Fe, Си) з моно- та/або мульти сольових розчинів. Метали заміщували протони на коркових субстратах, що містять карбоксильні групи у пектинових і танінових компонентах. Видалення іонів залежало від виду кори, розміру її волокон і надлишку іонів певного ВМ у розчинах.

Іони металів відмивали додаванням 0,1N HCL за відновлення субстрату.

Питання фітомеліорації за використання дерев для очищення ґрунту від забруднення ВМ розглянуто у роботі<sup>1844</sup>. Виявлено більше 400 порід, що є придатними для цієї мети. Проведені у Німеччині й США дослідження показали, що кожна порода дерев здатна поглинати із ґрунту тільки один-два певних забруднювачі, висадження на одній ділянці кількох порід дерев для очищення ґрунту потребує по-переднього розгляду питання їхньої біологічної сумісності й комплексного підходу до дослідження цієї проблеми на рівні «забруднені ґрунти – дерева – вода – фауна».

Фітомеліорація розглядається як стійка стратегія очищення ґрунтів.

Дослідження зміни доступності рослинам і концентрації Cd у ґрунті після тривалого вирощування *Salix L.* (*Salix caprea*, *Salix cinerea*, *Salix viminalis*, *Salix dasyclados*, *Salix daphnoides*, *Salix triandra*, *Salix purpurea*) проводили у Швеції<sup>1845</sup>.

Установлено достовірне зниження вмісту обмінних форм Cd при сталих величинах валового його вмісту в ґрунті. Констатовано поглинання Cd вербою (*Salix L.*) із глибоких шарів ґрунту, що пояснюється порівняльною сталістю валового вмісту Cd і щорічним приростом біомаси верби (10 т/га / рік). Найбільш ефективними гіперакумуляторами Cd виявились *Salix caprea*, *Salix cinerea*, *Salix viminalis*.

Фітомеліорація забрудненого Pb ґрунту у США<sup>1846</sup> передбачала сумісне ви-користання меліорантів ґрунту та рослин концентраторів ВМ (*Brassica juncea*), що дало змогу одержати більшу біомасу рослин та досягти значного акумулювання ВМ. Середній вміст Pb у поверхневому шарі ґрунту зменшився на 13 % протягом 1 вегетації на 72 % оброблюваної площі. В іншій розробці<sup>1847</sup> встановлено ефективне екстрагування ВМ із ґрунтів, використовуючи *Festuca arundinacea Schreb.* і *Andropogon gerardii*. Екстрагування металів (Cd, Cu, Pb) збільшувалося до 20 разів. Наявність рослин підвищувало концентрації Zn і Cu у промивних водах, але на вміст Pb не впливало.



Анотовану бібліографію<sup>1848</sup> щодо питання усунення забруднення Se за поглинання та нагромадження його у рослинах, переміщення Se у ризосфері за участі мікроорганізмів і використання прийому перезволоження ґрунтів, представлено Carvalho Kathleen і ін. (2000).

Використання рослин для ремедіації ґрунтів і стічних вод, забруднених ВМ, надано у результатах дослідження російських учених<sup>1849</sup>. Установлено, що кукурудза (*Zea mays*), гірчиця сарептська (*Brassica juncea*), кушир темно-зелений (*Ceratophyllum demersum*) здатні продукувати високу біомасу й акумулювати ВМ на забруднених ґрунтах, а водний гіацинт – ейхорнія (*Eichhornia crassipes*) – у водоймах. Внесення *in situ* у ґрунт ефектора фітоекстракції хелатоутворюючого агента збільшує акумуляцію ВМ у рослинах і їхнє переміщення з кореневої системи у надземну біомасу. Забруднена біомаса рослин може бути використана для рекуперації кошовних кольорових металів як біопаливо для енергопостачання фіто- і ризофільтраційних систем, для одержання  $\text{CH}_4$ .

У Росії запропоновано<sup>1850</sup> за проведення фітоекстрагування Cu і Ni із забрудненого чорнозему використовувати гірчицю сарептську та зростаючі дози ефектора фітоекстракції – хелатоутворюючого агента, вирощування рослин протягом однієї вегетації.

Оцінювання ефективності біомеліорації ґрунту, забрудненого ВМ, під час використання найбільш адекватних тестів токсичності (виживання хробаків, пророщування насіння) проводили у Канаді<sup>1851</sup>. Констатовано, що труднощі, які виникають за використання тестів, пов'язані з нечутливістю до зміни рівнів вмісту ВМ ґрунту і з різним гранулометричним складом ґрунту тощо. Результати свідчать про необхідність використання серії тестів у поєднанні з хімічними аналізами для оцінювання ефективності біомеліорації.

Огляд принципів, методів, динаміки досліджень щодо фітомеліорації забруднених ґрунтів подано у роботах дослідників із КНР<sup>1852</sup>. Розглянуто типи, характеристики, потенціал гіперакумуляторів, сучасні підходи з використанням генної інженерії та молекулярної біології. Обговорюються можливості розробки й використання на практиці нових ефективних підходів до екологічного відновлення забруднених ґрунтів.

Як один із організаційних заходів, застосовуваних у забруднених регіонах, широкого розповсюдження набула лісомеліорація. Різні аспекти лісової меліорації в умовах техногенезу представлено також у роботах, розроблених і запатентованих ученими Німеччини<sup>1853</sup>, США<sup>1854</sup>, Канади<sup>1855</sup>, Китаю<sup>1856</sup>, Камеруну<sup>1857</sup>. За її проведення на техногенно забруднених ґрунтах слід ураховувати здатність захисних лісових насаджень локалізувати ВМ промислових підприємств, знижувати токсичність від перенасичення середовища забруднювачами, очищати ґрунт, повітря, воду від шкідливих домішок, бактерій. Актуальною є розробка нових підходів до проектування, створення санітарно-захисних насаджень в умовах критичного стану об'єктів довкілля на глобальному, національному, регіональному й місцевому рівнях. Учені з різних країн світу вказують на важливість переоцінки окремих

пріоритетів у захисному лісорозведенні, підкреслюючи екологічні аспекти формування деревної рослинності залежно від ступеня техногенного навантаження ґрунтів.

Наукові узагальнення різних досліджень фітореMediaції проведено у публікації О.С. Штика<sup>1858</sup>, результати якого в оригіналі наводяться нижче. Відповідно до узагальнень автора, одним із сучасних методів очистки ґрунтів є хімічна іммобілізація забруднюючих речовин, принцип дії якої полягає у зменшенні їх розчинності та переведенні у менш біологічно доступні форми.

Встановлено, що хімічна іммобілізація не є ефективною при умові, що у ґрунті важкі метали знаходяться у певних формах (наприклад,  $\text{Cr}_2\text{O}_7$ ,  $\text{AsO}_3$ ), поллютанти не утворюють малорозчинні гідроксиди (Hg) або у ґрунтовому середовищі присутні органічні забруднюючі речовини, особливо леткі вуглеводні<sup>1859</sup>. Іншими факторами, що можуть обмежувати застосування методу іммобілізації важких металів, є: наявність інших речовин у ґрунтовій матриці, кількість вологи, а також зовнішні умови середовища<sup>1860</sup>.

Для іммобілізації металів у середовищі можуть використовувати неорганічні меліоранти: глину, бентоніт, каолініт, цемент, карбонат кальцію, Fe/Mn сполуки, цеоліти<sup>1861 1862 1863 1864</sup> і органічні стабілізатори (компост, послід, органічні добрива)<sup>1865 1866 1867</sup> або комбінувати органічні меліоранти з неорганічними (табл. 2.58)<sup>1868 1869 1870</sup>.

При внесенні мінерального фосфориту у суглинок з рН 6,4 (штучно забруднений важкими металами) у пропорції 1:10 біологічна доступність Pb зменшується на 31%, Cd – 53,7%, а Zn – 32% у порівнянні із контрольними зразками. При підкисленні ґрунту збільшується доступність Cd і Zn, але Pb, іммобілізований мінеральним фосфоритом, проявляє стійкість до підкислення ґрунту<sup>1871</sup>.

Шведськими вченими встановлено<sup>1872</sup>, що результатом додавання вугільного пилу і торфу у забруднений ґрунт є зменшення кількості акумульованих важких металів (Cu до 98,2% і Pb до 99,9%). Іммобілізація забруднювачів у ґрунтовому середовищі сприяла покращенню розвитку рослин і зниженню рівня токсичного впливу металів на бактерії<sup>1873</sup>. Ефективними меліорантами, що застосовують для зменшення біодоступності Zn і Cu, вважають також  $\text{CaCO}_3$ , цеоліт та оксид заліза.

Новим напрямком досліджень вчених є використання альтернативних іммобілізаторів та оцінка їх ефективності у порівнянні із традиційними засобами<sup>1874 1875 1876</sup>.

Для зменшення біодоступності Cr шляхом формування органічних комплексів у ґрунт додавали подроблену зовнішню оболонку кокосових горіхів і пташиний послід.

Меліоранти є найбільш ефективними у кількості 12,5 т/га (волокна кокосу) та 5 т/га (послід) та здатні знижувати концентрації рухомих форм Cr у суглинку відповідно на 61-75% та 62,3-68%.

## Органічні та неорганічні іммобілізатори важких металів

1877 1878

Органічні меліоранти	Іммобілізовані важкі метали	Неорганічні меліоранти	Іммобілізовані важкі метали
Подрібнена тирса	Cd, Pb, Hg, Cu	Вапно	Cd, Cu, Ni, Pb, Zn
Жом (цукрової тростини)	Pb	Фосфати	Pb, Zn, Cu, Cd
Лігнін (із стічних вод паперової промисловості)	Zn, Pb, Hg	Зола (відходи теплових електростанцій)	Cd, Pb, Cu, Zn, Cr
Хитозан (відходи харчової промисловості)	Cd, Cr, Hg	Гідроксилапатит	Zn, Pb, Cu, Cd
Пташиний послід (відходи птахівництва)	Cu, Pb, Zn, Cd	Шлак (відходи теплових електростанцій)	Cd, Pb, Zn, Cr
Листя	Cr, Cd	Са-монтморилоніт (мінерал)	Zn, Pb
Послід великої рогатої худоби (відходи тваринництва)	Cd	Цементний пил (відходи цементної промисловості)	Cr, Cu, Zn, Pb
Солома	Cd, Cr, Pb	Бентоніт	Pb

У роботі Adejumo Sifau та ін. (2011) досліджено вплив неорганічного добрива (NPK, 100 кгN/га), компостів із кавави (*Manihot utilissima* Pohl.) і тітонії (*Tithonia diversifolia*) у концентраціях 20 і 40 т/га на процес іммобілізації Pb у ґрунті, в якому вирощували кукурудзу (*Zea mays* L.). Встановлено, що концентрація рухомого свинцю у ґрунтовому середовищі при застосуванні компосту із тітонії і кавави у кількості 40 т/га, знизилась на 71,6% і 67,33% а при 20 т/га – відповідно на 66,06% і 49,47%. Додавання компосту сприяло збільшенню висоти рослини на 89-94%, а також площі листків та їх кількості (особливо при внесенні у ґрунт компосту із тітонії у концентрації 40 т/га)<sup>1879</sup>.

У експериментальній роботі англійські вчені у якості іммобілізатора використовували компост, який отримували при переробці осаду стічних вод і «зелених відходів» та збагачували його мінералами (клинотилолітом і бентонітом). Ґрунти із різними ступенями забруднення змішували з компостом у різних співвідношеннях.

Критерієм оцінки слугували: кількість продукованої біомаси і акумульованих металів райграсом (*Lolium perenne* L.). Результати досліджень показали, що використання компосту (із зелених відходів) зменшує вилуговування Cd і Zn до 48%, тоді як внесення компосту із осаду стічних

вод сприяє акумуляції Zn рослиною (удвічі більша кількість металу в тканинах), проте концентрація у райграсі Cd, Cu, Pb, навпаки, зменшується у середньому на 80%<sup>1880</sup>.

Англійськими науковцями досліджена ефективність застосування компосту, який збагачували цеолітом і/або оксидом заліза, для ремедіації ґрунту, забрудненого As.

Біодоступність металу визначали шляхом оцінки кількості вилученого поллютанта райграсом (*Lolium perenne* L.). За результатами досліджень концентрація As у райграсі зменшилась до 2 мг/кг при використанні компосту із 5% вмістом оксиду заліза або цеоліту (співвідношення кількості меліоранту до кількості ґрунту – 1:7)<sup>1881</sup>. Таким чином, після застосування іммобілізатора райграс екстрагував із ґрунту менше ніж 0,01% загальної кількості металу. Застосування обох видів меліорантів було ефективним та забезпечувало значний ріст рослин на забрудненому ґрунті. Кількість рухомих форм важких металів у ґрунті зменшилась у середньому на 10-37%<sup>1882</sup>.

У публікації Hussein M. E. Selim та Donald L. Sparks<sup>1883</sup> узагальнено дані моделювання рухомості і міграції As, спрогнозовано поведінку Cd, Zn, і Cu у забруднених ґрунтах, а також процес їх хімічної іммобілізації *in situ*<sup>1884</sup>.

Застосування технології іммобілізації знижує потенційний ризик негативного впливу важких металів на рослини, але головним недоліком є те, що у процес очищення передбачається лише зменшення біодоступності забруднювачів, але не відбувається їх вилучення із середовища<sup>1885 1886 1887 1888</sup>.

Застосування електрокінетичного методу для ремедіації ґрунтів являється перспективною альтернативою для стабілізації та іммобілізації. Електромеліорація належить до методів деконтамінації, що передбачає рух іонів у середовищі у напрямку електродів і ґрунтується на таких механізмах: електроміграція іонів, електроосмос та електрофорез. Мобілізація осаджених на катоді іонів важких металів проводять шляхом використання комплексоутворюючих реагентів<sup>1889 1890 1891</sup>.

Узагальнені результати досліджень застосування електрохімічної ремедіації для очищення ґрунтів від важких металів, обмеження, переваги та перспективи використання даної технології представлено у роботі Reddy Krishna та Cameselle Claudio, а також надано економічні розрахунки її ефективності<sup>1892</sup>.

Видалення Cr, Cu, Mn, Ni, Zn і Pb із різних типів ґрунтів (важкого і піщаного суглинку, а також піску) за допомогою електроремедіації досліджено у роботах литовських вчених. Електрокінетичний метод очистки придатний для вилучення важких металів, за виключенням Ni і Pb, із піску (ефективність складає 60-90%) і піщаного суглинку (70-80%). У ґрунтовому середовищі виявлено найнижчі залишкові концентрації Mn і Cr. Кількість вилучених важких металів однакова при напрузі 29 і 24 В, але при меншому значенні процес ремедіації займає удвічі більше часу<sup>1893</sup>.

У роботі<sup>1894</sup> досліджено застосування електроремедіації для видалення Cd і Cu із глинистих ґрунтів, які є гарними провідниками електричного струму<sup>1895</sup>, проте у такому ґрунтовому середовищі важкі метали є більш зв'язаними<sup>1896</sup>. Процес видалення поллютантів електрокінетичним методом (при постійному струмі і напрузі 35 В) підсилювали додаванням хелатної сполуки (цитрату амонію –  $(\text{NH}_4)_2\text{C}_6\text{H}_6\text{O}_7$ ) і сурфактанту (Polysorbate 20). Встановлено, що внесення у забруднений ґрунт цитрату амонію є більш ефективним і підвищує вилучення Cd на 48,8 %, а Cu – на 30% у порівнянні із сурфактантом<sup>1897</sup>. Сербськими вченими<sup>1898</sup> проведено модельний експеримент, у ході якого досліджено видалення Cu із каоліну методом електроремедіації.

Оцінено вплив різних розчинів електролітів на процес очищення ґрунтів забруднених Cr, Ni і Cd. У якості електролітів використовували<sup>1899</sup>: 0,1 М ЕДТА (етилендіамінтетраоцетова кислота); 1,0 М  $\text{CH}_3\text{COOH}$ ; 1,0 М  $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$ ; 0,1 М NaCl / 0,1 М ЕДТА та 0,05 М  $\text{H}_2\text{SO}_4$  / 0,5М  $\text{H}_2\text{SO}_4$ . При використанні NaCl із ЕДТА кількість вилученого із ґрунтового середовища Cr становила 79 %. Дослід із застосуванням  $\text{CH}_3\text{COOH}$  показав гірший результат – видалено лише 57 % Cr, проте вилучення Ni і Cd було найбільш ефективним – відповідно 48% і 26%. Встановлено, що використання оцтової кислоти у процесі електроремедіації є доцільним для комплексного очищення ґрунтів від важких металів. Найбільша кількість Cr (82%) видалена із середовища при додаванні  $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$ , але оскільки вилучення Ni і Cd є незначним – даний електроліт не рекомендовано для ремедіації ґрунтів при умові комплексного забруднення важкими металами.

Підвищення ефективності електроремедіації досягали шляхом підкислення ґрунту. У забруднене Cu ґрунтового середовища інтродукували бактерії (які здатні окислювати сполуки сірки до сульфатної кислоти), що сприяло збільшенню кількості рухомих форм металу<sup>1900</sup>. Комбіноване використання електроремедіації із фітотехнологіями очищення ґрунтів, забруднених Cu, Cd та As, досліджено англійськими вченими<sup>1901</sup>.

Електрокінетичні методи ремедіації можуть спричиняти зміни мінерального складу ґрунту, для оцінки таких змін застосовують рентгенодифракційний або рентгенофлуоресцентний аналізи<sup>1902</sup>.

Найбільш перспективним і екологічно безпечним методом деконтамінації забруднених ґрунтів вважається фіторемедіація. Механізм очищення ґрунтується переважно на використанні рослин-гіперакумуляторів, які здатні вилучати токсиканти із середовища у високих концентраціях і проявляти толерантність до їх дії<sup>1903 1904</sup>.

Головна перевага фітотехнологій – процес видалення забруднюючих речовин відбувається без руйнування структури ґрунту і зменшення його родючості<sup>1905</sup>.

Існують різні види фіторемедіації: фітоекстракція, фітостабілізація, фітодеградація, фітостимуляція, ризофільтрація, ризодеградація, фітовипаровування тощо. Для очищення ґрунтів від важких металів

використовують фітоекстракцію (поглинання та накопичення забруднювачів в організмі рослини), фітостабілізацію (зменшення мобільності поллютантів і/чи накопичення у кореневій системі рослини-акумулянта або у ризосфері) чи ризофільтрацію (метали абсорбуються і зв'язуються у кореневих системах фіторемедіантів)<sup>1906 1907</sup>.

Поглинання забруднюючих речовин та їх розподіл у рослинах залежить від їх біодоступності, яка складається із доступності поллютантів (їх фізико-хімічних властивостей: розчинність у воді, молекулярна маса тощо), характеристик навколишнього середовища (кислотність, гранулометричний склад ґрунту, рівень гумусу, вологість та ін.) і фізіологічних та морфологічних особливостей рослин (рівень стійкості до дії забруднювачів, рівень розвиненості кореневища тощо)<sup>1908</sup>.

Незважаючи на велику кількість переваг фіторемедіація має ряд недоліків: високі концентрації поллютантів у середовищі можуть бути токсичними для рослин і мікроорганізмів; забруднюючі речовини повинні бути біологічно доступними для рослин; процес очищення може займати великий проміжок часу; фіторемедіацію *in situ* використовують для очищення переважно неглибоких шарів ґрунту, окрім того токсичність і біологічна активність деградованих сполук мало досліджена. При плануванні і підборі рослин для фіторемедіації, слід враховувати, що трав'янисті рослини швидше набирають біомасу і краще адаптуються до екзогенного стресу у порівнянні із кущовими рослинами і деревами<sup>1909</sup>.

Приблизно 400 видів рослин із 45 родин належать до гіперакумулянтів металів, серед яких: *Brassicaceae*, *Fabaceae*, *Euphorbiaceae*, *Asterraceae*, *Lamiaceae* і *Scrophulariaceae*<sup>1910</sup>. Відомими ремедіантами ґрунтового середовища є сільськогосподарські рослини: кукурудза (*Zea mays* L.), гірчиця салатна (*Brassica juncea*), рапс (*Brassica napus*), тютюн справжній (*Nicotiana tabacum* L.), редис (*Raphanus sativus*) та соняшник звичайний (*Helianthus annuus*), які здатні продукувати достатню кількість біомаси у забрудненому ґрунті і акумулювати важкі метали<sup>1911 1912 1913 1914 1915</sup>. Високий потенціал біоаккумуляції Cd/Zn, Cu, Se проявляють також деякі не сільськогосподарські рослини: відповідно альпійська ярутка (*Thlaspi caerulescens*), іпомея альпійська (*Ipomea alpine*), астрагал китицевий (*Astragalus racemosus*), а *Sebertia acuminata* і *Haumaniastrum robertii* здатні вилучати з ґрунту Co і Ni<sup>1916 1917</sup>.

У роботі англійських вчених (Nicholas M. Dickson та ін., 2009) наведено два фіторемедіаційні підходи. Перший ґрунтується на використанні трав'янистих рослин-гіперакумулянтів, таких, як альпійська ярутка, *Thlaspi caerulescens* (Pb, Zn, Cd, Ni), бурачок, *Alyssum* spp. (Ni, Co), птерис, *Pteris vittata* L. (As), а другий – на застосуванні багаторічних рослин: верби (*Salix* spp.) і тополі (*Populus* spp.), які здатні акумулювати підвищені концентрації лише деяких важких металів (Cd, Zn, V)<sup>1918</sup>. Рослини *Alyssum bertolonii* і *Thlaspi caerulescens* відносять до природних гіперакумулянтів, які швидко продукують біомасу<sup>1919</sup>. Встановлено, що *T. caerulescens* може щорічно

вилучати 60 кг Zn і 8,4 кг Cd з гектару при біомасі врожаю 2,6 т/га<sup>1920</sup>. *Alyssum* spp. відносять до гіперакумулянтів Ni, який рослина накопичує у листках<sup>1921</sup>.

Останнім часом досліджується ефективність використання маслянистих рослин для фітореMediaції ґрунтів. Гірчиця салатна (*Brassica juncea*) і рапс (*Brassica napus*) виявили здатність акумулювати високі концентрації Cd, Cu, Pb, Ni і Zn<sup>1922 1923</sup>. Рослини, що проявляють толерантність до впливу важких металів та мають високий показник коефіцієнта біологічного накопичення (співвідношення кількості поллютанту у ґрунті до його кількості у рослині), але низькі значення коефіцієнту транслокації (КТ), можуть застосовуватися для фітостабілізації забруднюючих речовин у ґрунтовому середовищі. Встановлено, що європейський чорний паслін (*Solanum nigrum* L.), ветвянка повзуча (*Brachiaria reptans* (L.) Gard. & Hubb.), портулак городній (*Portulaca oleracea* L.) і нетреба звичайна (*Xanthium strumarium* L.) мають високі коефіцієнти біологічного накопичення – відповідно 18,5 для Pb, 14,8; 25,4; 14,2 для Cu, але акумулюють важкі метали переважно у своїй кореневій системі, обмежуючи їх перенос до надземної частини.

Таким чином, ці види рослин рекомендують використовувати для фітостабілізації Cu і Pb<sup>1924</sup>. Згідно із результатами досліджень Archer M. J. G. та Robert A. Caldwell (2004) проявляють толерантність і здатні накопичувати Pb, Cu і Cd, а отже, можуть використовуватись для фітостабілізації, наступні рослини: бермудська трава (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.), ситник (*Juncus usitatus*) і ломандра довголисту (*Lomandra longifolia*)<sup>1925</sup>.

Ґрунтуючись на високому значенні коефіцієнту транслокації, *Parthenium hysterophorus* L. і амарант зелений (*Amaranthus viridis* L.) можуть бути рекомендовані для застосування у процесі фітоекстракції відповідно Pb (КТ 23,0) і Ni (КТ 20,7)<sup>1926</sup>. Такі рослини, як гусяча трава (*Eleusine indica* L. Gaerth.) і ветвянка повзуча (*Brachiaria reptans* (L.) Gard. & Hubb.), найбільш ефективно накопичують Pb, Co, Zn, проте іпомея плющеподібна (*Ipomoea hederacea* Jacq.), портулак городній (*Portulaca oleracea* L.) та нетреба звичайна (*Xanthium strumarium* L.) вважаються акумулянтами Pb і Cu. У якості фітореMediaнтів ґрунтів із високим вмістом Pb і Co використовували сить круглу (*Cyperus rotundus* L.), амарант зелений (*Amaranthus viridis* L.) та ценхрус (*Cenchrus pennisetiformis*), а піретрум (*Parthenium hysterophorus* L.) – найбільш ефективний вид рослин для видалення Pb, Cu, Ni, Zn, Cr і Co із середовища<sup>1927</sup>.

У ряді наукових робіт вивчається здатність пасліну чорного (*Solanum nigrum* L.) акумулювати важкі метали і проявляти стійкість до токсичної дії поллютантів<sup>1928 1929</sup>.

За даними досліджень, *Solanum nigrum* L. віднесено до гіперакумулянтів Cu<sup>1930</sup>, проте у роботі інших вчених (Weia Shuhe та ін., 2006) рослина виступає природним акумулянтом Cd. Встановлено, що концентрація Cd у стеблах і листках *Solanum nigrum* L., зібраних під час цвітіння, відповідно на 83,1% і 85,5% більша, а ніж на інших стадіях росту<sup>1931</sup>.

У дослідженнях китайські вчені (Puhui Ji та ін., 2011) у якості фіторемедіанта забруднених кадмієм ґрунтів (1,91 мг/кг) також використовували *Solanum nigrum* L., але для покращення росту рослини у ґрунт також додавали добрива. Згідно із отриманими результатами, для збільшення вилучення металу на 75% рекомендовано саджати рослину двічі на рік у забруднений ґрунт<sup>1932</sup>. Додавання добрив ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$  у концентрації 400 кг/га,  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  і  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$  – 600:300 кг/га і 300:600кг/га,  $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$  – 600 кг/га) не сприяло збільшенню біомаси рослини і скороченню терміну фіторемедіації.

Таким чином, *Solanum nigrum* L. є найбільш ефективним у процесі очищення за умови помірного рівня забруднення ґрунтів, а також має відносно велику біомасу врожаю у порівнянні з іншими відомими фіторемедіантами – альпійською яруткою (*Thlaspi caerulescens*) і кардаминописом Галлера (*Arabidopsis halleri*)<sup>1933 1934</sup>.

*Thlaspi caerulescens* виявляє здатність вилучати із ґрунту 22% Cd і 4% Zn. *Arabidopsis halleri* акумулює таку саму кількість Zn, як ярутка, але кадмій накопичує у більш низьких концентраціях<sup>1935</sup>. За результатами досліджень англійських вчених *Thlaspi caerulescens* вилучає 43% Cd і 7% Zn із ґрунтів, що знаходяться на території індустріальних районів (початковий вміст важких металів у середовищі становив: Cd – 19 мг/кг, Zn – 2920 мг/кг)<sup>1936</sup>.

Альпійську ярутку (*Thlaspi caerulescens*) використовують для ремедіації ґрунтів, забруднених Cd/Zn, проте за наявності у середовищі Cu рослина виявляє чутливість до токсичності дії металу, що лімітує застосування даного фіторемедіанта<sup>1937 1938</sup>.

Досліджено ефективність використання багаторічних рослин для очищення ґрунтів, забруднених Pb (75 мг/кг). Згідно із одержаними даними альтернантера (*Alternanthera philaxeroides*) здатна вилучати у 1,3-1,8 раз більшу кількість важкого металу, ніж портулак великоквітковий (*Portulaca grandiflora*) і санвіталія (*Sanvitalia procumbens*).

Вміст Pb зменшився на 31-83%, а залишкова концентрація у середовищі становила 62,61-23,18 мг/кг. Найвищий рівень акумуляції поллютанта рослинами-фіторемедіантами спостерігається на 45 день експерименту<sup>1939</sup>.

При моделюванні процесу ремедіації встановлено, що збільшення концентрації Pb у ґрунті призводить до збільшення кількості вилученого металу суріпицею звичайною (*Barbarea verna*) і шпинатом (*Spinacia Oleracea* L.), але при збільшенні вмісту Cd кількість акумульованого рослинами металу залишається сталою<sup>1940</sup>. Китайські вчені рекомендують для очищення забруднених Cd ґрунтів використовувати злинку канадську (*Conyza canadensis*) і жерушник шаровидний (*Rorippa globosa* (Turcz.) Hayek)<sup>1941</sup>.

У роботі Nosheen Mirza та ін. (2010) досліджується ремедіаційний потенціал арундо (*Arundo donax*), що застосовували на ґрунтах, забруднених As і Hg (концентрації As – 1, 2 і 3 мг/кг, а Hg – 20, 25 і 30 мг/кг). Рослина здатна акумулювати 11,18 % As, проте на 12 тиждень експерименту кількість металу зменшилась до 0,97 %. На 5 тиждень досліду було вилучено



приблизно 1% Hg, а на 12 – лише 0,17 %. Хоча *Arundo donax* проявляє стійкість до дії поллютантів, проте ефективним є при використанні для очищення мулистих ґрунтів<sup>1942</sup>. Для фіторемедіації забруднених As ґрунтів використовують також папоротевиді рослини, наприклад, *Pityrogramma calomelanos*<sup>1943</sup>.

Рекультивування і вилучення важких металів із забрудненого ґрунтового середовища шляхом застосування дерев'янистої і куцистої рослинності вважається перспективним і активно досліджується<sup>1944</sup>.

Деякі рослини із роду *Jasminum* проявляють високий рівень толерантності до ґрунтів, що мають підвищений вміст Cr, тому досліджено їх фіторемедіаційних потенціал.

Найбільшу кількість акумульованого Cr виявлено у кореневій системі туберози (*Polianthus tuberosus*) – 14,0 мг/кг, жасмину каталонського (*Jasminum grandiflorum*) – 7,89 мг/кг, самбаку (*Jasminum sambac*) – 7,82 мг/кг і олеандру (*Nerium oleander*) – 7,32 мг/кг. *Jasminum grandiflorum* здатний накопичувати відносно високі концентрації металу у листі. Всі рослини, окрім *Nerium oleander*, проявляють толерантність до забруднення кадмієм ґрунтів<sup>1945</sup>.

У роботі грецьких вчених (Kadukova J. та ін., 2008) досліджено видалення із засолених ґрунтів, акумуляцію і екскрецію Pb і Cd тамариксом (*Tamarix smyrnensis* Bunge).

Засоленість ґрунтів не впливає на ефективність накопичення Pb, але вміст Cd у рослині підвищувався із збільшенням ступеня засоленості. Свинець акумулювався переважно у кореневищі тамариксу, а кадмій – у його надземній частині. За результатами дослідження встановлено, що важкі метали екскретуються на поверхні листків, таким чином, *Tamarix smyrnensis* Bunge можна застосовувати для нової технології фіторемедіації – фітоекскреції<sup>1946</sup>.

Ефективність використання фітотехнології визначається рівнем фітодоступності важких металів у ґрунтового середовищі<sup>1947</sup>. Для підсилення ремедіації застосовують ефектори, які представлені переважно хелатними сполуками<sup>1948</sup>, проте іноді застосовують мікроорганізми<sup>1949 1950</sup>.

Поширеними ефекторами є: ЕДТА (етилендіамінтетраоцтова кислота), лимона кислота, ДТРА (диетилентриамінпентаоцтова кислота), ЕГТА (етиленгліколь тетраоцтова кислота) та інші<sup>1951 1952</sup>. Синтетичні хелатні сполуки вважаються більш ефективними, але мають серйозний недолік при застосуванні – утворюється велика кількість розчинних і рухомих форм металів<sup>1953</sup>.

У роботі бразильських вчених порівняно застосування синтетичних ефекторів і природно отриманих органічних кислот із низкою молекулярною масою (LMWOA), а також оцінено їх здатність збільшувати фітоекстракцію важких металів гірчицею сарептською (*Brassica juncea* (L.) Czern.) за умови комплексного забруднення ґрунтового середовища. Встановлено, що галова і лимонна кислоти стимулюють видалення Cd, Zn, Cu і Ni із ґрунту без збільшення ризику вилуговування важких металів Головною перевагою

застосування органічних кислот є низький рівень їх фітотоксичності у порівнянні із синтетичними хелатними сполуками<sup>1954</sup>.

Про перспективу використання фітореMediaції для очищення ґрунтів від важких металів свідчать результати дослідження здатності гірчиці сарептської (*Brassica juncea* (L.) Czern.) вилучати Cu і Ni із ґрунтового середовища. Для підвищення накопичення важких металів використовували ефектор фітоекстракції – ЕДТА у вигляді водного розчину його динатрієвої солі у концентраціях від 1 до 10 ммоль/кг. Найбільш ефективним є використання ЕДТА у кількості 10 ммоль/кг – коефіцієнти накопичення важких металів гірчицею становлять: для Cu – 3,92 (контроль 0,09) та Ni – 5,32 (при контролі 0,21).

Додавання ефектора скорочує термін ремедіації ґрунтового середовища удвічі<sup>1955</sup>.

У роботі Freitas E. V. та do Nascimento C.W. для збільшення у ґрунті кількості розчинних форм Pb застосовували також синтетичні азотовмісні полікарбокисильні кислоти. Хелатні сполуки (нитрилтриоцтова кислота (C<sub>6</sub>H<sub>9</sub>NO<sub>6</sub>) і ЕДТА) вносили у ґрунтове середовище, в якому культивували кукурудзу (*Zea mays* L.), у кількостях 2, 5, 10 та 20 ммоль/кг. За результатами дослідження рекомендовано нитрилтриоцтову кислоту у концентрації 5 ммоль/кг для підсилення процесу вилучення Pb<sup>1956</sup>.

Вивчено вплив ЕДТА та лимонної кислоти на акумуляцію Zn, Cu, Pb і Cd чорнобривцями (*Tagetes erecta*). Внесення у ґрунт ЕДТА у кількості 30 мг/л спричиняє пригнічення росту та розвитку рослин, що проявляється переважно у зменшенні кількості хлорофілу, вмісту білків, а також біомаси. При внесенні однакових концентрацій ефекторів, ЕДТА є більш ефективним засобом для збільшення акумуляції поллютантів. При внесенні ЕДТА у концентрації 30 мг/л із всіх металів Zn накопичується у найбільшій кількості (526,34 мг/кг), потім Cu (443,14 мг/кг), Pb (393,16 мг/кг) і Cd (333,62 мг/кг)<sup>1957</sup>. У іншій роботі вчені (Dawood Muhammad та ін., 2009) досліджували вплив ЕДТА і лимонної кислоти на процес вилучення Cd, Cu, Pb і Cr із штучно забрудненого ґрунту, у якому культивували роґіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.).

За результатами дослідження найбільш ефективним для комплексного вилучення Cd, Pb і Cr є додавання ЕДТА у концентрації 5 ммоль/кг, проте відмічено значне зменшення біомаси і затримання росту рослини. Вміст Cd у паростках підвищувався на 36,9% при додаванні лимонної кислоти та ЕДТА у кількості 10 ммоль/кг. Найбільша концентрація Pb у корінні відмічена при обробці ґрунту розчином лимонної кислоти (2,5 ммоль/кг), проте ЕДТА, навпаки, збільшує акумуляцію свинцю у паростках. Максимальне накопичення Cd, Cu, Pb у корінні і Cr у надземній частині *Typha angustifolia* L. спостерігалось при додаванні лимонної кислоти у концентраціях 5 і 10 ммоль/кг<sup>1958</sup>.

Використання ЕДТА (0,5 і 1,0 г/кг ґрунту) для підсилення ремедіації ґрунтів жерушником шаровидним (*Rorippa globosa*) на стадіях розвитку

рослини перед цвітінням пригнічує її ріст та вилучення Cd з ґрунтового середовища. У порівнянні із контролем кількість сухої біомаси, концентрація Cd і загальний показник акумуляції металу у надземній частині знизились відповідно на 39,6%, 3,1 і 41,0% при внесенні ефектора у кількості 1,0 г/кг. Додавання ЕДТА у період цвітіння і дозрівання плодів рослини сприяло її розвитку і абсорбції Cd, особливо у концентрації 1,0 г/кг. Таким чином, застосування помірної концентрації ЕДТА на оптимальній стадії розвитку *Rorippa globosa* є ефективним для збільшення кількості вилученого Cd із ґрунту<sup>1959</sup>.

Доведена і ефективність застосування ріпаку ярого у системі фітореMediaційних заходів<sup>1960</sup>. Протягом досліджень було встановлено, що ріпак ярий сорту Магнат має досить високу толерантність до забруднення ґрунту кадмієм, свинцем і цинком. Найвищу урожайність насіння і соломи цієї культури отримано за вирощування на ділянках з п'ятиразовим перевищенням природного фону ВМ – відповідно 124,9 та 246,0 г/м<sup>2</sup>. У цьому варіанті середня висота рослин становила 80,6 см, кількість рослин – 108 шт./м<sup>2</sup>, співвідношення насіння до соломи 1:2,0, в той час як у контролі ці показники відповідно склали 76,7 см, 113 шт./м<sup>2</sup>, 1:2,4. За 10 фонів ВМ отримано продуктивність ріпаку ярого також була вищою ніж на природному фоні, але не на істотну величину (табл. 2.59).

Таблиця 2.59

Продуктивність ріпаку ярого залежно від забрудненості ґрунту важкими металами<sup>1961</sup>

Варіант	Маса, г/м <sup>2</sup>		Насіння/ солома	Маса 1000 насінин, г	Кількість рослин, шт/м <sup>2</sup>	Висота, см
	насіння	соломи				
1 – природний фон контроль)	87,1	209,5	1:2,4	3,15	113	76,7
4 – 5 фонів ВМ	124,9	246,0	1:2,0	3,24	108	80,6
2 – 10 фонів ВМ	93,5	233,9	1:2,5	3,15	122	73,9
3 – 100 фонів ВМ	7,5	14,0	1:1,9	3,48	9	51,6
НІР <sub>05</sub>	12,8	33,5	-	0,25	16	6,8

Навіть за 100-разового перевищення природного фону ВМ (вар.3) вдалось одержати майже повноцінні сходи ріпаку, але протягом наступних етапів органогенезу основна кількість рослин загинула у зв'язку з високою токсичністю ґрунту, і на момент збирання урожаю густота рослин складала лише 9 шт./м<sup>2</sup>, що в 12-13 разів менше, порівняно з іншими варіантами.

Закономірно, що саме на цих ділянках отримано найнижчу урожайність.

Варто зазначити, що у варіанті із 100 фонами ВМ, порівняно з іншими, показник маси 1000 зерен не погіршився і становив 3,48 г. Відмінність вказаного варіанту від решти підтверджується результатами статистичного

аналізу, в ході якого визначено, що різниця в урожайності насіння становила 79,6-117,4 г/м<sup>2</sup>, соломи – 195,5-232,0 г/м<sup>2</sup>, при значеннях НІР<sub>05</sub> відповідно – 12,8 і 33,5 г/м<sup>2</sup>.

Встановлено також, що за вирощування сільськогосподарських культур на забруднених ВМ територіях є важливими не лише кількість і якість одержаної продукції, а і її токсикологічні характеристики. Відомо, що за збільшення умісту ВМ у ґрунті є вірогідною зміна їхньої концентрації в рослинних організмах<sup>1962 1963</sup>. Закономірно, що з підвищенням забрудненості екотопів важкими металами концентрування цих елементів у зерні, соломі і коренях ріпаку ярого збільшувалось, порівняно з контролем (рис. 2.76).

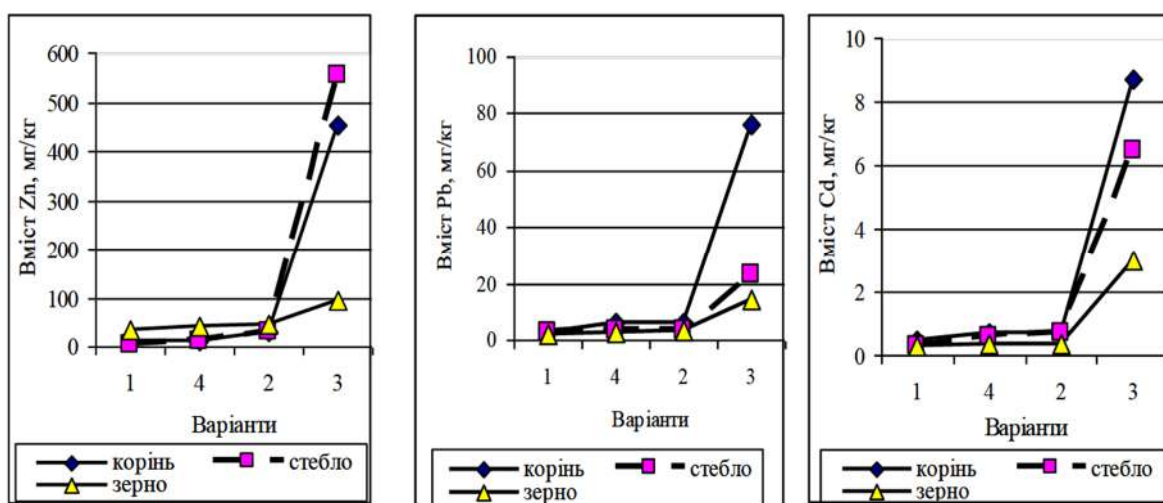


Рисунок 2.76 – Уміст важких металів у коренях, соломі та зерні ріпаку ярого залежно від забрудненості ґрунту ВМ: 1 – природний фон свинцю, цинку і кадмію; 4 – п’ятиразове перевищення; 2 – десятиразове перевищення; 3 – сторазове перевищення природного фону<sup>1964</sup>

Встановлено<sup>1965</sup>, що залежно від фону забрудненості ґрунту до рослинних організмів надходить різна кількість токсичних елементів, формується різний рівень урожайності, і саме ці фактори визначають величину відчужених ВМ з агроекотопу. Як вже було зазначено, збільшення кількості свинцю, цинку і кадмію в ґрунті супроводжувалось зростанням концентрації цих металів у зерні, соломі та коренях культури. При цьому темпи накопичення металів у різних частинах рослинного організму підлягали певній закономірності, а саме: із зростанням забрудненості ґрунту найбільша частка свинцю, кадмію, цинку концентрувалась у вегетативних органах (коренях та стеблах), тому урожай соломи та вміст в ньому ВМ є визначальним у відчуженні цих елементів з екотопу (рис. 2.77).

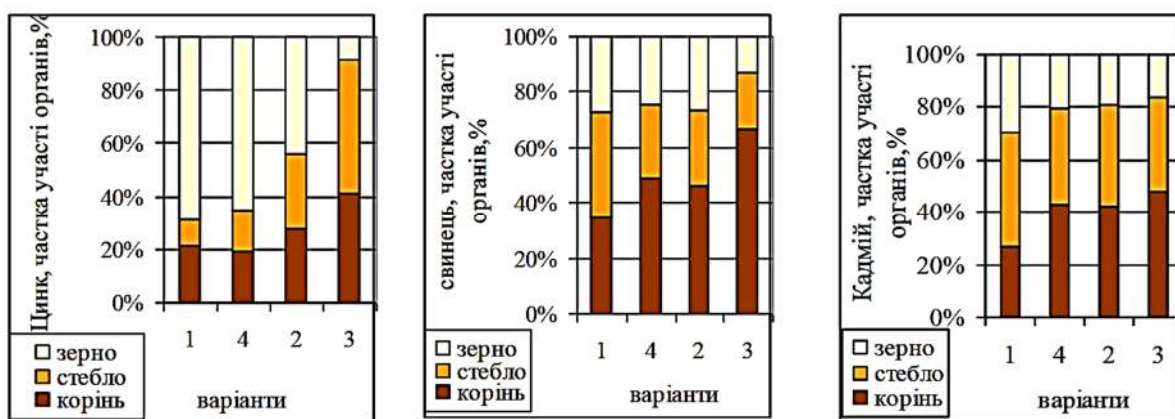


Рисунок 2.77 – Частка зерна, соломи і коренів в накопиченні ВМ фітоценозами ріпаку ярого: 1 – природний фон свинцю, цинку, кадмію; 4 – п’ятиразове перевищення; 2 – десятиразове перевищення; 3 – сторазове перевищення природного фону<sup>1966</sup>

За свідченнями вчених, у стресових ситуаціях, пов’язаних із забрудненням ґрунту ВМ, рослини, намагаючись знешкодити токсичний вплив металів, синтезують більше білкових речовин, що зв’язують ці елементи, таким чином запобігаючи їх активному впливу на весь процес росту та розвитку рослин<sup>1967</sup>.

Проведений аналіз<sup>1968</sup> біохімічних характеристик соломи та коренів рослин ріпаку ярого, вирощених на ґрунтових фонах з різним умістом ВМ, певним чином підтвердив ймовірність таких процесів у рослинному організмі. Одержані дані свідчать, що зі зростанням забрудненості ґрунту спостерігалась чітка закономірність збільшення умісту сирого протеїну у кореневій масі. Найвищий уміст сирого протеїну відмічено у коренях (9,47%) та солоні (10,1%) рослин, вирощених за 100 фонів ВМ, в той час як у контролі він становив відповідно 8,46 та 7,96%. За 5-ти та 10-разового перевищення природного фону ВМ спостерігалось підвищення умісту білкових сполук лише в коренях. Слід відмітити, що вміст протеїну в насінні ріпаку у варіантах з природним фоном, 5 та 10 фонів ВМ був близьким і становив 21,5-21,7%, а при зростанні забруднення до 100 фонів істотно знижувався. Розрахунок виносу рослинами ріпаку ярого свинцю, кадмію та цинку показав, що найбільше відчуження ВМ було на ділянках з 5- і 10-разовим перевищенням природного фону ВМ (рис. 2.77), оскільки саме тут одержано найбільшу біомасу.

Враховуючи зазначене, вирощування ріпаку ярого на забруднених ґрунтах може сприйматись як один з шляхів їх фіторемедіації.

На підставі представлених результатів щодо ріпаку ярого зроблено висновки, що при виборі культур для проведення фіторемедіації ґрунтів, забруднених ВМ, важливо враховувати кількість вегетативної маси, яку можуть сформувати рослини на одиниці площі та фізіологічну ефективність кореневих бар’єрів у відношенні до конкретних ВМ. В рослинах відбувається

перерозподіл ВМ між морфологічними органами: коренями, надземною вегетативною масою (листя, стебло) та генеративними органами (рис. 2.78).

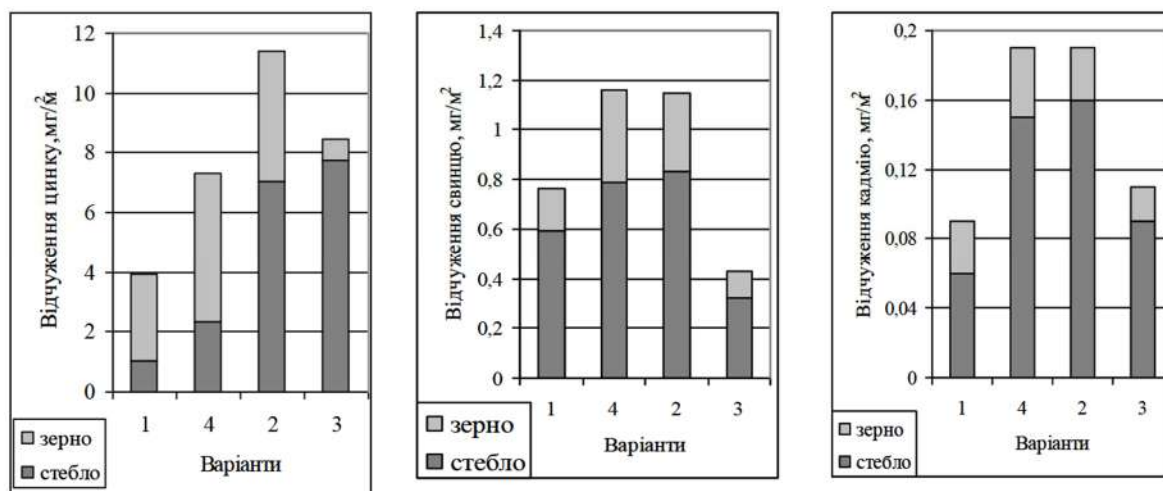


Рисунок 2.78 – Відчуження цинку, свинцю і кадмію з основною та побічною продукцією ріпаку ярого, вирощеного за різного рівня забрудненості ґрунту ВМ: 1 – природний фон свинцю, цинку, кадмію; 4 – п’ятиразове перевищення; 2 – десятиразове перевищення; 3 – сторазове перевищення природного фону<sup>1969</sup>

Характер таких процесів залежить від компонентного складу ґрунтового розчину та генетичних особливостей рослинного організму. Надходження ВМ до рослин регулюється фізіологічними бар’єрами біохімічної природи, які сприяють зв’язуванню ВМ у малорухомії формі і запобігають вільному надходженню і переміщенню шкідливих елементів у рослинному організмі.

Ці бар’єри функціонують на межі ґрунт-корінь, корінь-надземні вегетативні органи, надземні вегетативні органи-генеративні органи.

Поглинання ВМ може сповільнюватися під впливом механізму бар’єрної функції кореня. Залежно від ефективності дії кореневого бар’єру у відношенні до ВМ може проявлятися толерантність рослинних організмів до існуючих екологічних умов.

Тими ж дослідженнями встановлено<sup>1970</sup>, що представники спонтанного природного фітоценозу (бур’яни) є витривалішими до ґрунтових аномалій, порівняно з культурними рослинами, що пояснюється еволюційно зумовленою досконалістю захисних систем, порівняно з штучно підтримуваним агрофітоценозом. Це підтвердилось розрахунком фізіологічної ефективності корневих бар’єрів (ФЕБ) у ріпаку ярого та плоскоухи, які сформували біомасу в межах екотопу зі сторазовим перевищенням природного фону ВМ<sup>1971</sup>.

Загалом, перевищення ФЕБ 30-відсоткової межі свідчить про зміну екологічних умов вегетації рослини – екологічний стрес, який, перш за все, пов’язаний зі зміною якості живильного середовища, ступеня техногенного забруднення довкілля. За таких умов ефективність дії бар’єрів зростає –

коренева система організму, що потрапив до змінених екологічних умов, намагається, раціонально використовуючи метаболічну енергію, активно регулювати надходження елементів до рослинного організму та їх переміщення до інших морфологічних органів. Виявлено, що потужність утримування токсичних для рослини елементів кореневою системою плоскухи була вищою, порівняно з ріпаком, у 2,8 рази у відношенні до цинку, у 5,1 – до свинцю і 11 – до кадмію (табл. 2.60). Це дозволило рослинам плоскухи сформувати значну біомасу на ділянках зі сторазовим перевищенням фону, в той час як основна кількість представників рослин культурного агроценозу загинула у післясходовий період.

Таблиця 2.60

Фізіологічна ефективність корневих бар'єрів фітоценозу за умови сторазового забруднення ґрунту ВМ<sup>1972</sup>

Компонент фітоценозу	Показник фізіологічної ефективності корневих бар'єрів, %		
	Цинк	Свинець	Кадмій
Ріпак ярий	62,2	229,5	20,5
Плоскуха	129,3	1238,8	228,0

Отже, представник спонтанного природного фітоценозу (плоскуха) є витривалішим до ґрунтових аномалій, порівняно з ріпаком ярим, що пояснюється еволюційно зумовленою досконалістю захисних систем, порівняно зі штучно підтримуваним агрофітоценозом.

Повідомляється, що хоча такі «класичні» гіперакумулятори, як *Thlaspi caerulescens* L., що нагромаджує 3% Zn, 0,5% Pb і 0,1% Cd, та *Alyssum bertolonii* L., що нагромаджує більше 1% Ni у надземних органах<sup>1973</sup> використання їх для фітореMediaції є утрудненим, оскільки ці рослини невеликого розміру та повільно ростуть. Ідеальною рослиною для очищення метал-забруднених ґрунтів була б така, що нагромаджує значну біомасу та може толерувати і нагромаджувати високі концентрації важких металів. Серед таких рослин значну увагу приділено деревам. Показано, що береза, клен, верба, тополя можуть нагромаджувати важкі метали<sup>1974 1975</sup>. Проте серед цих видів лише верба є найбільш придатною для фітореMediaції, оскільки вона швидко росте<sup>1976 1977</sup>.

Певним чином *S. viminalis* L. має унікальну здатність поглинати, деактивувати та нагромаджувати великі кількості важких металів без зниження ростових показників. Ця властивість є досить високою, порівняно з іншими рослинами чи мікроорганізмами, що дає змогу вважати її гіперакумулятором<sup>1978</sup>. Окрім того, вона виділяється серед інших видів енергетичних рослин, які маючи високі ростові показники, не нагромаджують важкі метали у таких кількостях. Порівняно з іншими рослинами-гіперакумуляторами, *S. viminalis* L. поглинає іони кадмію у достатній для гіперакумуляторів кількості, при цьому не зупиняючи темпів росту. При порівнянні нагромадження важких металів вербою енергетич-

ною та інших відомих рослин-гіперакумуляторів помітно, що верба не тільки нагромаджує більше, а нагромаджує більше у перерахунку на одиницю сухої маси (табл. 2.61).

Важкі метали при надходженні в організм верби поводяться по-різному. Так, свинець, хром та мідь переважно нагромаджуються у коренях, а кадмій, нікель та цинк є більш мобільними та легко переміщуються у надземну частину<sup>1979</sup>. Вивчення розподілу важких металів, місць акумуляції та переміщення має першочергове значення для фітореMediaції.

З метою дослідження впливу важких металів на рослини верби було проведено ряд польових та лабораторних експериментів. Так, при дослідженні впливу іонів кадмію і цинку на різні клони рослин верби було встановлено, що деякі клони були толерантними до обох металів, інші – лише до одного, толерантні клони нагромаджували важкі метали у діапазоні від 1 до 72%<sup>1980</sup> (табл. 2.61).

Таблиця 2.61

Акумуляція іонів кадмію рослинами<sup>1981</sup>

Рослина	Продуктивність, т/га	Вміст металу, мг/кг маси сухої речовини	Поглинання металу, г/га
<i>Thlaspi caerulescens</i>	2,93	12,1	35
<i>Alyssum murale</i>	1,32	33,7	43
<i>Salix viminalis</i>	10,00	22,1	217
<i>Hordeum sativum</i>	4,95	2,4	12
<i>Trifolium repens</i>	3,52	1,14	4

Повідомляється<sup>1982</sup>, що при вивченні 70 клонів верби показано значні відмінності у нагромадженні ними кадмію – різниця між найбільшим вмістом та найменшим сягала 43 рази<sup>1983</sup>. Найбільша здатність акумулювати важкі метали показана для *S. viminalis* L. – коефіцієнт акумуляції становив 3,4 у польових умовах дослідження. Хоча для того, щоб повністю очистити ґрунт до допустимих норм при такій акумуляції необхідно 77 років, а це практично неможливо, оскільки продуктивний вік верби становить близько 30 років. Проте за умов невисокого рівня забруднення ґрунту вирощування на ньому верби дає позитивний результат.

У випадку *S. viminalis* L. процес нагромадження важких металів починається з кореневої системи і через провідну систему іони металів транспорту- ються по організму. При вирощуванні *S. viminalis* L. на субстратах, забруднених важкими металами, вони повільно, але стабільно



очищуються від цих поллютантів. Дослідження вмісту кадмію на 8 ґрунтах, де вирощували вербу, встановило зменшення його концентрації на 30-40%. У лабораторних умовах при вирощуванні на водних культурах верба поглинає близько 30% кадмію за 90 діб<sup>1984</sup>.

При вирощуванні *S. viminalis* L. на хвостосховищі м. Стебник було помічено, що різні органи рослин *S. viminalis* накопичували різну кількість важких металів. Найбільше вони накопичувалось у кореневій системі, найменше – у пагонах. У листі спостерігали велике нагромадження свинцю, цирконію та хрому порівняно з коренем та пагоном. У найбільшій кількості у листі *S. viminalis* накопичувались цинк та хром за росту на субстраті з хвостосховища. У коренях рослин *S. viminalis* зростає вміст молібдену, міді, нікелю, цирконію, барію та заліза. Ріст *S. viminalis* також впливав на вміст важких металів у субстраті, відбулось помітне зменшення ванадію, міді, цинку, цирконію, хрому, титані та заліза щодо початкового рівня. Найбільше зменшився вміст цинку – в 12 разів щодо початкового рівня<sup>1985</sup>.

При дослідженні концентрації важких металів у корі та деревині верби було встановлено, що деревина містила кадмію на порядок більше, ніж у ґрунті<sup>1986</sup>. Компартиментизація важких металів саме у деревині дає змогу використовувати її для довготривалої ремедіації ґрунту. У Швеції підраховано, що річне поглинання кадмію вербою (за виключенням добрив та надходження з повітря) становило близько 3-4% від загальної його кількості у ґрунті, що дає змогу за 20-25 років знизити концентрацію кадмію нижче природного рівня<sup>1987</sup>. Середньо верба акумулює 20-30 г кадмію з 1 га за рік.

Окрім кадмію, *S. viminalis* L. ефективно нагромаджує й інші важкі метали, наприклад мідь. Дослідження впливу іонів міді виявили їх надходження до усіх органів верби (табл. 2.62).

Таблиця 2.62

Нагромадження іонів Cu органами рослин *Salix viminalis* L.<sup>1988</sup>

Вміст Cu у середовищі, мМ/л	Нагромадження Cu, мг/кг маси сухої реювини		
	Листки	Пагони	Корені
0,0	0,22	0,28	0,48
0,5	0,84	1,69	3,27
1,0	1,65	2,46	5,38
1,5	2,79	2,93	8,84
2,0	3,46	3,56	10,61
2,5	4,22	3,90	13,51
3,0	2,30	4,69	15,38

Рослини вирощувались на поживному середовищі Кнопа з додаванням солей міді у відповідних концентраціях. Помітно, що нагромадження іонів зростає зі збільшенням концентрації металу в середовищі, корені та стебла

нагромаджують значно більше важкого металу, ніж новоутворені листки. Латеральні частини, швидше, є кінцевим пунктом призначення для іонів важких металів та не беруть участі у транспортуванні<sup>1989</sup>.

При проведенні польових досліджень на територіях, збагачених важкими металами, встановлено, що 50-80% біоаккумуляованих металів нагромаджується у коренях та пагонах, що вказує на стійке вилучення та стабілізацію цих поліютантів рослинами верби. Оскільки метали, що нагромаджуються листям, повертаються повторно у середовище наприкінці сезону. Найвищий коефіцієнт акумуляції був для кадмію та цинку, для нікелю, міді та свинцю він був значно нижчим.

Під час дослідження нагромадження важких металів у рослинах верби було встановлено, що живці рослин, відібрані у нижніх частинах рослин, нагромаджують значно вищі концентрації іонів металів, ніж ті, що розміщені вище. Морфометричні показники рослин верби та нагромадження ними кадмію, нікелю та міді за умов росту на забруднених та не забруднених важкими металами ділянках не відрізнялась. Проте, коли рослини, що росли на забрудненій території, перенесли на ділянки з низьким вмістом важких металів, їх ріст пришвидшувався. Також у рослин забруднених ділянок основна маса важких металів нагромаджувалась у корені, запобігаючи тим самим переносу цих поліютантів у надземну частину<sup>1990</sup>.

Дослідження впливу іонів важких металів на стійкість різних видів верби показало, що при вирощуванні рослин на водних культурах є багато варіацій серед клонів. Встановлено, що стійкість рослин верби до важких металів не є видоспецифічною, а, швидше, клоночи гібридо-специфічною. Ця ознака є дуже важливою для планування фітореMediaційних досліджень, оскільки для початку досліджень необхідне детальне планування з обов'язковим попереднім визначенням конкретного стійкого клону, який може нагромаджувати важкі метали<sup>1991</sup>.

Узагальнено таким чином<sup>1992</sup>, що використання енергетичних рослин, зокрема верби, для фітореMediaції ґрунтів, забруднених важкими металами має високий потенціал. Існує багато доказів, що ці рослини можуть виживати та нормально розвиватись у таких складних умовах. Звичайно, інтенсивність росту може бути дещо знижена та це не є таким важливим. Важливо те, що вони толерують такі високі концентрації важких металів. Це стає можливим, перш за все, завдяки тому, що корені оминають ділянки ґрунту із високим вмістом цих поліютантів та іммобілізують їх у підземні органи. З часом у рослин проходить акліматизація до їх дії. Рослини *S. viminalis* є альтернативою для вирішення питання очистки забруднених поліютатами, зокрема важкими металами, ґрунтів та використання їх як енергетичної сировини. *S. viminalis* L. ефективно нагромаджує такі важкі метали, як кадмій та мідь. Компартментизація важких металів саме у деревині рослин дає змогу використовувати її для довготривалої реMediaції ґрунту.

Доведена ефективність, зокрема науковцями Вінницького національного аграрного університету щодо ефективного використання багаторічних трав

для технологій фітореMediaції ґрунтів<sup>1993</sup>, що підтверджено і в інших дослідженнях<sup>1994</sup>.

Вказаними дослідженнями<sup>1995</sup> встановлено, що Найкраще детоксикує ґрунт від шкідливого свинцю травостій еспарцету піщаного, який дає змогу зменшити його вміст на 0,2 мг/кг ґрунту порівняно з варіантом до висівання трав і внесення добрив та хімічного меліоранту.

Решта трав менш істотно впливали на виведення свинцю з ґрунту.

Вміст кадмію в ґрунті після вирощування бобових багаторічних трав становив 0,02-0,60 мг/кг ґрунту при величині ГДК 0,7 мг/кг ґрунту. Найнижчий вміст кадмію в ґрунті спостерігався після вирощування еспарцету піщаного, конюшини лучної та люцерни посівної, а найвищий – після буркуну білого, козлятнику східного і лядвенцю рогатого.

До висівання трав концентрація кадмію в ґрунті становила 0,08 мг/кг ґрунту. Шляхи накопичення його в ґрунті аналогічні свинцю. Вивели кадмій з ґрунту травостої еспарцету піщаного, конюшини лучної і люцерни посівної; решта трав не вплинули на його концентрацію (табл. 2.63).

Таблиця 2.63

Вміст важких металів у ґрунті після дворічного вирощування бобових багаторічних трав, мг/кг ґрунту<sup>1996</sup>

Вид важкого металу	Гранично-допустима концентрація	Вміст важких металів у ґрунті						
		До висівання	Після дворічного вирощування трав					
			Люцерни посівної	Конюшини лучної	Еспарцету піщаного	Буркуну білого	Лядвенцю рогатого	Козлятнику східного
Свинець	6,0	1,7	5,7	3,0	1,5	3,6	2,3	5,9
Кадмій	0,7	0,08	0,05	0,03	0,02	0,60	0,50	0,60
Мідь	3,0	5,4	6,8	6,7	6,0	6,4	6,6	6,5
Цинк	23,0	6,0	9,1	6,6	2,8	4,3	4,0	5,4

Вміст міді в ґрунті після вирощування бобових багаторічних трав становив 6,0-6,8 мг/кг ґрунту. Мідь у ґрунті одночасно є мікроелементом і токсичним важким металом. Найвищий її вміст спостерігався ґрунті після вирощування люцерни посівної і конюшини лучної, а найнижчий – після еспарцету піщаного. До висівання трав вміст міді в ґрунті становив 5,4 мг/кг ґрунту. Тобто кількість міді в ґрунті збільшилась після внесення фосфорно-калійних мінеральних добрив та дефекату, а також певну кількість міді залишають у ґрунті самі трави. Вміст цинку в ґрунті після дворічного вирощування бобових багаторічних трав становив 2,8-9,1 мг/кг ґрунту при величині ГДК 23,0 мг/кг ґрунту. Найвищим він був після вирощування люцерни посівної, а найнижчим після еспарцету піщаного.

До висівання трав вміст цинку в ґрунті становив 6,0 мг/кг ґрунту. Цинк також вважається одночасно мікроелементом і токсичним металом.

Зменшили вміст його в ґрунті еспарцет піщаний, лядвенець рогатий, козлятник східний і буркун білий, а сприяли його зростанню травостої люцерни посівної та конюшини лучної.

Автором дослідження встановлено:

– дворічне вирощування еспарцету піщаного найкраще детоксикує ґрунт від свинцю, кадмію, міді і цинку;

– найгірше виводить свинець з ґрунту травостій люцерни посівної і козлятнику східного, кадмій – буркуну білого і козлятнику східного, мідь – люцерни посівної і конюшини лучної, цинк – люцерни посівної;

– зменшення вмісту свинцю в ґрунті після дворічного вирощування бобових багаторічних трав відбувається у такій послідовності трав (починаючи з найбільш ефективних): еспарцет піщаний – лядвенець рогатий – конюшина лучна – буркун білий – люцерна посівна – козлятник східний; вмісту кадмію: еспарцет піщаний – конюшина лучна – люцерна посівна – лядвенець рогатий – буркун білий, козлятник східний; вмісту міді: еспарцет піщаний – буркун білий – козлятник східний – лядвенець рогатий – конюшина лучна – люцерна посівна; вмісту цинку: еспарцет піщаний – лядвенець рогатий – буркун білий – козлятник східний – конюшина лучна – люцерна посівна;

– зменшення концентрації свинцю і цинку в ґрунті, порівняно з варіантом до внесення добрив і висівання трав, спостерігається при дворічному вирощуванні лише еспарцету піщаного, кадмію – еспарцету піщаного, конюшини лучної, люцерни посівної.

Відносно новим напрямом досліджень у сфері фіторемедіації є вивчення ефективності застосування ґрунтової мікробіоти у процесі очищення ґрунтів. Ґрунтові мікроорганізми мають здатність впливати на біологічну доступність і процес поглинання важких металів<sup>1997</sup>, а також можуть сприяти росту та зменшувати токсичну дію поллютантів на рослини<sup>1998</sup>.

Приблизно 80% надземних рослин мають симбіотичні асоціації мікроорганізмів<sup>1999</sup>.

Здатність існувати у забрудненому важкими металами середовищі характерна для багатьох видів, що живуть у ризосфері, причиною стійкості ґрунтової мікробіоти може бути, як вроджені механізми адаптації, так і набуті.

У забруднений ґрунт можуть вносити характерні для нього мікроорганізми (внутрішня біоремедіація) або виділені із певного середовища, а потім інтродуційовані у забруднене (біоаугментація)<sup>2000 2001</sup>.

Встановлено, що *Pseudomonas spp.*, *Bacillus spp.*, *Mesorhizobium sp.*, *Microbacterium spp.*, *Rhizobium spp.*, *Variovorax sp.*, *Rhodococcus sp.*, *Psychrobacter spp.*, *Flabobacterium sp.*, *Sinorhizobium sp.* і *Achromobacter sp.* можуть сприяти фітоекстракції Ni, Pb і Zn із ґрунту рослинами<sup>2002</sup>.

Ізольовано та досліджено стійкі до забруднення Ni бактерії, що живуть у ризосфері бурачка серполистного (*Alyssum serpyllifolium*) і тимофіївки степової (*Phleum phleoides* (L.) Karsten). Вилучені мікроорганізми сприяють

росту і вилученню Ni рослинами роду *Brassica* (*Brassica juncea* і *Brassica oxyrrhina*) із ґрунтового середовища<sup>2003</sup>.

Російськими науковцями вивчено вплив *Variovorax paradoxus*, *Rhodococcus* sp., *Flavobacterium* sp. на розвиток фіторемедіанта – гірчиці сарептської (*Brassica juncea*), що культивується у ґрунті із підвищеним вмістом Cd. Ґрунтові бактерії стимулювали видовження коренів у рослин, а також проявили стійкість до забруднення Zn, Cu, Ni і Co<sup>2004</sup>.

У наукових роботах (So-Yeon Koo та ін., 2009; Ying Ma та ін., 2009; Armelle Braud та ін., 2009, He Chi Quan та ін., 2010) встановлено збільшення вмісту важких металів у тканинах рослин-фіторемедіантів при інтродукції мікроорганізмів у ризосферу<sup>2005 2006 2007 2008</sup> проте Sangram Sinha та ін. (2008) і Dary M. та ін. (2010) відмічають навпаки погіршення<sup>2009 2010</sup>.

Використання *Bradyrhizobium* sp., *Pseudomonas* sp., *Ochrobactrum* sp. зменшує акумуляцію Pb, Cu і Cd люпином жовтим (*Lupinus luteus*), але призводить до збільшення біомаси рослини<sup>2011</sup>. При внесенні мікроорганізмів *Bacillus subtilis*, *Bacillus cereus*, *Flavobacterium* sp., *Pseudomonas aeruginosa* спостерігається збільшення біомаси надземної частини фіторемедіанта і кількості акумульованого Zn *Orychophragmus violaceus*<sup>2012</sup>.

Французькими вченими встановлено, що *Ralstonia metallidurans* підсилює ефективність фіторемедіації шляхом збільшення накопичення Cr у надземній частині кукурудзи (*Zea mays* L.), а *Pseudomonas aeruginosa* – сприяє вилученню Cr та Pb<sup>2013</sup>. За результатами досліджень Abou-Shanab R. A. та ін. (2008) на акумуляцію Cr *Zea mays* L. впливає сумісна інтродукція мікроорганізмів: *Bacillus subtilis*, *Bacillus pumilus*, *Brevibacterium halotolerans*, *Pseudomonas pseudoalcaligenes*<sup>2014</sup>.

Додавання *Pseudomonas aeruginosa* покращує ріст і збільшує розгалуженість кореневої системи *Cucurbita moschata* та *Brassica juncea*, проте зменшує вилучення із ґрунтового середовища та накопичення Cd на 59,22% у кореневій системі і на 47,40% у надземній частині фіторемедіанта *Cucurbita moschata*. Знижується кількість поглинутого Cd гірчицею на 52,44% та 36,89%, відповідно, корінням і надземною частиною рослини<sup>2015</sup>.

При внесенні *Burkholderia cepacia* у ризосферу *Sedum alfredii* спостерігається збільшення росту фіторемедіанта на 119%, а також сприяє вилученню Cd та Zn відповідно на 243% і 96,3%<sup>2016</sup>. Китайськими вченими доведено, що інтродукція *Bacillus* sp. RJ16 підвищує ефективність фітоекстракції Cd рапсом (*Brassica napus*), збільшуючи, таким чином, вміст металу у кореневій системі із 11% до 136%, а надземній частині – на 20%-27% у порівнянні із контрольними зразками<sup>2017</sup>.

*Azotobacter chroococcum* НКН-5, *Bacillus megaterium* НКР-1 і *Bacillus mucilaginosus* НКК-1 проявляють здатність підвищувати вилучення Pb, Zn, Cu відповідно до 92%, 38% і 36% фіторемедіантом *Brassica juncea*<sup>2018</sup>.

Грецькими науковцями досліджено ефективність застосування *Desulfuromonas palmitatis* разом із ЕДТА. За результатами досліду

встановлено, що вилучення Pb збільшується на 10%, проте сумісне використання ефектора і бактерій зменшує екстракцію Zn на 30%<sup>2019</sup>.

У роботі Ogbo E. M. та ін. (2011) досліджено вплив *Pleurotus tuberregium* Fr. Singer на біологічну доступність поллютантів у ґрунтах, що забруднені важкими металами та нафтовими продуктами<sup>2020</sup>.

Внесення у ґрунтове середовище *Sinorhizobium* sp. Pb002 і нейногенного сурфактанта TritonX-100 збільшує ефективність фітоекстракції Pb фіторемедіантом *Brassica juncea* на 56%<sup>2021</sup>.

Важливим питання є утилізація рослин-фіторемедіантів після процесу вилучення важких металів із ґрунтового середовища. Запропоновано переробляти біомасу рослин у біоенергію шляхом використання різних технологій (анаеробне перегнивання, спалювання, перетворення на газ, вироблення біодизеля)<sup>2022</sup>.

Таким чином, фіторемедіація є перспективним методом очищення та відновлення забруднених середовищ і використовується як самостійно при низьких і помірних рівнях забруднення ґрунтів, так і у комплексі з іншими ремедіаційними технологіями, переважно, як остання стадія деконтамінації територій з високим вмістом забруднюючих речовин<sup>2023 2024</sup>.

Результатом теоретичних та прикладних досліджень лабораторії охорони ґрунтів від техногенного забруднення ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського» щодо розроблення науково-методичних основ ремедіації техногенно забруднених ґрунтів є розроблені методичні рекомендації, нові методичні підходи та способи<sup>2025 2026 2027 2028 2029 2030 2031</sup>.

Аналіз патентів на способи фіторемедіації техногенно забруднених ґрунтів свідчить, що їм характерне використання широкого спектра рослин-ремедіантів. Так, відомо спосіб очищення ґрунтів від ВМ<sup>2032</sup>, що передбачає розпушення умовно родючого шару, внесення мінеральних добрив (капсульовану природним сорбентом нітроамофоску – 800 + 50 г на 100 м<sup>2</sup>), посів насіння рослин-акумуляторів ВМ (олійні культури – ріпак (*Brassica napus* L.), суріпиця (*Barbarea vulgaris* R. Br.), тифон (*Brassica rapa*)). Безумовними недоліками способу є обмеженість його застосування тільки у регіонах шахтних виробок, трудомісткість та ресурсовитратність його реалізації.

За результатами ґрунтово-геохімічних досліджень зон впливу джерел техногенних емісій забруднення ВАТ «Укрцинк», ВАТ «Авдіївський коксохімічний завод» Донецької обл. розроблено методичний підхід до вдосконалення фіторемедіації забруднених важкими металами (ВМ) ґрунтів. Обґрунтовано спосіб фіторемедіації техногенно забруднених ВМ ґрунтів для ефективного їх використання, що передбачає розширення спектра застосування фіторемедіантів домінуючих трав'янистих дикоростучих видів рослин конкуруючих родин Asteraceae, Fabaceae та Poaceae з їх чергуванням у просторі і часі для вилучення ВМ різних класів небезпечності з ґрунтів, підвищення ефективності їх біологічної ремедіації з різних шарів ґрунту із

збільшенням глибини очищення безпосередньо у районі забруднення ВМ (in situ) на тлі мінімізації необхідних витрат.

Технічним результатом розробленого способу є розширення спектра використання рослин-ремедіантів стійких до забруднення конкурентних родин із різним біологічним потенціалом щодо фітоекстрагування і фітоакумулювання ВМ, чим забезпечується здешевлення очищення ґрунту, оптимізація його використання внаслідок скорочення терміну біологічної ремедіації та відновлення якості забруднених ґрунтів з одночасним уникненням зайвого технологічного навантаження на нього.

Ключові слова: ґрунт, забруднення, важкі метали, хімічна деградація, фіторемедіація, рослини родин *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Poaceae*.

Інший відомий біологічний спосіб очищення ґрунтів від ВМ здійснюється шляхом вирощування рослин амброзії полинолистої (*Ambrosia artemisiifolia* L.) родини айстрові (*Asteraceae*), або складноцвіті та їх подальшого збирання до набуття повної фази цвітіння та знешкодження або захо-ронення у спеціально відведених місцях<sup>2033</sup>. Проте цей спосіб має істотний недолік, рослини виду *A. artemisiifolia* як карантинний бур'ян характеризуються неконтрольованим розповсюдженням та алергічною дією на людину, що значно знижує доцільність та унеможлиблює їх використання як фітомеліорантів забрудненого ґрунту. До того ж *A. artemisiifolia* розвиває у польових умовах значну надземну масу, тому здатна витіснити і пригнічувати культурні рослини<sup>2034 2035</sup>. Доведено, що на утворення 1 т сухої речовини цією рослиною виноситься з ґрунту 15,5 кг азоту та 1,5 кг фосфору і близько 950 т води<sup>2036</sup>. Окрім того, *A. artemisiifolia*, порушуючи мікробіологічні процеси у ґрунті, пригнічує його целюлозоруйнівну активність, що своєю чергою негативно впливає на стан екосистеми загалом<sup>2037 2038</sup>. Тому на забруднених ВМ ґрунтах обов'язковим є забезпечення проведення комплексних фітосанітарних заходів з обмеження чисельності *A. artemisiifolia* за одночасного застосування механічних, агротехнічних і хімічних методів, а це підвищує трудомісткість і ресурсовитратність реалізації способу та унеможлиблює забезпечення раціонального використання ґрунтів і збереження їх родючості, значно знижує ефективність ремедіації забруднених ВМ ґрунтів та підвищує її вартість.

Найбільше близьким до механізму біологічної ремедіації ґрунту, забрудненого ВМ, за технологічним виконанням і досягнутим результатом є спосіб фіторемедіації техногенно забруднених ґрунтів<sup>2039</sup>, що передбачає висів та вирощування не менше 30 діб злакових рослин на таких ґрунтах; скошування фітомаси та її утилізацію за попереднього визначання типу і рівня забруднення ВМ; розроблення схеми очищення ґрунтів залежно від особливостей їх забруднення, що включає монокультурні насадження кукурудзи (*Zea mays*) або пшениці (*Triticum* L.). Одним із недоліків такого способу є обмеженість його використання на техногенно забруднених ґрунтах унаслідок виникнення додаткових екологічних проблем, зумовлених високою насиченістю спеціалізованих сівозмін, відчуженням з поля значних

обсягів біомаси, істотним обмеженням розподілу робочого навантаження; збіднення ґрунту органічною речовиною; ризику виникнення у районах з промивним режимом ґрунту небезпеки вимивання нітратного азоту з вертикальним і поверхневим стоками та, відповідно, необхідності застосування ви-соких доз азотних і органічних добрив. Іншим недоліком є те, що за монокультури пшениці та кукурудзи збільшується спеціалізованість забур'яненості посівів, виникає підвищений ризик накопичення і поширення інфекцій та шкідників рослин (кукурудза уражається пухирчастою сажкою, гелмінтоспориозом; пшениця – кореневими гнилями та іржею). Тому реалізація способу потребує значних витрат ресурсів на відновлення якості ґрунту, розширення спектра фіторемедіантів забруднених ВМ ґрунтів та урахування їх біологічного потенціалу у просторі і часі.

Щодо поліелементного забруднення ґрунтів переважно Cd, Pb, Zn, Ni, Cu, Cr, ефективність біологічної ремедіації, що пропонується, підвищується саме за комбінування доміну-ючих багаторічних трав'янистих дикорос-тучих рослин та чергування рослин різних родин у часі й просторі. Окрім того, запро-понована послідовність вирощування рослин різних родин: *Asteraceae* – *Fabaceae* – *Poaceae* з різними морфологічними особливостями кореневих систем (чергування рослин відповідно до проникаючої здатнос-ті кореневої системи) дає змогу повніше й ефективніше екстрагувати ВМ і використувати елементи живлення з ґрунту, поліпшити збалансованість трофічного режиму забрудненого ВМ ґрунту та, своєю чергою, регулювати баланс не тільки мінерального живлення рослин, але й позитивно впливати на вміст органічної речовини у ґрунті завдяки відновленню його структури. До того ж багаторічні дикоростучі трав'янисті рослини (як правило багаторічні бобові) більшою мірою покращують структуру ґрунту, натомість багаторічні складноцвіті і злакові – меншою (табл. 2.64).

Окрім того, запропонований у способі перелік рослин родин *Asteraceae*, *Fabaceae*, *Poaceae* дає змогу вирощувати їх за різних умов ґрунтового середовища (слабокислі, нейтральні, слаболужні ґрунти), збільшити ефективність ви-користання конкурентної здатності рослин різних родин для ефективного поліпшення фітосанітарного стану рослин (упродовж 6 років повної ротації рослин-ремедіантів) у межах запропонованої сівозміни, забезпечення раціонального використання техніки, добрив, робочої сили; реалізації біологічного потенціалу рослин із забезпеченням їх росту і отримання більшої продуктивності з метою прискорення фітоекстрагування та підвищення ефекту «біологічного розбавлення» надлишку ВМ у рослинах; екологічної стабілізації навко-лишнього природного середовища.

Окрім того, отримані дані дають можливість здійснювати добір певної родини рослин-ремедіантів відповідно до особ-ливостей забруднення ґрунтів. Так, Zn на-копичують злакові та складноцвіті, Cr – злакові, складноцвіті та бобові, а Cd – складноцвіті. Тобто отримуємо можливість добору рослин з властивостями ремедіації спрямованої дії. Вибір певних родин рослин



здійснюють за критеріями їх відмінності щодо фітоекстрагування ВМ, особливостей морфології корневих систем; стійкості до забруднення з урахуванням особливості їх активного росту та рівнів накопичення зеленої маси; здатності споживання рослин свійськими тваринами; частоти їх трапляння, поширеності за віднесення до типових представників регіональної флори як у зональних умовах, так і у зонах забруднення ґрунтів ВМ тощо (табл. 2.65).

Таблиця 2.64  
Ефективність запропонованого технічного рішення щодо фітореMediaції техногенно забруднених ґрунтів<sup>2040</sup>

Рівень забрудненя ґрунту	ґрунту ВМ (Zc)*			використання рослин-ремедіантів різних родин			(Zc) після фітореMediaції (шар ґрунту 0-20 см)	
	7 г вал. форми	СдАБ з рН 4,8	2с <sub>н</sub> неї	Cr>Zn>Ni>Cd>>Cu>Pb	Cr>Ni>Zn>Cd>Pb	Cr>Ni>Zn>Pb>Cd	Zc. ААБ з рН 4,8	Zc 1н НС1
Помірно небезпечний	16,7 (8)	26,3 (5)		2 ротації			11,2(5)	9(6)
				злакові( <i>Poaceae</i> ) – пирій сизий ( <i>Agropyron glaucum</i> )	айстрові ( <i>Asteraceae</i> ) – цикорій звичайний, або дикий ( <i>Cichorium intybus</i> L.)	бобові ( <i>Fabaceae</i> ) – буркун білий ( <i>Melilotus albus</i> )		
Низький або допустимий	10,8 (8)			1 ротація			3,3 (2)	1,2 (2)
				злакові ( <i>Poaceae</i> ) – пирій сизий ( <i>Agropyron glaucum</i> )	айстрові ( <i>Asteraceae</i> ) – цикорій звичайний, або дикий ( <i>Cichorium intybus</i> L.)	бобові ( <i>Fabaceae</i> ) – буркун білий ( <i>Melilotus albus</i> )		
Умовно чистий	4,7(4)	CN CO хг	3,7 (5)	злакові ( <i>Poaceae</i> ) – пирій сизий ( <i>Agropyron glaucum</i> )	айстрові ( <i>Asteraceae</i> ) – цикорій звичайний, або дикий ( <i>Cichorium intybus</i> L.)	бобові ( <i>Fabaceae</i> ) – буркун білий ( <i>Melilotus albus</i> )	2,2(2)	1,3 (2)

Результати досліджень свідчать, що використання домінуючих трав'янистих дикоростучих видів рослин різних конкуруючих родин упродовж їх активної вегетації, наприклад, злакових (*Poaceae*), які екстрагують з ґрунту Cr > Zn > Ni > Cd > Cu > Pb, бобових (*Fabaceae*), які є ефекторами фітоекстракції Cr > Ni > Zn > Pb > Cd з ґрунту, айстрових (*Asteraceae*), або складноцвітих як фітореMediaнтів забруднених Cr, Ni, Zn, Cd, Pb ґрунтів (рис. 2.79) сприяло ефективній фітоекстракції ВМ із ґрунту.

Критерії відмінності рослин різних ботанічних родин щодо фітоекстрагування ВМ з ґрунту<sup>2041</sup>

Рослина	Морфологічні особливості рослин різних родин ( <i>Asteraceae</i> , <i>Fabaceae</i> , <i>Poaceae</i> , які використано у способі
<i>Agropyron glaucum</i> родини <i>Poaceae</i>	Невимогливість до вологи. Упродовж 1-го року <i>A. glaucum</i> повільно росте і розвивається з утворенням підземних паростків, а також пагонів з листям. У наступні роки утворюються стебла висотою близько 75 см, добре розвинені мичкуваті корені у орному шарі ґрунту 20-30 см (1-й рік), 130-180 см (2-й рік). Ремедіація забруднення ґрунту за допомогою <i>A. glaucum</i> відбувається на різних глибинах. На 2-й рік фітoremедіації <i>A. glaucum</i> скошують у фазу цвітіння, востаннє – наприкінці серпня, щоб рослини встигли утворити насіння, були життєздатними упродовж наступних років ремедіації забруднених ґрунтів. Індикаторні ознаки готовності насіння – пожовтіння соломини приблизно на 75% пагонів, вологість насіння 40-50%. Типові представники регіональної флори
<i>Melilotus albus</i> родини <i>Fabaceae</i>	Здатність рослин до активного росту на ґрунтах різного гранулометричного складу. Характеризуються зимо- та посухостійкістю, соле- та солонцестійкістю; зелене добриво з характерною особливістю бобових до утворення бульбочок з бактеріями, що забезпечують рослини азотом із атмосфери, сприяють покращенню властивостей ґрунту і накопиченню гумусу, збагаченню ґрунту органічними рештками і поживними елементами. Висів насіння <i>M. albus</i> здійснюють ранньої весни. Швидкий ріст та висока продуктивність зеленої маси (200-350 ц/га) і насіння (5,5-8,5 ц/га) забезпечують ефективне фітоекстрагування ВМ з ґрунту. Висота скошування – 15-18 см у фазу цвітіння. Індикаторні ознаки для початку кошування насінників у валки – пожовтіння 1/3 бобів. Травостій потенційно можливо ефективно використовувати впродовж 2-3 років за зберігання густини рослин і усунення необхідності обробки гербіцидами та пестицидами. Типові представники регіональної флори
<i>Cychorium intybus</i> L. родини <i>Asteraceae</i>	Рослини характеризуються зимо- та посухостійкістю. На 1-му році вегетації у рослин утворюється прикоренева розетка листя, а у ґрунті вже починає формуватися коренеплід з потовщеним верхом. На 2-й рік утворюється насіння. Здатність до активного росту, значна висота рослин – 15 (40) – 80 (120) см, тривалий період цвітіння (з червня до осені), довге стрижневе потовщене веретеновидне коріння, що проникає у ґрунт на значну глибину – до ґрунтових вод, забезпечують ефективне екстрагування ВМ із ґрунту. Типові представники регіональної флори

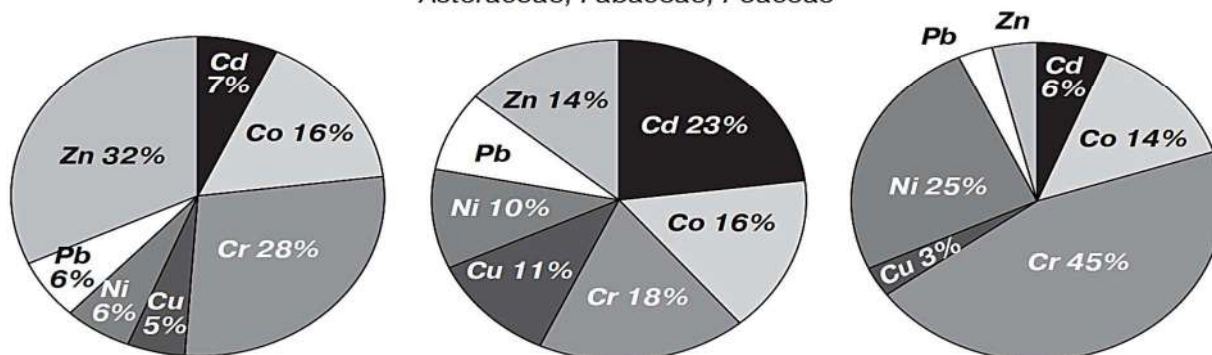
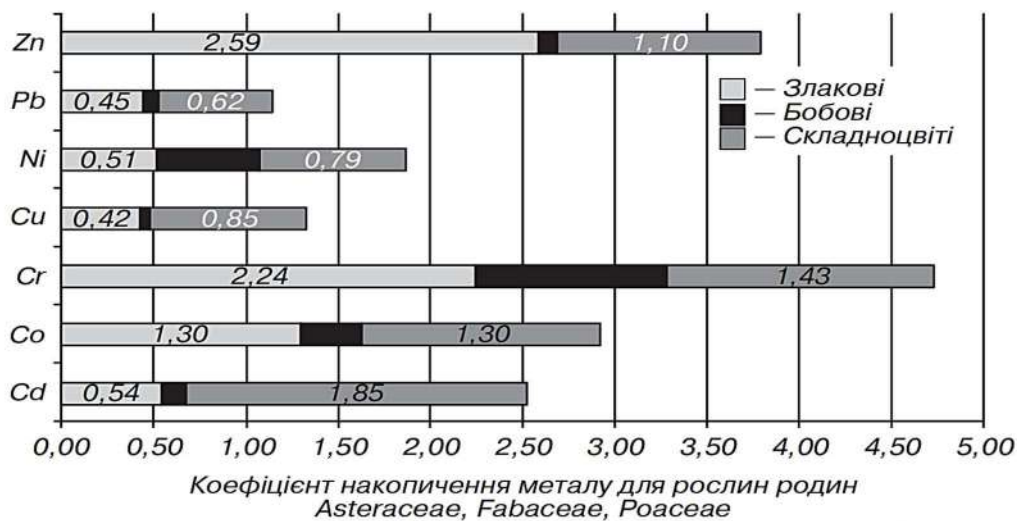


Рисунок 2.79 – Вплив рослин різних родин на ефективність очищення забруднених ґрунтів<sup>2042</sup>

За результатами оцінювання якості рослин, відповідно до чинних нормативів, можливим є їх використання на зелений корм як трав'яної муки, силосу, сінажу. У разі отримання фітомаси з підвищеним умістом ВМ – використовують для ви-рощування рослин на насіння та виготовлення паливних палетів і брикетів, а наступне скошування здійснюють наприкінці вегетації рослин з отриманням насіння, чим забезпечується інтенсифікація про-цесу біологічної ремедіації і підвищення її ефективності за одночасної мінімізації необхідних витрат на очищення ґрунту.

Розроблений спосіб фіторемердіації техногенно забрудненого ґрунту (заявка на патент U2014 09885 від 08.09.2014 р.) доцільно використовувати в агроекології, екоменеджменті ґрунтів для екологічного контролю техногенно забруднених ґрунтів земельних ділянок різного призначення та їх використання; у науково-дослідній практиці – для розробки системи заходів з фіторемердіації забруднених територій у складі комплексу біологічних технологічних прийомів відновлення забруднених ґрунтів та відтворення їх ресурсного потенціалу і, зрештою, зниження інтенсивності процесів деградації ґрунтів за впливу техногенного забруднення; для поліпшення якості ґрунтів.

Таким чином, суть запропонованого методичного підходу до фіторемердіації техногенно забруднених ґрунтів ВМ полягає у розширенні

спектра використання фіторемедіантів домінуючих трав'янистих дикоростучих видів рослин конкуруючих ботанічних родин Asteraceae, Fabaceae та Poaceae з властивостями ремедіації спрямованої дії відповідно до особливостей забруднення ґрунтів та чергування рослин-ремедіантів у просторі і часі, що забезпечує здешевлення очищення ґрунту, оптимізацію його використання завдяки підвищенню ефективності біоремедіації (скорочення терміну, інтенсифікація процесу, мінімізація необхідних витрат на очищення ґрунту впродовж повної сіво-зміни) та відновлення якості забруднених ґрунтів за уникнення зайвого технологічного навантаження на ґрунт.

Характерними позитивними особливостями та перевагами запропонованого технічного рішення порівняно з відомими способами та підходами є такі:

- мінімізація витрат на очищення ґрунту завдяки економії коштів, посівного та паливно-мастильних матеріалів за дотримання екобезпечних умов використання конкурентних родин, що характеризуються різним рівнем фіторемедіаційної здатності, чим забезпечується ефективний вплив уже з 1-го року їх використання та безперервність ремедіації забруднених ґрунтів із збільшенням глибини очищення безпосередньо у районі забруднення ВМ (in situ);

- інтенсифікація процесу біологічної ремедіації і підвищення його ефективності та використання забруднених ВМ ґрунтів за чергування вирощування домінуючих трав'янистих дикоростучих видів рослин різних родин: *Asteraceae* – *Fabaceae* – *Poaceae* у просторі та часі;

- сприяння подальшій розробці методів екстрагування ВМ із фітомаси рослин за можливості відбору рослин-ремедіантів з властивостями ремедіації спрямованої дії відповідно до особливостей забруднення ґрунтів, що забезпечує подальше здешевлення використання методів їх біологічної ремедіації.

Відповідно до узагальнення<sup>2043</sup> відновлення техногенно забруднених ВМ ґрунтів за використання біологічних методів є перспективним напрямом, що динамічно розвивається. Переваги використання біологічних методів ремедіації ґрунтів є такі: екологічна чистота й безпека використання біологічних методів ремедіації, мінімальне порушення фізичного й хімічного складу ґрунтів; їх застосування не потребує значних витрат матеріальних ресурсів; висока ефективність за низьких концентрацій забруднювача. Перспективи подальшого розвитку методів біоремедіації ґрунтів за впливу фактора забруднення ВМ пов'язані з розробкою нових способів екологічно безпечного використання хімічно деградованих ґрунтів за використання біологічних методів і за вирішення таких задач:

- 1) аналіз сучасних методів і технологій біоремедіації ґрунтів;
- 2) моніторингу ґрунтів за дослідження змін властивостей і функцій ґрунтової системи та проведення біоремедіації техногенно забруднених ВМ ґрунтів;

3) наукове обґрунтування спектра рослин, сівозмін культурфітоценозів, що є придатними для використання як фітомеліоранти за різних рівнів і характеру забруднення ґрунтів різного генезису;

4) розробка мікробних і ферментних препаратів, дослідження їх впливу на властивості ґрунту, на здатність до біодеградації ВМ і за їх використання для розроблення нових способів і технологій ремедіації забруднених ґрунтів;

5) проведення еколого-економічного оцінювання ефективності використання біологічних методів ремедіації ґрунтів для ефективного менеджменту ґрунтовими ресурсами.

Вагомий доробок і українських вчених у сфері фіторемедіації. Так, Аналіз запатентованих способів біоремедіації забруднених ґрунтів в Україні свідчить про використання амброзії (*Ambrosia artemisiifolia* L., *Ambrosia trifida* L.), яку збирають до набуття повної фази цвітіння<sup>2044</sup>, хоча її використання має обмеження внаслідок алергічної дії на людей; технічних олійних культур – ріпаку (*Brassica napus* L.) або суріпиці (*Barbarea vulgaris* R. Br.), або тифону (*Brassica rapa*) як рослин-акумуляторів ВМ<sup>2045</sup>, висів і вирощування рослин родини Gramineae (насадження кукурудзи (*Zea mays* L.) або пшениці (*Triticum* L.)), скошування їх фітомаси та її утилізацію<sup>2046</sup>; газонної трави за попередньої обробки насіння розчином гумінового стимулятора-адаптогена<sup>2047</sup>; використання стрес-толерантних трансгенних рослин *Triticum* L. до дії ВМ<sup>2048</sup>.

За фіторекультивації техногенно забруднених і збіднених ґрунтів розроблено біопрепарат комплексної дії, який одержано з культуральної рідини *Pseudomonas* sp. PS-17, вирощеної на оптимізованому поживному середовищі, з подальшою стерилізацією отриманої культуральної рідини і видаленням осаду клітин.

Розроблено спосіб вирощування с.-г. культур на ґрунтах, забруднених радіонуклідами і/або важкими металами<sup>2049</sup>, що передбачає передпосівну обробку ґрунту та насіння шляхом його дражування біогумусом черв'яка. У іншому відомому способі<sup>2050</sup> використовують біогумус червоного каліфорнійського черв'яка або біогумус дощового черв'яка разом із природним сапропелем у складі агроекологічного препарату «біокольчуга». У наступному відомому способі<sup>2051</sup> для рекультивації техногенно забруднених ґрунтів також використовують натуральний біогумус і глауконіт за співвідношення компонентів 50-90 та 50-10 вагових (у %). Відомий інший спосіб<sup>2052</sup>, що передбачає використання промислового препарату "Гумівіт" як складової суміші, котра підвищує вміст ґрунтових мікроорганізмів.

Розроблено кондуктометричний біосенсор, який включає селективну до ВМ ферментну систему інвертази – мутаротази – глюкозооксидази<sup>2053</sup> та мультибіосенсор<sup>2054</sup>, що складається з ферментів, відповідно, ацетилхолінестерази, бутерилхолінестерази, уреаз, глюкозооксидази, мутаротази – інвертази – глюкозооксидози, селективних до токсичних речовин – ВМ, пестицидів і гербіцидів, з метою точного, селективного, експресного визначення їх вмісту у водних розчинах різних об'єктів

довкілля. Наступне технічне рішення<sup>2055</sup> передбачає проведення моніторингу вмісту ВМ у ґрунтах, що використовуються для вирощування кормових культур, призначених для виготовлення комбікормів, їх збагачення органічними сполуками селену в концентрації 25-30 мг/кг та пектиновмісними речовинами (10-15 % пектину на суху масу виноградних вичавок), і подальшим моніторингом вмісту селену і ВМ у продукції птахівництва (яйця, м'ясо, субпродукти), що призводить до зниження ризику розвитку серцево-судинних та онкологічних захворювань у людини.

**Список відомих гіперакумуляторів важких металів представлено у табл. 2.66-2.73.**

Таблиця 2.66

Зведена таблиця рослин гіперакумуляторів поллютантів (важких металів)<sup>2056</sup>  
(Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний)

Поллютант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Al	А-	<i>Agrostis castellana</i>	Польовиця	As(A), Mn(A), Pb(A), Zn(A)	Походить із Португалії	[ ] <sup>2057</sup>
Al	1000	<i>Hordeum vulgare</i>	Ячмінь звичайний		25 випадків виявлення	[ ] <sup>2058</sup> 2059
Al		<i>Hydrangea spp.</i>	Гортензія			
Al	Встановлено, що концентрація алюмінію в молодому листі, зрілому листі, старому листі та коренях становить 8,0, 9,2, 14,4 та 10,1 мг/г відповідно <sup>2060</sup>	<i>Melastoma malabathricum</i> L.	Меластома малабарська	Р конкурує з Al і зменшує поглинання [ ] <sup>2061</sup>		

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Al		<i>Solidago hispida</i> ( <i>Solidago canadensis</i> L.)	Золотарник волохатий		Походить із Канади	[ ] <sup>2062</sup> [ ] <sup>2063</sup>
Al	100	<i>Vicia faba</i>	Кінські боби			
Ag	10-1200	<i>Salix miyabeana</i>	Верба тонколиста	Ag(T)	Здатний адаптуватися до високих концентрацій AgNO <sub>3</sub> протягом тривалого часу	[ ] <sup>2064</sup>
Ag		<i>Brassica napus</i>	Ріпак олійний	Cr, Hg, Pb, Se, Zn	Фітоекстракція	[ ] <sup>2065</sup>
Ag		<i>Salix</i> spp.	Рід верба	Cr, Hg, Se, нафтові вуглеводні, органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти [ ] <sup>2066</sup> Cd, Pb, U, Zn (S. viminalis) [ ] <sup>2067</sup> Ферроціанід калію (S. babylonica L.) [ ] <sup>2068</sup>	Фітоекстракція. Перхлорат (галофіти водно-болотних угідь)	[ ] <sup>2069</sup>
Ag		<i>Amanita strobiliformis</i>	Мухомор шишко-видний	Ag(H)	Макрогриби, базидіоміцети. Відомий з Європи, ділянки багаті кальцієм	[ ] <sup>2070</sup>
Ag	10-1200	<i>Brassica juncea</i>	Гірчиця сарептська	Ag(H)	Може утворювати сплави срібло-золото-мідь	[ ] <sup>2071</sup>

Полугант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
As	100	<i>Agrostis capillaris</i> L.	Мітлиця звичайна	Al(A), Mn(A), Pb(A), Zn(A)		[ ] <sup>2072</sup>
As	Н-	<i>Agrostis castellana</i>	Польовиця	Al(A), Mn(A), Pb(A), Zn(A)	Походить із Португалії	[ ] <sup>2073</sup>
As	1000	<i>Agrostis tenerrima</i> Trin.	Польовиця західна		4 записи рослин	[ ] <sup>2074</sup> [ ] <sup>2075</sup>
As	2-1300	<i>Cyanoboletus pulverulentus</i>	Моховик припорошений	Містить диметиларсинову кислоту	Європа	[ ] <sup>2076</sup>
As	27,000 (листя) <sup>2077</sup>	<i>Pteris vittata</i> L.	Птеріс ленточний	26% As у ґрунті видаляється після 20-тижневого культивування, близько 90% As накопичується у листі <sup>2078</sup>	Екстракти коренів відновлюють арсенат до арсеніту <sup>[17]</sup>	
As	100-7000	<i>Sarcosphaera coronaria</i>	Саркосфера	As(H)	Ектомікоризний аскоміцет, відомий у Європі	[ ] <sup>2079</sup> [ ] <sup>2080</sup>
Be					Не знайдено звітів про накопичення	[ ] <sup>2081</sup>
Cr		<i>Azolla</i> spp.	Водяна папороть			[ ] <sup>2082</sup>
Cr	Н-	<i>Bacopa monnieri</i>	Бакопа Моньє	Cd(H), Cu(H), Hg(A), Pb(A)	Походження Індія. Водні види	[ ] <sup>2083</sup> [ ] <sup>2084</sup> [ ] <sup>2085</sup>



Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Cr		<i>Brassica juncea</i> L.	Гірчиця сарептська	Cd(A), Cr(A), Cu(H), Ni(H), Pb(H), Pb(P), U(A), Zn(H)	Культивується в сільському господарстві	
Cr		<i>Brassica napus</i>	Ріпак олійний	Ag, Hg, Pb, Se, Zn	Фітоекстракція	[ ] <sup>2080</sup> <sub>2087</sub>
Cr	A-	<i>Vallisneria americana</i>	Валіснерія американська	Cd(H), Pb(H)	Родом з Європи та Північної Африки. Широко культивується в акваріумістиці	
Cr	1000	<i>Dicoma niccolifera</i>	Дікома		35 записів рослин	
Cr	Коріння природним чином поглинають забруднювачі, деякі органічні сполуки, які вважаються канцерогенними <sup>2090</sup> , у концентраціях, що в 10 000 разів перевищує концентрацію в навколишній воді <sup>2091</sup>	<i>Eichhornia crassipes</i>	Водяний гіацинт	Cd(H), Cu(A), Hg(H), <sup>2092</sup> Pb(H), Zn(A). Також Cs, Sr, U <sup>2093</sup> і пестициди <sup>2094</sup>	Пантропічний/Субтропічний. Рослини, обприсковані 2,4-D, можуть накопичувати смертельні дози нітратів <sup>2095</sup> «Клопатливий бур'ян» – отже, чудове джерело біоенергії <sup>2096</sup>	[ ] <sup>2088</sup> <sub>2089</sub>
Cr		<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний		Фітоекстракція, бризофільтрація	[ ] <sup>2097</sup> <sub>2098</sub>
Cr	A-	<i>Hydrilla verticillata</i>	Гідрила мутовчаста	Cd(H), Hg(H), Pb(H)		

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Cr		<i>Medicago sativa</i>	Люцерна посівна			[ ] <sup>2099</sup> 2100
Cr		<i>Pistia stratiotes</i>	Водяний салат	Cd(T), Hg(H), Cr(H), Cu(T)		[ ] <sup>2101</sup>
Cr		<i>Salix spp.</i>	Рід вербові	Ag, Hg, Se, нафтові вуглеводні, органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти <sup>2102</sup> Cd, Pb, U, Zn ( <i>S. viminalis</i> ) <sup>2103</sup>  Ферроціанід калію ( <i>S. babylonica</i> L.) <sup>2104</sup>	Фітоекстракція. Перхлорат (галофіти водно-болотних угідь)	[ ] <sup>2105</sup>
Cr		<i>Salvinia molesta</i>	Сальвінія	Cr(H), Ni(H), Pb(H), Zn(A)		[ ] <sup>2106</sup> 2107 2108
Cr		<i>Spirodela polyrhiza</i>	Завитка ряснокоре нева	Cd(H), Ni(H), Pb(H), Zn(A)	Родом із Північної Америки	
Cr	100	<i>Jamesbrittenia fodina</i> (Wild) Hilliard (a.k.a. <i>Sutera fodina</i> Wild)	Хіліард дика			[ ] <sup>2109</sup>
Cr	A-	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Ярутка лісова	Cd(H), Co(H), Cu(H), Mo, Ni(H), Pb(H), Zn(H)	Фітоекстракція. <i>T. caerulescens</i> може підкислити свою ризосферу, що	[ ] <sup>2111</sup> 2112] 2113 2114 2115 2116

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
					вплине на поглинання металів за рахунок збільшення доступних металів <sup>2110</sup>	
Cu	9000	<i>Aeolanthus biformifolius</i>	Вид губоцвітих			[ ] <sup>2117</sup>
Cu		<i>Athyrium yokoscense</i>	Кочедижник йокосукський	Cd(A), Pb(H), Zn(H)	Походження Японія	[ ] <sup>2118</sup>
Cu	A-	<i>Azolla filiculoides</i>	Водяна папороть	Ni(A), Pb(A), Mn(A)	Походження Африка. Плаваюча рослина	
Cu	H-	<i>Vasopa monnieri</i>	Бакопа Монье	Cd(H), Cr(H), Hg(A), Pb(A)	Походження Індія. Водні види	[ ] <sup>2119</sup>
Cu		<i>Brassica juncea</i> L.	Гірчиця сарептська	Cd(A), Cr(A), Cu(H), Ni(H), Pb(H), Pb(P), U(A), Zn(H)	Вирощується	[ ] <sub>2121</sub> <sup>2120</sup>
Cu	H-	<i>Vallisneria americana</i>	Валіснерія американська	Cd(H), Cr(A), Pb(H)	Родом з Європи та Північної Африки. Широко культивується в акваріумістиці	[ ] <sup>2122</sup>
Cu		<i>Eichhornia crassipes</i>	Водяний гіацинт	Cd(H), Cr(A), Hg(H), Pb(H), Zn(A), Also Cs, Sr, U, <sup>[23]</sup> and	Пантропічний/Субтропічний, «шкідливий бур'ян»	

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
				pesticides. <sup>1,2</sup> 4]		
Cu	1000	<i>Haumaniastrum robertii</i> (Lamiaceae)	Гауманіас трум Роберті		27 записів рослин. Походження Африка. Фанерогам цього виду має найвищі показники акумуляції кобальту. Поглинання кобальту вище ніж міді <sup>2123</sup>	[] <sup>2124</sup>
Cu		<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний		Фітоекстракція з ризофільтрацією	[] <sup>2125</sup>
Cu	1000	<i>Larrea tridentata</i>	Ларєя трьохзубчата		67 записів рослин. Походження із США	[] <sup>2126</sup>
Cu	H-	<i>Lemna minor</i>	Ряска мала	Pb(H), Cd(H), Zn(A)	Родом з Північної Америки і широко поширений у всьому світі	[] <sup>2127</sup>
Cu		<i>Ocimum centraliafricanum</i>	Мідна рослина	Cu(T), Ni(T)	Походження Південна Африка	[] <sup>2128</sup>
Cu	T-	<i>Pistia stratiotes</i>	Водяний салат	Cd(T), Hg(H), Cr(H)	Пантропічний. Походження з півдня США Водна трава	[] <sup>2129</sup>
Cu		<i>Thlaspi caerulescens</i>	Ярутка лісова	Cd(H), Cr(A), Co(H), Mo, Ni(H), Pb(H), Zn(H)	Фітоекстракція. Cu помітно обмежує його зростання <sup>2130</sup>	[] <sup>2131</sup> 2132 2133 2134 2135 2136 2137

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Mn	A-	<i>Agrostis castelana</i>	Польовиця	Al(A), As(A), Pb(A), Zn(A)	Походження Португалія	[2138]
Mn		<i>Azolla filiculoides</i>	Водяна папороть	Cu(A), Ni(A), Pb(A)	Походження Африка. Плаваюча рослина	
Mn		<i>Brassica juncea L.</i>	Гірчиця сарептська			[2139]
Mn	23 000 (максимум) 11 000 (середній) листя	<i>Chengiopanax sciadophylloides</i> (Franch. & Sav.)	Кошіабуря		Походження Японія. Лісове дерево	[2140]
Mn		<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний		Фітоекстракція та ризофільтрація	[2141]
Mn	1000	<i>Macadamia neurophylla</i> ( <i>Virotia neurophylla</i> (Guillaumin))	Macadamia, австралійський горіх		28 записів рослин	[2142]
Mn	200					[2143]
Hg	A-	<i>Bacopa monnieri</i>	Бакопа Монье	Cd(H), Cr(H), Cu(H), Hg(A), Pb(A)	Походження Індія. Водні види	[2144]
Hg		<i>Brassica napus</i>	Ріпак олійний	Ag, Cr, Pb, Se, Zn	Фітоекстракція	[2145] [2146]
Hg		<i>Eichhornia crassipes</i>	Ейхорнія товста	Cd(H), Cr(A), Cu(A), Pb(H), Zn(A). Also Cs, Sr, U, [23] and pesticides. [24]	Пантропічний/Субтропічний, шкідливий бур'ян	[2147]

Полутант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Hg	H-	<i>Hydrilla verticillata</i>	Гідрила мутовчаста	Cd(H), Cr(A), Pb(H)		
Hg	1000	<i>Pistia stratiotes</i>	Водяний салат	Cd(T), Cr(H), Cu(T)	35 записів рослин	[ ] <sup>2148</sup> 2149 2150
Hg		<i>Salix spp.</i>	Рід вербові	Ag, Cr, Se, нафтові вуглеводні, органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти; Cd, Pb, U, Zn ( <i>S. viminalis</i> ); Ферроціанід калію ( <i>S. babylonica</i> L.)	Фітоекстракція. Перхлорат (галофіти водно-болотних угідь)	[ ] <sup>2151</sup>
Mo	1500	<i>Thlaspi caerulescens</i> ( <i>Brassicaceae</i> )	Ярутка лісова	Cd(H), Cr(A), Co(H), Cu(H), Ni(H), Pb(H), Zn(H)	Фітоекстракція	[ ] <sup>2152</sup> 2153 2154 2155 2156 2157 2158
Pb	A-	<i>Agrostis castellana</i>	Польовиця	Al(A), As(H), Mn(A), Zn(A)	Походження Португалія	[ ] <sup>2159</sup>
Pb		<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Амбрóзія полиноліста			[ ] <sup>2160</sup>
Pb		<i>Armeria maritima</i>	Армерія морська			
Pb		<i>Athyrium yokoscense</i>	Кочедижник йокосукський	Cd(A), Cu(H), Zn(H)	Походження Японія	[ ] <sup>2161</sup>

Полуготант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Pb	A-	<i>Azolla filiculoides</i>	Водяна папороть	Cu(A), Ni(A), Mn(A)	Походження Африка. Плаваюча рослина	
Pb	A-	<i>Bacopa monnieri</i>	Бакопа Монье	Cd(H), Cr(H), Cu(H), Hg(A)	Походження Індія. Водні види	[ ] <sup>2162</sup> [ ] <sup>2163</sup>
Pb	H-	<i>Brassica juncea</i>	Гірчиця сарептська	Cd(A), Cr(A), Cu(H), Ni(H), Pb(H), Pb(P), U(A), Zn(H)	79 зареєстрованих рослин Фітоекстракція	[ ] <sup>2164</sup> [ ] <sup>2165</sup> 2166 2167 2168 2169 2170 2171
Pb		<i>Brassica napus</i>	Ріпак олійний	Ag, Cr, Hg, Se, Zn	Фітоекстракція	[ ] <sup>2172</sup> .
Pb		<i>Brassica oleracea</i>	Капуста городня			
Pb	H-	<i>Vallisneria americana</i>	Валіснерія американська	Cd(H), Cr(A), Cu(H)	Родом з Європи та Північної Африки. Широко культивується в акваріумістиці	[ ] <sup>2173</sup>
Pb		<i>Eichhornia crassipes</i>	Водяний гіацинт	Cd(H), Cr(A), Cu(A), Hg(H), Zn(A). Also Cs, Sr, U, <sup>[23]</sup> and pesticides. <sup>[24]</sup>	Пантропічний/ Субтропічний, шкідливий бур'ян	[ ] <sup>2174</sup>
Pb		<i>Festuca ovina</i>	Костриця овеча			[ ] <sup>2175</sup>
Pb		<i>Imopoea trifida</i>	Іпомея (Ранкова слава)		Фітоекстракція та ризофільтрація	[ ] <sup>2176</sup> 2177 2178 2179 2180 2181 2182

Полуготант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Pb	H-	<i>Hydrilla verticillata</i>	Гідрила мутовчаста	Cd(H), Cr(A), Hg(H)		
Pb	H-	<i>Lemna minor</i>	Ряска мала	Cd(H), Cu(H), Zn(H)	Родом з Північної Америки і широко поширений у всьому світі	[ ] <sup>2183</sup>
Pb		<i>Salix viminalis</i>	Верба лозовидна	Cd, U, Zn, Ag, Cr, Hg, Se, нафтові вуглеводні, органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти (S. spp.); Ферроціанід калію ( <i>S. babylonica</i> L.)	Фітоекстракція. Перхлорат (галофіти водно-болотних угідь)	[ ] <sup>2184</sup>
Pb	H-	<i>Salvinia molesta</i>	Сальвінія	Cr(H), Ni(H), Pb(H), Zn(A)	Походження Індія	[ ] <sup>2185</sup>
Pb		<i>Spirodela polyrhiza</i>	Завитка ряснокоре нева	Cd(H), Cr(H), Ni(H), Zn(A)	Родом із Північної Америки	[ ] <sup>2186</sup> [ ] <sup>2187</sup>
Pb		<i>Thlaspi caerulescens</i> ( <i>Brassicaceae</i> )	Ярукта лісова	Cd(H), Cr(A), Co(H), Cu(H), Mo(H), Ni(H), Zn(H)	Фітоекстракція	[ ] <sup>2188</sup> 2189 2190 2191 2192 2193 2194
Pb		<i>Thlaspi rotundifolium</i>	Ярукта круглоцвіта			[ ] <sup>2195</sup> 2196
Pb		<i>Triticum aestivum</i>	Пшениця м'яка			



Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Se	0.012-20	<i>Amanita muscaria</i>	Мухомор червоний		Капелюшок містить вищі концентрації, ніж стебла <sup>2197</sup>	
Se		<i>Brassica juncea</i>	Гірчиця сарептська		Ризосферні бактерії посилюють накопичення <sup>2198</sup>	
Se		<i>Brassica napus</i>	Ріпак олійний	Ag, Cr, Hg, Pb, Zn	Phytoextraction.	
Se	Низькі швидкості випаровування селену з мускусної трави, що постачається селенатом (у 10 разів менше, ніж із селеніту), можуть бути пов'язані з значним обмеженням швидкості відновлення селенату до органічних форм селену в мускусній траві	<i>Chara canescens</i> Des v. & Lois	Хара сивіюча		Кабашник, оброблений селенітом, містить 91% загального Se в органічних формах (селенофіри і диселеніди), порівняно з 47% в мускусі, обробленому селенатом <sup>2199</sup> . У його тканинах накопичується 1,9% від загального надходження Se; 0,5% видаляється шляхом біологічного випарювання <sup>2200</sup>	[ ] <sup>2201</sup>
Se		<i>Bassia scoparia</i> (a.k.a. <i>Kochia scoparia</i> )	Басія вінична	U, Cr, Pb, Hg, Ag, Zn	Перхлорат (болотні галофіти). Фітоекстракція	[ ] <sup>2202</sup> [ ] <sup>2203</sup>
Se		<i>Salix</i> spp.	Рід вербові	Ag, Cr, Hg, нафтові вуглеводні, органічні розчинник	Фітоекстракція. Перхлорат (галофіти водно-болотних угідь).	[ ] <sup>2204</sup>

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
				и, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти; Cd, Pb, U, Zn ( <i>S. viminalis</i> ); Ферроціанід калію ( <i>S. babylonica</i> L.)		
Zn	A-	<i>Agrostis castellana</i>	Вид кураїв	Al(A), As(H), Mn(A), Pb(A)	Походження Португалія	□ <sup>2205</sup>
Zn		<i>Athyrium yokoscense</i>	Кочедижник йокосукський	Cd(A), Cu(H), Pb(H)	Походження Японія	
Zn		<i>Brassicaceae</i>	Хрестоцвіті (Гірчиця, квіти гірчиці, хрестоцвітні чи сімейство капустяні)	Cd(H), Cs(H), Ni(H), Sr(H)	Фітоекстракція	□ <sup>2206</sup>
Zn		<i>Brassica juncea</i> L.	Гірчиця сарептська	Cd(A), Cr(A), Cu(H), Ni(H), Pb(H), Pb(P), U(A).	Личинки <i>Pieris brassicae</i> навіть не споживають листя цієї рослини з високим вмістом цинку	□ <sup>2207</sup> 2208 2209
Zn		<i>Brassica napus</i>	Ріпак олійний	Ag, Cr, Hg, Pb, Se	Фітоекстракція	□ <sup>2210</sup> 2211
Zn		<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний		Фітоекстракція та ризофільтрація	□ <sup>2212</sup> 2213
Zn		<i>Eichhornia crassipes</i>	Водяний гіацинт	Cd(H), Cr(A), Cu(A),	Пантропічний/ Субтропічний, шкідливий	□ <sup>2214</sup>

Полютант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
				Hg(H), Pb(H). Also Cs, Sr, U, <sup>[23]</sup> and pesticides. <sup>[2]</sup> <sub>4]</sub>	бур'ян	
Zn		<i>Salix viminalis</i>	Рід верба	Ag, Cr, Hg, Se, нафтові вуглеводні, органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти; Cd, Pb, U ( <i>S. viminalis</i> ); Ферроціанід калію ( <i>S. babylonica</i> L.)	Фітоекстракція. Перхлорат (болотні галофіти)	□ <sup>2215</sup>
Zn	A-	<i>Salvinia molesta</i>	Сальвінія	Cr(H), Ni(H), Pb(H), Zn(A)	Походження Індія	□ <sup>2216</sup>
Zn	1400	<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke ( <i>Caryophyllaceae</i> )	Смілка звичайна			□ <sup>2217</sup>
Zn		<i>Spirodela polyrhiza</i>	Завитка ряснокоренева	Cd(H), Cr(H), Ni(H), Pb(H)	Родом із Північної Америки	□ <sup>2218</sup> □ <sup>2219</sup> □ <sup>2220</sup>
Zn	H-10,000	<i>Thlaspi caerulescens</i> ( <i>Brassicaceae</i> )	Ярутка лісова	Cd(H), Cr(A), Co(H), Cu(H), Mo, Ni(H), Pb(H)	48 записів. Може підкислювати власну ризосферу, що сприятиме поглинанню шляхом	□ <sup>2222</sup> □ <sup>2223</sup> □ <sup>2224</sup> □ <sup>2225</sup> □ <sup>2226</sup> □ <sup>2227</sup> □ <sup>2228</sup>

Полютант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Загальна назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
					розчинення металу <sup>2221</sup>	
Zn		<i>Trifolium pratense</i>	Конюшина біла	Акумуляює не метали	Його ризосфера містить більше бактерій, ніж <i>Thlaspi caerulescens</i> , але <i>T. caerulescens</i> має відносно більшу стійкість до металу бактерій <sup>2229</sup>	

Таблиця 2.67

Гіперакумулятори нікелю (Ni)<sup>2230</sup>

Полютант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Англійська назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Ni	9090	<i>Alyssum akamasicum</i> B.L. Burt (Brassica)	Бурачок		Поширення Кіпр	[2231].
Ni	4480	<i>Alyssum alpestre</i> L (Brassica)	Бурачок альпійський		Поширення Південна Європа	
Ni	8170	<i>Alyssum anatolicum</i> Nyar. (Brassica)	Бурачок анатолійський		Поширення Турція	
Ni	29400	<i>Alyssum argenteum</i> All. (Brassica)	Бурачок сріблястий		Поширення Італія	

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Англійська назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Ni	10200	<i>Alyssum bertolonii</i> subsp. Scutarinum Nyar. ( <i>Brassica</i> )	Бурачок Бертоліні		Поширення Балкани	
Ni	10900	<i>Alyssum callicrum</i> Boiss. and Balansa ( <i>Brassica</i> )	Бурачок калікрум		Поширення Турція	
Ni	16500	<i>Alyssum carcium</i> T.R. Dudley & Huber-Morath ( <i>Brassica</i> )	Бурачок корсіканський		Поширення Турція	
Ni	20000	<i>Alyssum cassium</i> Boiss. ( <i>Brassica</i> )	Бурачок касійський		Поширення Турція	
Ni	16300	<i>Alyssum chondrogynum</i> B.L. Blurtt ( <i>Brassica</i> )	Бурачок хондрогіnum		Поширення Кіпр	
Ni	13500	<i>Alyssum cilicium</i> Boiss. and Balansa ( <i>Brassica</i> )	Бурачок сцилійський		Поширення Турція	
Ni	4900	<i>Alyssum condensatum</i> Boiss. and Hausskn. ( <i>Brassica</i> )	Бурачок осадковий		Поширення Сирія, Ірак	[2232].
Ni	18100	<i>Alyssum constellatum</i> Boiss. ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni	13500	<i>Alyssum corsicum</i> Duby ( <i>Brassica</i> )	Бурачок корсіканський		Поширення Корсіка	
Ni	10400	<i>Alyssum crenulatum</i> Boiss. ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni	23600	<i>Alyssum cypricum</i> Nyar. ( <i>Brassica</i> )	Бурачок кіпрський		Поширення Кіпр	[2233].
Ni	19600	<i>Alyssum davisianum</i> T.R. Dudley ( <i>Brassica</i> )	Бурачок Дейвіса		Поширення Турція	

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Англійська назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Ni	11700	<i>Alyssum discolor</i> T.R. Dudley & Huber-Morah ( <i>Brassica</i> )	Бурачок безбарвний		Поширення Турція	
Ni	16500	<i>Alyssum dubertretii</i> gomb ( <i>Brassica</i> )	Бурачок дубертеті		Поширення Турція	
Ni	4550	<i>Alyssum euboicum</i> Halacsy ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Греція	
Ni	11500	<i>Alyssum eriophyllum</i> Boiss. and Hausskn. ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni	3960	<i>Alyssum fallacinum</i> Boiss. and Balansa ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Крит	
Ni	7700	<i>Alyssum floribundum</i> Boiss. and Balansa ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni	7390	<i>Alyssum giosnanum</i> Nyar. ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni	12500	<i>Alyssum heldreichii</i> Hausskn. ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Греція Концентрація нікелю в насінні (1880 мг/г сут.) значно нижча, ніж в інших частинах рослин <sup>2235</sup>	[2234].
Ni	13500	<i>Alyssum huber-morathii</i> T.R.Dudley ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni	22400	<i>Alyssum lesbiacum</i> (P.)	Вид з роду бурачкових		Поширення Греція	

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Англійська назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
		candargi) Rech.f. ( <i>Brassica</i> )				
Ni	13700	<i>Alyssum markgrafii</i> O.E. Schulz ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Албанія	
Ni	24300	<i>Alyssum masmenkaeum</i> Boiss. ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni	7080	<i>Alyssum murale</i> Wealdstand kit ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Балкани	
Ni	4590	<i>Alyssum obovatum</i> (C.A. Mey) Turez ( <i>Brassica</i> )	Бурачок обернено-яйцевидний		Поширення Росія	
Ni	7290	<i>Alyssum oxycarpum</i> Boiss. And Balansa ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni	7600	<i>Alyssum peltarioides</i> subsp. Virgatiforme Nyar. T.R. Dudley ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	[2236].
Ni	21100	<i>Alyssum pinifolium</i> (Nyar.) T.R. Dudley ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni	22200	<i>Alyssum pterocarpum</i> T.R. Dudley ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni	12500	<i>Alyssum robertianum</i> Bernard ex Godron and Gren ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Корсіка	
Ni	7860	<i>Alyssum penjwinensis</i> T.R. Dudley ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Ірак	

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Англійська назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Ni	18900	<i>Alyssum samariferum</i> Boiss. & Hausskn. ( <i>Brassica</i> )	Бурачок самарський		Поширення Самара	[2237].
Ni	up to 10,000 (leaves)	<i>Alyssum serpyllifolium</i> ( <i>Brassica</i> )	Бурачок серполистий		Поширення Португалія	
Ni	1280	<i>Alyssum singarense</i> Boiss. And Hausskn. ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Ірак	
Ni	10200	<i>Alyssum syriacum</i> Nyar. ( <i>Brassica</i> )	Бурачок сирійський		Поширення Сирія	
Ni	6600	<i>Alyssum smolikanum</i> Nyar. ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Греція	
Ni	3420	<i>Alyssum tenium</i> Halacsy ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Греція	
Ni	11900	<i>Alyssum trapeziforme</i> Nyar. ( <i>Brassica</i> )	Бурачок трапецієвидний		Поширення Турція	
Ni	17100	<i>Alyssum trodii</i> Boiss. ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni	6230	<i>Alyssum virgatum</i> Nyar. ( <i>Brassica</i> )	Вид з роду бурачкових		Поширення Турція	
Ni		<i>Azolla filiculoides</i>	Водяна папороть	Cu(A), Pb(A), Mn(A)	Походження Африка; плавуча рослина	
Ni	11400	<i>Bornmuellaria</i> sp. petri Greuter Charpion et Dittrich ( <i>Brassica</i> )	Рід Бормуеларія		Поширення Греція	
Ni	21300	<i>Bornmuellaria baldacii</i> (Degen) Heywood ( <i>Brassica</i> )	Різновид бормуеларії		Поширення Греція	



Полотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Англійська назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Ni	19200	<i>Bornmuellaria glabrescens</i> (Boiss. & Balansa) Cullen & T.R. Dudley ( <i>Brassica</i> )	Різновид бормуеларії		Поширення Турція	[2238].
Ni	31200	<i>Bornmuellaria tymphaea</i> (Hausskn) Hausskn. ( <i>Brassica</i> )	Різновид бормуеларії		Поширення Греція	
Ni		<i>Brassicaeae</i>	Капустяні	Cd(H), Cs(H), Ni(H), Sr(H), Zn(H)	Фітоекстракція	[2239]
Ni		<i>Brassica juncea</i>	Гірчиця сарептська	Cd(A), Cr(A), Cu(A), Pb(A), Pb(P), U(A), Zn(A)	Вирощується	[2240 2241]
Ni	H-	<i>Burkea africana</i>	Сірінга дика		Підвищений рівень Ni в ембріональній осі в насінні <sup>2242</sup>	[2243]
Ni	1050	<i>Cardamine resedifolia</i> L. ( <i>Brassica</i> )	Жеруха Регеля		Поширення Італія	
Ni	540–1220	<i>Cuscuta californica</i> var. <i>brevisflora</i> Engelm. ( <i>Cuscutaceae</i> )	Повитиця каліформнійська		Паразит <i>Streptanthus polygaloides</i> , а також інші види, він може накопичувати Ni, якщо рослина-хазяїн	[2244]
Ni		<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний		Фітоекстракція та ризофільтрація	[2245]

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Англійська назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Ni		<i>Hybanthus floribundus</i>	Гібантус фіолетовий			[2246 2247]
Ni		<i>Ocimum centraliafricanum</i>	Мідна рослина	Cu(T), Ni(T)	Походження Південна Африка	[2248]
Ni	18900	<i>Peltaria dumulosa</i> Post ( <i>Brassica</i> )	Пелтарія		Поширення Азія	[2249]
Ni	34400	<i>Peltaria emarginata</i> (Boiss.) Hausskn. ( <i>Brassica</i> )	Пелтарія проміжна		Поширення Греція	
Ni	3140	<i>Pseudosempervivum sempervivum</i> Boiss. And Balansa) Pobed ( <i>Brassica</i> )	Семпервівум звичайний		Відзначено 372 рослини; походження Каліфорнія (Поширення Турція <sup>[2250]</sup> )	[2251]
Ni	17600	<i>Pseudosempervivum aucheri</i> (Boiss.) Pobed ( <i>Brassica</i> )	Семпервівум Аушері		Відзначено 372 рослини; походження Каліфорнія (Поширення Турція <sup>[2252]</sup> )	[2253] [2254]
Ni	14,900 to 27,700, up to 32,000	<i>Psychotria douarrei</i>	Псіхотрія	Старі листки містять більше Ca, Fe і Cr, ніж молоді, але менше K, P і Cu. Zn, Pb, Co, Mn, Mg не мають значних змін у зв'язку з віком листя <sup>2255</sup>	Походження Нова Каледонія; 372 записи про рослини. Вміст нікелю в листках <i>P. douarrei</i> значно змінюється в залежності від віку листя <sup>2256</sup>	[2257]

Поллогант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Англійська назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Ni	17500	<i>Rinorea bengalensis</i>	Рінорея бенгальська	Ni(H)	Поширення Азія	
Ni	18000	<i>Rinorea niccolifera</i>	Рінорея нікелієва	Ni(H)	Поширення Філіпіни	[2258]
Ni	Н-	<i>Salvinia molesta</i>	Сальвінія	Cr(H), Ni(H), Pb(H), Zn(A)	Походження Індія	[2259]
Ni	Н-до 26% у ксилемі	<i>Sebertia acuminata</i>	Пикнандра акумината		Походження Каледонія	[2260]
Ni	Н-	<i>Senecio coronatus</i>	Сенеція корончаста		Наявність нікелю в частині плода, що покриває корінь, і в самому корінці <sup>2261</sup>	
Ni	1000	<i>Shorea tenuiramulosa (Dipterocarpaceae)</i>	Жовтий меранті		Деревна порода Філіпін	2262
Ni		<i>Spirodela polyrhiza</i>	Завитка ряснокоренева	Cd(H), Cr(H), Pb(H), Zn(A)	Родом із Північної Америки	[2263] 2264 2265
Ni	21,500	<i>Stackhousia tryonii</i> Bailey ( <i>Stackhousiaceae</i> )	Стакхузія		Походження із західної Австралії	2266
Ni	14800	<i>Streptanthus polygaloides</i> Gray ( <i>Brassica</i> )	Молочай звичайний		Ні-гіперакумуляція захищає <i>S. polygaloides</i> від грибкових і бактеріальних патогенів.	[2267]
Ni	2000	<i>Thlaspi bulbosum</i> Spruner ex Boiss. ( <i>Brassica</i> )	Ярукта цибулинна		Поширення Греція	[2268]

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Англійська назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Ni	16200 <sup>[1]</sup>	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Ярутка лісова	Cd(H), Cr(A), Co(H), Cu(H), Mo(H), Pb(H), Zn(H)	фітоекстракція	[22691] [2270] [2271] [2272] [2273] [2274] [2275]
Ni	52120	<i>Thlaspi cypricum</i> Brnm. ( <i>Brassica</i> )	Ярутка кіпрська		Поширення Кіпр	[2276]
Ni	20800	<i>Thlaspi elegans</i> Boiss. ( <i>Brassica</i> )	Ярутка елегантна		Поширення Турція	[2277]
Ni	3000	<i>Thlaspi epirotum</i> Halacsy ( <i>Brassica</i> )	Вид ярутки		Поширення Греція	[2278]
Ni	12000	<i>Thlaspi goesingense</i> Halacsy ( <i>Brassica</i> )	Вид ярутки		Поширення Греція	[2279]
Ni	2440	<i>Thlaspi japonicum</i> H. Boissieu ( <i>Brassica</i> )	Ярутка японська		Поширення Японія	[2280]
Ni	26900	<i>Thlaspi jaubertii</i> Hedge ( <i>Brassica</i> )	Ярутка Юберта		Поширення Турція	[2281]
Ni	13600	<i>Thlaspi Kovatsii</i> Heuffel ( <i>Brassica</i> )	Ярутка Коватсі		Поширення Югосавія	[2282]
Ni	5530	<i>Thlaspi montanum</i> L. var. <i>Montanum</i> ( <i>Brassica</i> )	Ярутка гірська		Поширення Ні-гіперакумуляція в США захищає <i>T. montanum</i> від грибкових і бактеріальних патогенів	[2283]
Ni	Н-	<i>Thlaspi pindicum</i> ( <i>Brassica</i> )	Вид ярутки		Вид ендемічний для серпантинних ґрунтів Греції, Албанії. Ni багато	

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Англійська назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
					акумулюється в насінні (в мікропілі) <sup>2284</sup>	
Ni	4000	<i>Thlaspi ochroleucum</i> Boiss. and Heldr. ( <i>Brassica</i> )	Вид ярутки		Поширення Греція	
Ni	35600	<i>Thlaspi oxyceras</i> (Boiss.) Hedge ( <i>Brassica</i> )	Вид ярутки		Поширення Турція, Сирія	
Ni	18300	<i>Thlaspi rotundifolium</i> (L.) Gaudin var. <i>corymbosum</i> (Gay) ( <i>Brassica</i> )	Вид ярутки		Центральна Європа	[2285]
Ni	31000	<i>Thlaspi sylvium</i> (as <i>T. alpinum</i> subsp. <i>Sylvium</i> ) ( <i>Brassica</i> )	Вид ярутки		Центральна Європа	
Ni	1800	<i>Thlaspi tymphaneum</i> Haussk n. ( <i>Brassica</i> )	Вид ярутки		Поширення Греція	
Ni	7000 (лише 54 у плодах)	<i>Walsura monophylla</i> Elm. ( <i>Meliaceae</i> )	Валсура		Походження Філіппіни.	2286

Примітка \*У роду *Alyssum* вільний гістамін (His) є важливим лігандом, що зв'язує Ni, який збільшується в ксилемі пропорційно поглинанню Ni коренем. Існує тісний зв'язок між толерантністю до Ni, концентрацією His в корені та кількістю транскрипту АТФ-РРТ. Таким чином, експресія АТФ-РРТ може відігравати важливу роль у регулюванні пулу вільного His і сприяє винятковій толерантності до Ni у видів гіперакумулятора *Alyssum*. Але це не повний фенотип гіперакумулятора, оскільки лінії, що надлишково продукують His-(GM-), не демонструють підвищеної концентрації Ni ні в соку ксилеми, ні в тканині пагонів<sup>2287</sup>. Альпійський пеннікрес або «альпійський пеннігрес» також зустрічається як «альпійський пеннікрест» у (в деяких книгах).

Таблиця 2.68

Список рослин придатних для фітореMediaції ґрунтів забруднених важкими металами<sup>2288</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Важкий метал	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
<i>Acacia mangium</i>	Акація Мангіум	Pb	Дерево	Австралія	2289
<i>Agrostis tenuis</i>	Польовиця тонка	As, Cu, Pb, Zn	Трав'яниста рослина	Азія	2290 2291
<i>Carduus pycnocephalus L. subsp. pycnocephalus</i>	Будяк актино-видний	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	Трав'яниста рослина	Південна Європа	2292 2293
<i>Chelidonium majus mag. asiaticum</i>	Чистотіл великий	As	Трав'яниста рослина	Європа, Західна Азія	2294
<i>Erica andevaiensis</i>	Еріка трав'яниста	Pb, As, Cu, Fe	Трав'яниста рослина	Європа	2295 2296
<i>Eschscholzia californica</i>	Ешольція каліфорнійська	Cu	Трав'яниста рослина	Захід США	2297
<i>Festuca rubra 'Merlin'</i>	Вівсяниця червона	Zn, Cu, Ni	Трав'яниста рослина	Північ США	2298
<i>Ficus goldmanii</i>	Очиток	Cu, Zn, Pb	Дерево	Центральна Америка	2299
<i>Fuchsia excorticata</i>	Фуксія деревна	As	Дерево	Нова Зеландія	2300
<i>Gentiana pennelliana</i>	Горечавка дротяна	Pb, Cu, Zn	Трав'яниста рослина	Флорида	2301
<i>Griselinia littoralis</i>	Папаума	As	Кущ	Нова Зеландія	2302
<i>Guardiola tulocarpus</i>	Гвардіола аргута	Cu, Zn, Pb	Трав'яниста рослина	Мексика, Південний Захід США	2303
<i>Hibiscus cannabinus L.</i>	Кенаф	As, Fe	Трав'яниста рослина	Південна Азія	2304
<i>Jatropha curcas L.</i>	Ятрофа куркас	Al, Cu, Pb, Zn, Cd	Дерево/кущ	Центральна Америка	2305
<i>Juniperus flaccida</i>	Ялівець однона-сінний	Cu, Zn, Pb	Дерево	Мексика, Південний Захід США	2306
<i>Leptospermum scoparium</i>	Манука	As	Кущ	Нова Зеландія	2307
<i>Lolium spp.</i>	Райграсові	Cu	Трав'яниста рослина	Європа	2308

Продовження табл. 2.68

<i>Oenothera glazioviana</i>	Ослинник Глазіу	Cu	Трав'яниста рослина	Північна Америка	2309
<i>Quercus ilex subsp. Ballota</i>	Дуб кам'яний	Cd	Дерево	Середземно мор'я	2310
<i>Silene paradoxa</i>	Смольовка	As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	Трав'яниста рослина	Південна Європа	2311
<i>Silybum marianum</i>	Росторопша плямиста	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	Трав'яниста рослина	Південна Європа	2312 2313
<i>Sinapis arvensis L</i>	Гірчиця польова	Zn, Cd, Pb, Cu	Трав'яниста рослина	Середземно мор'я	2314
<i>Stipa austroitalica Martinovsky subsp. Austroitalica</i>	Ковиль костероподібний	Zn, Cd, Pb, Cu	Трав'яниста рослина	Італія	2315
<i>Triticum aestivum L.</i>	Пшениця м'яка	Ni	Трав'яниста рослина	Азія	2316
<i>Ulex europaeus</i>	Англійський дрок	As	Кущ	Європа	2317

Таблиця 2.69

Папороті – піперакумулятори миш'яку<sup>2318</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
<i>Pityrogramma calemelanos</i>	Срібна папороть	Багаторічник	Центральна та Південна Америка	2319 2320
<i>Pteris creticam (var. nervosa)</i>	Ленточна папороть	Багаторічник	Європа, Азія, Африка	2321 2322
<i>Pteris longifolia</i>	Довгошерстна папороть	Багаторічник	Південно-Східні райони США, Центральна Америка	2323
<i>Pteris multifida</i>	Папороть багато роздільна	Багаторічник	Азія	2324
<i>Pteris oshimensis</i>	Папороть обрізана	Багаторічник	Азія	2325
<i>Pteris umbrosa</i>	Папороть тіньова	Багаторічник	Австралія	2326
<i>Pteris vittata</i>	Китайський тормоз	Багаторічник	Азія	2327 2328 2329 2330 2331 2332 2333 2334 2335 2336

Таблиця 2.70

Список рослин придатних для фітореMediaції ґрунтів забруднених  
миш'яком<sup>2337</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
<i>Agrostis delicatula</i>	Бент gras	Трав'яниста рослина	Південно-західна Європа, Північна Африка	2338
<i>Bassia scoparia</i>	Кохія вінична	Трав'яниста рослина	Іспанія	2339
<i>Beta vulgaris</i>	Цукровий буряк	Трав'яниста рослина	Середземномор'я	2340
<i>Brassica juncea</i>	Гірчиця сарептська	Трав'яниста рослина	Центральна Азія	2341
<i>Chelidonium majus var. asiaticum</i>	Чистотіл азійський	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	2342
<i>Colocasia esculanta</i>	Таро	Трав'яниста рослина	Малазія	2343
<i>Cynodon dactylon</i>	Свинорій пальчатий	Трав'яниста рослина	Середній Схід	2344
<i>Cyperus rotundus</i>	Сить кругла	Трав'яниста рослина	Африка	2345
<i>Dryopteris filix-mas</i>	Папороть чоловіча	Трав'яниста рослина	Америка, Європа, Азія	2346
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Куряче просо	Трав'яниста рослина	Східна Азія	2347
<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний	Трав'яниста рослина	Північна та Південна Америка	2348
<i>Hirschfeldia incana</i>	Гіршфельдія сіра	Трав'яниста рослина	Іспанія, Середземномор'я	2349
<i>Inula viscosa (Dittrichia viscosa)</i>	Жовий блох	Трав'яниста рослина	Іспанія, Середземномор'я	2350
<i>Isatis capadocica</i>	Вайда кападокійська	Трав'яниста рослина	Іран	2351
<i>Jussiaea repens</i>	Водна примула	Трав'яниста рослина	Північна Америка	2352
<i>Lactuca sativa cv. Cos</i>	Латук (салат)	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	2353
<i>Leersia oryzoides</i>	Леєрсія рисовидна	Трав'яниста рослина	Північна Америка	2354
<i>Melastoma malabathricum</i>	Меластома малабарська	Трав'яниста рослина	Індонезія, Азія	2355



<i>Oryza sativa</i>	Рис звичайний	Трав'яниста рослина	Індонезія, Південна Азія	2356
<i>Phaseolus vulgaris</i> cv. <i>Buenos Aires</i>	Квасоля звичайна	Трав'яниста рослина	Центральна Америка	2357
<i>Populus alba</i> <i>Populus spp.</i>	Види та гібриди тополі	Дерево	По всьому світу	2358 2359
<i>Pteris crética</i>	Критська папороть	Трав'яниста рослина	Європа, Азія, Африка	2360
<i>Solanum nigrum</i>	Паслін чорний	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	2361
<i>Tagetes spp.</i>	Чорнобривці	Трав'яниста рослина	Центральна Америка	2362
<i>Thelypteris palustris</i>	Теліптерис болотний	Трав'яниста рослина	Єв, Eastropa, Північна та Південна Америка	2363
<i>Trifolium repens</i> cv. <i>Huia</i>	Конюшина біла	Трав'яниста рослина	Європа	2364
<i>Viola allcharensis</i> G. Beck <i>Viola arsénica</i> G. Beck <i>Viola macedónica</i> Boiss. & Heldr. (Balkan)	Віолові	Трав'яниста рослина	Македонія та Балкани	2365
<i>Xanthum italicum</i>	Хрінниця італійська	Трав'яниста рослина	Італія, Середземномор'я	2366

Таблиця 2.71

Список рослин придатних для фітореMediaції ґрунтів забруднених нікелем, кадмієм, цинком та іншими металами<sup>2367</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Важкий метал	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
<i>Arabidopsis halleri</i> ( <i>Cardaminopsis halleri</i> )	Резуховидка Галлера	Cd, Zn	Трав'яниста рослина	Європа	2368 2369 2370
<i>Dichapetalum gelonoides</i>	Гелоніум	Zn	Трав'яниста рослина	Філіпіни	2371
<i>Minuartia verna</i>	Мінуарція весняна	Zn	Трав'яниста рослина	Європа	
<i>Polycarphaea synandra</i>	Полікарпеа	Zn	Трав'яниста рослина	Західна Австралія	

<i>Rumex acetosa</i>	Щавель кислий	Zn	Трав'яниста рослина	Європа	
<i>Thlaspi brachypetalum</i>	Ярутка лісова	Zn	Трав'яниста рослина	Європа	2372
<i>Thlaspi caerulescens</i> (syn. <i>Nocca caerulescens</i> and <i>Thlaspi tatrense</i> )	Ярутка альпійська	Cd, Zn	Трав'яниста рослина	Європа	2373 2374 2375 2376 2377 2378 2379 2380 2381 2382
<i>Thlaspi capaeifolium</i> ssp. <i>Rotundifolium</i>	Ярутка круглоплідна	Zn	Трав'яниста рослина	Центральна Європа	2383 2384 2385 2386
<i>Thlaspi praecox</i>	Ярутка рання	Zn	Трав'яниста рослина	Центральна Європа	2387 2388 2389
<i>Thlaspi stenopterum</i>	Ярутка стеноптерум	Zn	Трав'яниста рослина	Центральна Європа	2390 2391
<i>Thlaspi tatrense</i>	Ярутка	Zn	Трав'яниста рослина	Європа	2392 2393 2394 2395
<i>Viola caliminaria</i>	Виола	Zn, (2) Cd, Pb	Трав'яниста рослина	Центральна Європа	2396 2397
<i>Agrostis delicatula</i>	Польовиця делікатна	Zn, As, Cu, Mn	Трав'яниста рослина	Південно-західна Європа, Північна Африка	2398
<i>Amaranthus hypochondriacus</i>	Амарант темний (сумний)	Cd	Трав'яниста рослина	Мексика	2399
<i>Arabis flagellosa</i>	Кам'яний крес	Cd	Трав'яниста рослина	Азія	2400
<i>Arabis gemmifera</i>	Резуха	Cd	Трав'яниста рослина	Японія	2401
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Райграс високий	Ni, Cu, Cd, Co, Mn, Cr, Zn	Трав'яниста рослина	Європа	2402
<i>Athyrium yokoscense</i>	Кочедижник Герінга	Cd, Cu	Трав'яниста рослина	Японія	2403
<i>Atriplex hortensis</i> var. <i>purpurea</i>	Лобода сдова	Zn	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	2404
<i>Averrhoa carambola</i>	Карамбола	Cd	Дерево	Південно-східна Азія	2405
<i>Bidens pilosa</i>	Черета волосиста	Cd	Трав'яниста рослина	Північна та Південна Америка	2406
<i>Brassica carinata</i>	Гірчиця абіссинська	Ni	Трав'яниста рослина	Африка	2407

<i>Brassica juncea</i> <i>Brassica juncea</i> cv., 182921 <i>Brassica juncea</i> cv. <i>Rusa Jia</i> <i>Kisan Brassica</i> <i>juncea</i> cv., 426308	Гірчиця сарептська	Cu, Cd, Cr(VI), Ni, Zn	Трав'яниста рослина	Євразія	2408 2409 2410 2411 2412
<i>Brassica napus</i>	Рпак олійний	Cd, Cu, Zn	Трав'яниста рослина	Євразія	2413 2414 2415
<i>Chicorium</i> <i>intybus</i> var. <i>foliosum</i>	Цикорій звичайний	Ni, Cd	Трав'яниста рослина	Середземно мор'я	2416
<i>Chromolaena</i> <i>odoratum</i>	Хромолена духм'яна	Cd	Трав'яниста рослина	Тайланд	2417
<i>Conyza</i> <i>canadensis</i>	Злинка канадська	Cd, Ni, Zn	Трав'яниста рослина	Північна Америка	2418
<i>Erigeron</i> <i>canadensis</i>		Cd, Ni	Трав'яниста рослина	США	2419
<i>Eupatorium</i> <i>capillifolium</i>	Фенхель	Cd, Ni	Трав'яниста рослина	Південь США	2420
<i>Festuca</i> <i>arundinacea</i>	Вівсяниця тростинна	Zn	Трав'яниста рослина	Європа	2421
<i>Gynura</i> <i>pseudochina</i>	Гінура фіолетова	Zn, Cd	Трав'яниста рослина	Азія	2422
<i>Helianthus</i> <i>annuus</i> L. cv. <i>Ikarus</i> <i>Helianthus</i> <i>annuus</i>	Соняшник однорічний	Cd, Zn, As, Ni	Трав'яниста рослина	США	2423 2424 2425 2426 2427 2428 2429 2430
<i>Helianthus</i> <i>tuberosus</i>	Топінамбур	Cd	Трав'яниста рослина	Південь США	2431
<i>Impatiens</i> <i>violciflora</i> <i>Impatiens</i> <i>walleriana</i> Hook. f.	Ребурція	Cd	Трав'яниста рослина		2432 2433
<i>Justicia</i> <i>procumbens</i>	Юстиція	Cd, Zn	Трав'яниста рослина	Тайланд, Індія	2434
<i>Kalimeris</i> <i>integrifolia</i>	Калімеріс цільнолистий	Cd	Трав'яниста рослина	Азія	2435
<i>Limnastrium</i> <i>monopetalum</i>	Лімонастріум	Cd	Трав'яниста рослина	Греція	2436
<i>Linum</i> <i>usitatissimum</i> L ssp. <i>usutatissimum</i> cv. <i>Gold</i> <i>Merchant</i>	Льон зичайний	Cd	Трав'яниста рослина	Середземно мор'я Середній Схід	2437
<i>Medicago sativa</i>	Люцерна посівна	Zn, Cd, Ni	Трав'яниста рослина	Азія	2438 2439
<i>Nicotiana</i> <i>tabacum</i>	Тютюн звичайний	Cd, Zn	Трав'яниста рослина	Північна Америка	2440 2441 2442
<i>Oryza sativa</i>	Рис звичайний	Cd	Трав'яниста рослина	Азія	2443 2444

Продовження табл. 2.71

<i>Pelargonium roseum</i>	Герань розова	Cd, Ni	Трав'яниста рослина	Південна Африка	2445
<i>Populus spp.</i> <i>Populus alba L.</i> <i>var. pyramidalis</i>	Гібриди видів тополі	Zn, Cd	Дерево	Різне	2446 2447 2448 2449 2450 2451
<i>Potentilla griffithii</i>	Перстач Гріффіна	Zn, Cd	Трав'яниста рослина	Китай	2452
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	Ялиця Дугласа	Cd	Дерево	Північна Америка	2453
<i>Raphanus sativus</i> <i>cv. Zhedachang</i>	Різновидність редьки	Cd	Трав'яниста рослина	Європа	2454
<i>Ricinus communis</i>	Рицина звичайна	Cd	Трав'яниста рослина	Середземно мор'я, Східна Африка	2455
<i>Rorippa globosa</i>	Плантаріум жовтий	Cd	Трав'яниста рослина	Європа	2456
<i>Rumex crispus</i>	Щавель кучерявий	Cd, Zn	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	2457
<i>Salix spp.</i> 'Belders' ( <i>S. alba L. var. alba</i> ), 'Belgisch Rood' ( <i>S. * rubens var. basfordiana</i> ) (Zwaenepoel et al., 2005), 'Christina' ( <i>S. viminalis</i> ), 'Inger' ( <i>S. triandra * S. viminalis</i> ), 'Jorr' ( <i>S. viminalis</i> ), 'Loden' ( <i>S. dasyclados</i> ), 'Tora' ( <i>S. schwerinii * S. viminalis</i> ) and 'Zwarte Driebast' ( <i>S. triandra</i> ). <i>Salix viminalis L.</i>	Види вербових	Cd, Zn	Кущ	Різне	2458 2459 2460 2461 2462 2463
<i>Sedum alfredii</i>	Седум	Cd, Zn	Трав'яниста рослина	Азія	2464 2465 2466 2467 2468 2469 2470
<i>Sedum jinianum</i>	Седум юніамум	Cd, Zn	Трав'яниста рослина	Китай	2471
<i>Sedum plumbizincicola</i>	Седум	Cd, Zn	Трав'яниста рослина		2472
<i>Sesbania drummondii</i>	Отруйний біб	Cd	Трав'яниста рослина	Південний схід, Південна Америка	2473
<i>Solanum elaeagnifolium</i>	Паслін лохолістний	Cd	Трав'яниста рослина	Захід США, Південна Америка	2474
<i>Solanum nigrum</i>	Паслін чорний	Cd, Ni, Zn	Трав'яниста рослина	Євразія	2475 2476
<i>Solanum tuberosum</i> cv. <i>Luyin No.1</i>	Картопля	Cd	Трав'яниста рослина		2477

<i>Sonchus transcasicus</i>	Осот закаспійський	Ni, Cu, Cd, Co, Mn, Cr, Zn	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	2478
<i>Spinacia oleracea</i> L cv. <i>Monnopa</i>	Шпинат	Cd	Трав'яниста рослина	Азія	2479
<i>Tagetes patula</i>	Чорнобривці дрібноквіткові	Cd	Трав'яниста рослина	Північна та Південна Америка	2480
<i>Thlaspi ochroleucum</i>	Вид ярutki	Zn	Трав'яниста рослина	Греція	2481 2482
<i>Tithonia diversifolia</i>	Титонія різнолисна	Zn	Трав'яниста рослина	Південна Мексика	2483
<i>Tripsacum dactyloides</i>	Гамаграс південний	Zn	Трав'яниста рослина	Південь США	2484
<i>Vetiveria zizanioides</i>	Ветіверія цицанієвидна	Zn, Cd, Cu	Трав'яниста рослина	Індія	2485
<i>Viola baoshanensis</i>	Виола	Cd	Трав'яниста рослина	Китай	2486 2487
<i>Zea mays</i> <i>Zea mays</i> L. cv. <i>Cascadas</i>	Кукурудза	Cd	Трав'яниста рослина	Північна Америка	2488 2489 2490 2491 2492

Таблиця 2.72

Список рослин придатних для фітореMediaції ґрунтів забруднених нікелем (гіперакумулятори)<sup>2493</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
<i>Alyssum bertolonii</i>	Бурачок Бертоліні	Не визначено	Італія	2494
<i>Alyssum bracteatum</i>	Бурачок звивистий	Не визначено	Іран	2495
<i>Alyssum lesbiacum</i>	Вид бурачкових	Не визначено	Не визначено	2496
<i>Alyssum murale</i>	Бурачок жовтопучковий	Трав'яниста рослина	Балкани	2497 2498 2499 2500 2501
<i>Arenaria humifusa</i> Wahlenb.	Піщанка пртеземиста	Не визначено	Південь Північної Америки, Північна Канада, Європа	2502
<i>Arenaria rubella</i>	Піщанка рожева	Трав'яниста рослина	Захід США	2503
<i>Berkheya coddii</i>	Берхея Коді	Не визначено	Південна Африка	2504 2505 2506 2507

<i>Bornmuellera tymphaea</i>	Борнмуелера	Трав'яниста рослина	Греція	2508
<i>Brassica juncea</i>	Гірчиця сарептська	Трав'яниста рослина	Азія, Європа, Африка	2509
<i>Leptoplax emarginata</i>	Пельтарія	Трав'яниста рослина	Греція	2510
<i>Pearsonia metallifera</i>	Пірсонія	Трав'яниста рослина	Зімбабве	2511 2512
<i>Phyllanthus serpentinus</i>	Філантус гірський	Не визначено	Нова Каледонія	2513
<i>Phyllomeli coronata</i>	Філантус корончастий	Не визначено	Каріби	2514
<i>Ruellia geminiflora</i>	Руелія	Трав'яниста рослина	Південна Америка	2515 2516
<i>Sebertia acuminata</i>	Піканда гострокінцева	Дерево/кущ	Нова Каледонія	2517 2518
<i>Senecio pauperculus</i>	Бальзамічна амброзія	Трав'яниста рослина	Північна Америка	2519 2520
<i>Solidago hispida</i>	Золотарник волохатий	Трав'яниста рослина	Південь Північної Америки	2521
<i>Streptanthus polygaloides</i>	Молочай звичайний	Трав'яниста рослина	Захід США	2522
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Ярутка сиза	Трав'яниста рослина	Захід США, Європа	2523 2524
<i>Thlaspi montanum L. var. montanum</i>	Ярутка гірська	Трав'яниста рослина	Захід США	2525 2526

Таблиця 2.73

Список рослин придатних для фіторемедіації ґрунтів забруднених селеном (гіперакумулятори)<sup>2527</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
<i>Acacia cana</i>	Акація Кана	Дерево	Австралія	2528 2529
<i>Astragalus bisulcatus</i>	Молочник	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америки	2530 2531 2532 2533 2534

<i>Astragalus grayi</i>	Астрагал Грея	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2535 2536
<i>Astragalus osterhoutii</i>	Астрагал молочний	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2537 2538
<i>Astragalus pattersonii</i>	Астрагал Патерсона	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2539
<i>Astragalus pectinatus</i>	Астрагал гребінчастий	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2540 2541
<i>Astragalus racemosus</i>	Астрагал еспарцетовий	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2542 2543 2544 2545 2546 2547 2548
<i>Atriplex confertifolia</i>	Лобода скупченноли стна	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2549 2550
<i>Castilleja chromosa</i>	Індійська кисть	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2551 2552
<i>Haplopappus (sect. Oonopsis) condensate</i>	Гаплопапуси	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2553 2554
<i>Haplopappus (sect. Oonopsis) fremontii</i>	Гаплопапус Флемонті	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2555 2556 2557
<i>Lecythis ollaria</i>	Коко-де- Моно	Дерево	Венесуела, Бразилія	2558 2559
<i>Machaeranthera (Xylorhiza) glabriuscula</i>	Астра деревна гладенька	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2560 2561
<i>Machaeranthera (Xylorhiza) venusta</i>	Рубус	Трав'яниста рослина	Юта, Колорадо (США)	2562
<i>Machaeranthera parryi</i>	Гайлардія Парра	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2563 2564
<i>Machaeranthera ramosa</i>	Горицвіт літній	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2565 2566
<i>Morinda reticulate</i>	Морінда	Трав'яниста рослина	Австралія	2567 2568
<i>Neptunia amplexicaulis</i>	Мімоза дика	Трав'яниста рослина	Австралія	2569 2570
<i>Stanleya bipinnata</i>	Стенлія біпіната	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2571 2572 2573 2574
<i>Stanleya pinnata</i>	Стенлія піната	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америци	2575 2576 2577 2578 2579 2580

Список рослин придатних для фітореMediaції ґрунтів забруднених селеном (аккумулятори) <sup>2581</sup>				
<i>Brassica juncea</i>	Гірчиця сарептська	Трав'яниста рослина	Росія, Центральна Азія	2582 2583
<i>Festuca arundinaceae</i>	Вівсяниця тростинна	Трав'яниста рослина	Європа, Північна Америка	2584
<i>Hibiscus cannibinus</i>	Кенаф	Трав'яниста рослина	Невідомо	2585
<i>Lotus corniculatus</i>	Лядвенець рогатий	Трав'яниста рослина	Африка	2586

Для низки видів рослин з родини Convolvulaceae була показана їх здатність до значного накопичення іонів деяких металів. Такою здатністю відзначаються, наприклад, рослини *Convolvulus tricolor*, *Convolvulus arvensis* та *Ipomoeae aquatica*.

Важливим аспектом успішності фітореMediaції ґрунтів є застосування різних штамів мікроорганізмів на що неодноразово наголошувалось раніше.

Ґрунтовий покрив, будучи ключовим компонентом біосфери, поряд із рослинами визначає її стійке функціонування<sup>2587</sup>. Особлива роль стійкого біогеоценозу належить ґрунтовим мікроорганізмам<sup>2588</sup>. Розглядаючи питання використання техногенних ґрунтів у господарських цілях, необхідно враховувати взаємозв'язок субстрату, рослин та мікроорганізмів як найважливіших компонентів нового біогеоценозу, що формується. Деякі властивості мікроорганізмів, механізми їхньої позитивної дії на рослини важливі при захисті останніх від різних несприятливих умов середовища, у тому числі від надмірного вмісту важких металів у субстраті<sup>2589 2590 2591</sup>.

Більшість рослин менш стійка до важких металів, на відміну від мікроорганізмів<sup>2592</sup>. Однією з пояснень цього може бути складніша організація рослинного організму проти мікроорганізмами<sup>2593 2594 2595</sup>.

Наводяться відомості про пригнічення росту рослин гороху при вмісті CdCl<sub>2</sub>, що дорівнює 5 мкМ<sup>2596</sup>. При цьому бульбочкові бактерії *Rhizobium leguminosarum* bv. *visiae* пригнічували при концентрації кадмію від 15 до 120 мкМ<sup>2597</sup>.

Подібні відмінності були виявлені в концентраціях важких металів, що пригнічують небобові рослини і що знаходяться в симбіозі мікроорганізмами<sup>2598 2599</sup>. Існують відомості про відсутність позитивного впливу стійких до важких металів мікроорганізмів на рослини, у симбіозі з якими вони знаходяться, у присутності великої кількості важких металів<sup>2600</sup>.

Зростання рослин гороху, що вирощуються на забрудненому кадмієм ґрунті, не посилювався при інокуляції рослин стійким до кадмію штамом *Rhodococcus* sp. FP2. Автори пояснюють це тим, що концентрації кадмію, що використовуються в експерименті, були достатні для того, щоб активність АЦК-дезамінази інгібувалася. З цього можна зробити важливий висновок про високу чутливість симбіотичних відносин до підвищених концентрацій важких металів у субстраті. При цьому симбіоз може бути вже порушений



при концентраціях, які нижчі за ті, що надають токсичну дію на будь-який з компонентів симбіозу. Крім того, важкі метали можуть негативно впливати на властивості мікроорганізмів, що відповідають за симбіотичні відносини з рослинами. Виявлено внутрішньовидовий поліморфізм у рослин за ознаками стійкості до важких металів та здатності до їх акумуляції<sup>2601</sup>. Такі відмінності щодо стійкості до кадмію виявлено у гороху<sup>2602</sup>. Крім стійкості до важких металів, внутрішньовидовий поліморфізм за показниками продуктивності рослин та ефективності симбіозу з ендомікоризними грибами роду *Glomus* відомий у хмелеподібної люцерни<sup>2603</sup>, а також гороху<sup>2604</sup>.

Зіставлення подібних даних показує негативну кореляцію стійкості до кадмію з ефективністю стимуляції росту рослин мікоризним компонентом симбіозу<sup>2605</sup>. Звідси випливає, що чутливі до кадмію генотипи гороху мали більш високу симбіотрофність порівняно з більш стійкими до нього генотипами. В іншому дослідженні зіставлялося вміст кадмію в рослинах з впливом мікоризації на вміст у насінні фосфору<sup>2606</sup>. В результаті було виявлено негативну кореляцію між цими факторами. Також відомо, що в гіфах мікоризотворних грибів знаходяться поліфосфати, здатні до іммобілізації важких металів<sup>2607</sup>. Це є важливим захисним механізмом, що протидіє токсичному впливу важких металів на компоненти рослинно-мікробного симбіозу. Таким чином, у рослинах з меншим вмістом кадмію фосфор, накопичений завдяки симбіотичним зв'язкам, використовувався з більшою ефективністю. Ймовірно, деякі види рослин у процесі коєволюції з мікроорганізмами-симбіонтами недостатньо розвинули адаптацію до важких металів, але при цьому стали з більшою ефективністю користуватися тими можливостями, які надавав симбіоз, у такий спосіб компенсуючи свою слабку стійкість до важких металів. Подібна закономірність була виявлена не тільки серед бобових рослин та мікоризотворних грибів, а й у небобових рослин та симбіотичних бактерій. Проводилися дослідження з гірчицею сарептською, інокульованою штамом АЦК-утилізуючих бактерій *Variovorax paradoxus* 5C-2<sup>2608</sup>. Було встановлено, що показники продуктивності були вищими у тих з інокульованих генотипів рослин, які відомі більшою чутливістю до кадмію, порівняно з генотипами рослин, стійких до токсичної дії кадмію.

Можливо, що цей взаємозв'язок стійкості рослин до важких металів та їх симбіотрофності накладатиме деякі обмеження при підборі культур для фітоекстракції, оскільки не всі рослини, що утворюють ефективні симбіотичні зв'язки, здатні до накопичення важких металів у економічно ефективних кількостях.

Одним із негативних ефектів впливу важких металів на рослини є зниження темпів споживання азоту та інших поживних елементів рослинами<sup>2609</sup>. У певних умовах це може стати однією з основних причин придушення росту та зниження опірності рослин іншим негативним факторам середовища<sup>2610</sup>.

Згідно з результатами досліджень<sup>2611 2612 2613</sup>, інокуляція рослин бактеріями, що посилюють поглинання мінеральних речовин, або

культурами азотфіксаторів, призводить до підвищення стійкості рослин до стресових умов. Автори розглядають бактерії, що містять фермент 1-аміноциклопропан-1-карбоксилат (АЦК) дезаміназу, що мають універсальну антистресову дію. За допомогою цього ферменту в рослинах знижується кількість етилену - молекули, що виконує сигнальну роль при ініціюванні каскаду неспецифічних адаптивних та стресових реакцій.

Мікроорганізмами вироблений цілий комплекс способів формування стійкості як універсальних, так і специфічних по відношенню до певних стресорів<sup>2614 2615 2616</sup>.

Неспецифічна стійкість забезпечується за допомогою біосинтезу низькомолекулярних осмопротекторів, таких як глутамат, таурин, гліцин, гліцинбетаїн, пролін, трегалозу, глутамінамід, ацетилглутамініл, а також поліамінів та екзополісахаридів.

Серед універсальних реакцій на стрес виділяють біосинтез різних за функціональністю регуляторних білків, таких як  $\sigma$ -фактори та шаперони.  $\sigma$ -Факторами здійснюється перехід клітини до стаціонарної фази, синтез екзополісахаридів, стабілізація клітинних мембран. За допомогою шаперонів підтримується цілісність та стабільність ДНК та РНК, процеси репарації ДНК, транскрипції та трансляції. Вони беруть участь у структуризації білків та нормальному функціонуванні ферментів. Механізми стійкості ґрунтуються на виведенні з клітин важких металів, а також зміні валентності іонів металів і перетворенні їх у менш токсичні форми. Крім цього, важливе значення при захисті мікробних клітин від токсичної дії важких металів мають процеси іммобілізації іонів металів за межами клітини або на клітинній стінці.

Описано здатність та механізми сорбції важких металів у великій кількості типових ризосферних мікроорганізмів, таких як *Agrobacterium*, *Azospirillum*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*<sup>2617 2618 2619</sup>.

Крім цього, іммобілізація важких металів може відбуватися під непрямим впливом мікроорганізмів та інших факторів біотичної та небіотичної природи, наприклад, коли вони змінюють значення рН або продукують речовини, що іммобілізують важкі метали, або самі іммобілізують важкі метали<sup>2620</sup>.

Наводяться відомості про виробничі штами асоціативних бактерій *Flavobacterium* sp. Л30 та *Arthrobacter mysorens* 7, що ефективно зменшують рухливість кадмію в ґрунті<sup>2621</sup>. Ґрунтові мікроорганізми також можуть діяти спільно при іммобілізації важких металів. Наприклад, псевдомонади, асоційовані з ектомікоризними грибами, суттєво знижували надходження свинцю, цинку та кадмію в пагони сосни завдяки іммобілізації важких металів мікоризним симбіонтом у коренях рослин.

Важкі метали можуть утворювати з бактеріальними сидерофорами, а також полісахаридами та іншими речовинами малорозчинні комплекси. Багато мікроорганізмів тим чи іншим способом можуть сприяти зниженню негативного впливу важких металів на рослини, завдяки чому їх раціонально використовувати при фіторемерації для інокуляції субстрату або самих рослин<sup>2622 2623</sup>.

У природних умовах тривала дія важких металів на мікоризотворні гриби може формувати штами, конститутивно стійкі до дії важких металів<sup>2624</sup>. Зокрема, цей процес вивчався у видів мікоризотворчого гриба *Glomus*<sup>2625</sup>. Дослідники відзначають також підвищення стійкості мікотрофних рослин до впливу важких металів при утворенні симбіотичних зв'язків з грибами, що мікоризотворюють. Це питання вивчалось при забрудненні ґрунтів цинком<sup>2626</sup>, кадмієм<sup>2627</sup>, міддю<sup>2628</sup>, нікелем<sup>2629 2630</sup>.

Проводилися також дослідження чутливості грибного симбіонту до важких металів<sup>2631</sup>. Зростання мікоризоутворюючих грибів *Lactarius rufus* і *Scleroderma flavidum*, що колонізують сіянці *Betula papyrifera*, спостерігалось тільки при концентрації нікелю, що дорівнює 32 мкМ. При цій концентрації спостерігався ефект зниження токсичної дії нікелю на сіянці *Betula papyrifera*, помітний у контрольному варіанті. При збільшенні концентрації нікелю до 64 мкМ позитивна дія симбіотичних грибів на рослини була відсутня, тому що не спостерігалось і зростання самих грибів. Подібне явище інгібування симбіотичного гриба при зростанні концентрації кадмію в ґрунті спостерігалось і в дослідах із інокуляцією *Picea*<sup>2632</sup>.

Стійкість симбіотичної системи гриба та рослини може бути обумовлена явищами, що локалізуються на просторово розділених ділянках міцелію, кореня або втечі<sup>2633 2634 2635</sup>. Механізми стійкості можуть бути представлені в різних поєднаннях<sup>2636</sup>.

У дослідженнях згадуються: позаклітинне зв'язування важких металів на грибному чохлі або вільному міцелії за допомогою екскретованих лігандів, зв'язування важких металів на поверхні гіф чохла або клітинній стінці вільного міцелію, посилений відтік з грибної клітини, внутрішньоклітинне хелатування за участю глутатіону, внутрішньоклітинна компарВМенталізація у вакуолі або цитозолі рослинної клітини, взаємодія з металотіонеїном<sup>2637 2638 2639</sup>. Ізоляція важких металів у грибних симбіотичних структурах запобігає проникненню металів у рослини, тим самим допомагає їм уникнути інтоксикації. Вільний міцелій, таким чином, є важливою перешкодою на шляху важких металів у рослину.

Існують дані, згідно з якими гриби, що утворюють велику кількість вільного міцелію, забезпечують найкращу стійкість рослинного компонента симбіозу до важких металів. Такі дані представлені для цинку<sup>2640</sup> та кадмію<sup>2641 2642</sup>. Також подібні дані про зв'язування важких металів на гіфальній поверхні симбіотичних грибів є для міді<sup>2643</sup> та свинцю<sup>2644</sup>.

За даними<sup>2645</sup>, позаклітинний слиз, що знаходиться на стінках гіф, створює ділянки, на яких відбувається зв'язування важких металів. Крім неї на поверхні гіф знаходяться й інші потенційні ділянки зв'язування важких металів, представлені вільними фосфатними, карбоксильними, гідроксильними та аміногрупами. Зв'язування міді та інших металів на поверхні гіф спостерігалось під впливом металотіонеїну та йому подібних білків. Крім цього, металотіонеїни здатні затримуватися в цитозолі, а потім вивільнятися, забезпечуючи при цьому позаклітинне хелатування<sup>2646</sup>.

Тяжкі метали можуть бути виявлені як на поверхні чохла мікоризного, так і всередині нього. Проводилося дослідження з використанням мікроаналізу за допомогою рентгена заморожених зрізів коріння рослин з мікоризним чохлом<sup>2647</sup>. Було виявлено два механізми, що забезпечують зв'язування іонів цинку та кадмію. Кадмій утворював позаклітинні комплекси у мережі Гартіга, а також усередині клітинних стінок клітин кори кореня. Це вказує на те, що транспорт від гриба до рослини активний, головним чином, апопластним шляхом. На противагу кадмію, накопичення цинку відбувалося там, де транспорт у бік рослини не такий інтенсивний. Цей процес відбувався переважно у клітинних стінках, а також у цитоплазмі чохла гіфа.

Важкі метали становлять загрозу не тільки для клітинного метаболізму рослин та бактерій, але й для ґрунтових грибів. Було виявлено окислювальний стрес у міцелії *Paxillus involutus* під впливом іонів кадмію<sup>2648</sup>. Окисний стрес є однією з реакцій на підвищення кількості важких металів у клітинах гриба. У дослідженні підтверджувалася активність у міцелії типових при окисному стресі ферментів – каталази, супероксиддисмутази (СОД), глутатіонредуктази та глутатіонпероксидази. Авторами стверджується, що *P. involutus* має здатність до елімінації токсичності високих концентрацій кадмію. Це відбувається завдяки різкому посиленню синтезу глутатіону, паралельно з яким відбувається швидкий сірозалежний транспорт кадмію у вакуолі. Також авторами відзначається посилення глутатіонредуктазної активності під впливом низьких концентрацій кадмію. Передбачається, що детоксикація цього гриба відбувається за допомогою накопичення кадмію у вакуолях. Подібний механізм детоксикації описується у *Suillus luteus*<sup>2649</sup>.

Таким чином, поряд з іншими прийомами, зокрема, з внесенням меліорантів та органічних добрив, що сприяють активізації ґрунтової мікрофлори, використання ґрунтових мікроорганізмів (зокрема, культур мікоризотворних ґрунтових грибів) при фітореMediaції дозволяє розширити вибір рослинних культур для фітореMediaції. Безперечно, це сприятиме збільшенню ефективності фітореMediaційних заходів. Крім того, в певних умовах розширення вибору рослинних культур для фітореMediaції дозволить знизити вартість рекультиваційних робіт з огляду на відмінності в агротехніці вирощування та різних вимог до умов середовища у різних культур.

Ефективна фітоекстракція має на увазі використання рослин-металофітів, здатних до накопичення у надземній частині підвищеної кількості важких металів. Але навіть зростання рослин-гіперакумуляторів важких металів може пригнічуватися на субстратах з високим вмістом важких металів, особливо з огляду на те, що такі субстрати часто є відходами гірничодобувної промисловості. Крім високого вмісту важких металів вони мають ряд інших несприятливих для вирощування рослин властивостей, наприклад, екстремальним значенням рН, високою щільністю, високим вмістом солей. Тому актуальним як пошук способів посилити накопичення

важких металів у надземних частинах рослин, а й поліпшення умов зростання рослин за умов забруднення субстратів важкими металами<sup>2650 2651</sup>.

Крім меліоративних заходів для поліпшення умов зростання рослин у таких умовах доцільно використовувати інокуляцію мікроорганізмами, які можуть стимулювати зростання рослин та згладити вплив несприятливих ґрунтових умов на рослини. В останні роки були опубліковані результати досліджень, що свідчать про значний вплив мікоризації рослин на поглинання важких металів<sup>2652 2653 2654 2655 2656</sup>. Так, рослини *Berkheya coddii*, одного з найперспективніших видів – гіперакумуляторів важких металів, при інокуляції нативними грибами (*Gigaspora* sp. та *Glomus tenue*) помітно збільшили біомасу надземної частини та більш ніж удвічі збільшили поглинання нікелю, у порівнянні з неінокульованими рослинами.

Проводилися дослідження<sup>2657</sup>, у яких відбувалася стимуляція росту рослин гірчиці сарептської (*Brassica juncea*) під впливом інокуляції штамом *Bacillus subtilis* SJ-101. За даними авторів, цей ефект був заснований на виділенні бактеріями ауксинів та розчиненні ними фосфатів. Про посилення надходження металів у рослину свідчать дослідження бактеріальних сидерофорів та їх залізовмісних комплексів, що поглиналися рослинами<sup>2658</sup>.

Таким чином посилювалося надходження важких металів у рослини. У цих дослідженнях негативних наслідків посилення поглинання важких металів не спостерігалось. Це свідчить про те, що гомеостаз системи мікроорганізм-рослина може підтримуватися з допомогою мікробного компонента.

Відомо про здатність мікроорганізмів до мобілізації металів за допомогою підкислення середовища в результаті виділення органічних кислот, що викликають деградацію орґано-мінеральних сполук<sup>2659 2660 2661 2662</sup>. З цього можна зробити висновок, що підвищення доступності рослин металів можна досягти за допомогою посилення мікробіологічних процесів у ризосфері, здатних до переведення металів у рухомі форми. Підвищення доступності металів для рослин сприятиме інтенсифікації їхнього винесення з ґрунту разом із рослинною біомасою<sup>2663</sup>.

Використання мікроорганізмів, що переводять метали в доступні для рослин форми, може доповнити або замінити хімічні методи підвищення доступності металів для рослин, такі як використання хелатируючих речовин<sup>2664</sup>. У серії дослідів з декількома сортами кукурудзи (*Zea mays* subsp. *mays*) у субстрат під рослинами вносився свинець та ЕДТА, при цьому частина рослин інокульовалася мікоризотворним грибом *Glomus intraradices*. Результати дослідів показали, що внесення ЕДТА під одні сорти призводило до збільшення вмісту свинцю в мікоризованих рослинах, тоді як внесення ЕДТА під інші сорти призводило до збільшення вмісту свинцю в немікоризованих рослинах<sup>2665</sup>. Також слід зазначити, що мікроорганізми власними силами можуть бути використані з метою збагачення руд<sup>2666 2667 2668</sup>.

Особливий інтерес представляє вивчення взаємодії мікроорганізмів та рослин-гіперакумуляторів важких металів. Проводилися дослідження

ризосфери *Thlaspi caerulescens* – перспективної рослини для фітоекстракції нікелю, кадмію та цинку<sup>2669 2670</sup>.

Порівняно з *Trifolium pratense*, вирощеним на тому ж ґрунті, у його ризосфері було знайдено більше стійких до металів бактерій. У ризосфері *T. caerulescens* були виявлені бактерії родів *Devosia*, *Matsuebacter*, *Phyllobacterium*, *Rhodococcus*, *Sphingomonas*. При цьому в неризосферному ґрунті домінуючими видами були *Acidovorax* та *Arhtrorobacter*. Автори зазначають<sup>2671</sup>, що у ризосфері рослин-гіперакумуляторів виявлено велику кількість різноманітних стійких до важких металів бактерій. З цього можна зробити висновок, що подібні рослини можуть створювати специфічну екологічну нішу для стійких до важких металів мікроорганізмів. Але за даними інших авторів, при забрудненні ґрунту цинком у ризосфері рослин-металофітів було знайдено менше бактерій, стійких до цинку, ніж у неризосферному ґрунті<sup>2672</sup>. Автори пояснюють цей ефект зменшення кількості металу у ризосфері через поглинання його рослинами. Це призводить до посилення конкурентоспроможності видів мікроорганізмів, чутливих до високого вмісту металів.

Таким чином, рослини здатні впливати на формування мікробного ценозу ризосфери. У ризосфері рослини-гіперакумулятора важких металів *Alissum murale* знайдено стійкі до нікелю бактерії родів *Microbacterium* та *Sphinomonas*<sup>2673</sup>. Ці мікроорганізми виділяли сидерофори та органічні кислоти, підвищуючи таким чином у ґрунті кількість рухомого нікелю. Автори вказують також підвищення вмісту нікелю в надземних частинах рослин, в ризосфері яких було виявлено ці бактерії. Про здатність до мобілізації цинку бактеріями *Enterobacter cancerogenes*, *Microbacterium saperdae* та *Pseudomonas monteilii* свідчать інші дослідження<sup>2674</sup>. У проведеному досліді у рослинах *Thlaspi caerulescens* за рахунок інокуляції ризосферними бактеріями вдвічі зростав вміст цинку.

Крім підвищення рухливості металів у ґрунті, мікроорганізми здатні збільшувати вміст металів у рослинах за допомогою стимуляції збільшення біомаси рослин. Наприклад, у досвіді з ріпаком (*Brassica napus*) при його інокуляції штамами *Azomonas sp.*, *Bacillus sp.*, *Pseudomonas sp.* та *Xanthomonas sp.* відбувалася стимуляція зростання рослин<sup>2675</sup>.

Крім цього, інокуляція рослин сприяла підвищенню рухливості кадмію у ґрунті та зниженню рН у ризосфері. Все це призводило до збільшення біомаси рослин та винесення кадмію з ґрунту. Це доводить, що ризосферні бактерії здатні посилювати накопичення металів рослинами-гіперакумуляторами.

Мікробні метаболіти можуть передавати сигнали від мікроорганізму до рослини<sup>2676</sup>. Ці речовини виробляються мікроорганізмами у присутності важких металів та виявляють біологічну активність щодо рослин. Авторами згадуються сидерофори, полісахариди та органічні кислоти. Більшість симбіотрофних бактерій можуть синтезувати АЦК-дезаміназу, яка гідролізує амінокислоту АЦК, яка є попередником фітогормону етилену, який синтезується при стресі, зокрема при впливі на рослину важких металів<sup>2677</sup>.

Синтез етилену інгібується під впливом бактеріальної АЦК-дезамінази, і кількість етилену в рослинах знижується. Це своє чергу призводить до посилення ростових процесів. У зв'язку з цим набуває великого значення використання подібних бактерій з метою стимулювання росту рослин на субстратах, забруднених важкими металами, а також зниження негативного впливу ВМ на рослини. Проводилися дослідження штаму *Serratia quinivorans* SUD 165, яким інокулювали рослини ріпаку на тлі підвищеного вмісту в ґрунті нікелю<sup>2678</sup>. В результаті інокуляції в проростках ріпаку зменшувалася кількість етилену, що утворюється внаслідок стресової реакції на токсичну дію нікелю. Використовуючи мутантний штам *S. quinivorans*, дослідникам вдалося досягти ще й значної стимуляції росту рослин. Мутантний штам відрізнявся посиленням синтезом сидерофорів, завдяки чому елімінувався негативний вплив важких металів на рослини.

У дослідях з горохом<sup>2679</sup>, різними бобовими культурами<sup>2680</sup> та ріпаком<sup>2681</sup> було показано, що крім антистресового впливу АЦК-дезамінази утилізуючі бактерії здатні ще й позитивно впливати на живлення рослин, порушене токсичними кількостями важких металів у ґрунті. Примітно, що у наведених дослідженнях використовувалися бактерії, що належать до різних таксономічних груп.

За даними<sup>2682</sup>, при вирощуванні на забрудненому важкими металами субстраті інокульованих микоризообразующими грибами бобових, кількість важких металів у надземних частинах рослин була меншою порівняно з неінокульованими рослинами. При цьому винос важких металів із ґрунту з надземною рослинною біомасою міг бути вищим через те, що рослини під впливом виділеними грибним компонентом симбіозу фітогормонів набирали велику біомасу в порівнянні з неінокульованими рослинами.

З цього випливає, що з оцінки впливу микоризообразующих грибів на винос рослинами важких металів необхідно брати до уваги ефект розведення, що виникає зі збільшенням надземної біомаси рослин. При однаковій кількості важких металів, накопиченому в надземній частині рослини, концентрація важких металів буде нижчою в тій рослині, яка набрала велику біомасу. Таким чином, ефективність фітоекстракції простіше оцінити, орієнтуючись на кількість важких металів, що міститься в одній рослині, або у рослинах, зібраних з певної площі при відомій густоті стояння рослин. Крім ефекту розведення зменшення накопичення важких металів під впливом інокуляції рослин також пояснюється іммобілізацією важких металів микоризними грибами, гіфи яких перебувають у ґрунті та коренях. Цей небажаний ефект іммобілізації важких металів у корінні може бути згладжений за рахунок стимулювання зростання рослин грибним компонентом симбіозу, в результаті призводячи до збільшення виносу важких металів. Позитивний вплив микоризних грибів на рослини на забруднених важкими металами ґрунтах може відбуватися за рахунок покращення фосфорного живлення рослин, а також завдяки мобілізованим фосфатам у ризосфері, здатним до зв'язування важких металів<sup>2683 2684 2685</sup>. Ці та їм подібні процеси, що протікають у системі ґрунт-мікроорганізм-рослина,

можна використовувати для вирішення різних питань, пов'язаних із надмірною кількістю важких металів у субстраті<sup>2686</sup>. Наприклад, якщо у процесі досліджень надходження важких металів у надземну частину мікоризованої рослини виявлено підвищення виносу важких металів із ґрунту з рослинами, то подібне поєднання культур гриба та рослини перспективно застосовувати для фітоекстракції важких металів.

Відповідно до досліджень<sup>2687</sup>, мікроорганізми по-різному впливають на рухливість важких металів та їх акумуляцію в рослинах залежно від доступності важких металів для рослин та їх концентрації у субстраті. При невеликому забрудненні субстрату важкими металами механізми захисту мікроорганізмів та рослин ще не починають працювати, тому через активний метаболізм, руйнування металоорганічних речовин у ґрунті та його підкислення переважає мікробна мобілізація важких металів. Також важкі метали мобілізуються та поглинаються рослинами, що виділяють у ризосферу речовини, здатні до хелатування важких металів. У свою чергу це призведе до накопичення важких металів у надземних частинах рослин, що може бути як небажано (наприклад, якщо рослини вживатимуться в їжу людиною), так і необхідно (якщо рослини використовуються для фітореMediaції або фітоекстракції). Автори дослідження вважають, що подальше збільшення концентрації важких металів у ґрунті призведе до того, що рослини, як більш чутливий компонент системи мікроорганізм-рослина, раніше більшості ґрунтових мікроорганізмів активують захисні механізми. З іншого боку, може відбуватися уповільнення росту рослин, а також зниження позитивного ефекту симбіозу рослин та мікроорганізмів. Це може виникати через те, що іммобілізуючі важкі метали речовини (наприклад, органічні кислоти), які виділяють коріння рослин, будуть використані мікроорганізмами. Тому до коріння рослин надходитиме більше важких металів. Так мікроорганізми можуть знижувати ефективність захисних реакцій рослин, що виникають при високих концентраціях важких металів у субстраті, а також зменшувати позитивну дію симбіозу на зростання рослин, і можливо навіть інгібувати їх зростання. Якщо ж вміст важких металів у субстраті збільшується і далі, то починають діяти захисні механізми вже в мікроорганізмів, і ризосфері посилюється іммобілізація важких металів. Подібні процеси призводили до зменшення кількості важких металів у рослинах, що використовуються для фітореMediaції<sup>2688</sup>. Про існування описаних процесів свідчать дослідження інокуляції верби (*Salix caprea*) ризосферними бактеріями та мікорізотворчим грибом *Pisolithus tinctorius*<sup>2689</sup>. Ці експерименти проводилися в кількох випадках на ґрунті, забрудненому різною кількістю кадмію. З наведених досліджень можна зробити висновок, що для компонентів рослинно-мікробного симбіозу необхідно знати порогові значення вмісту важких металів у субстраті, що призводять до активізації захисних механізмів у мікроорганізмів і рослин, що використовуються. Також цей процес можна певною мірою контролювати за допомогою внесення до субстрату хелатуючих речовин<sup>2690 2691</sup>.



## 2.3. Потенціал та способи фіторемедіації нафтозабруднених ґрунтів (земель)

Нафта – це природна горюча масляниста рідина, яка поширена в осадовій оболонці Землі і є найважливішим корисним копалин. До її складу входить суміш вуглеводнів найрізноманітнішого будови. Їх молекули є короткі і довгі, нормальні і розгалужені, замкнені в кільця і багато кільчасті ланцюги атомів вуглецю. Шляхом перегонки з неї одержують різні продукти нафти: бензин, реактивне паливо, освітлювальний гас, дизельне паливо та мазут<sup>2692</sup>.

Основу нафти складають три групи вуглеводнів: метанові, нафтенові та ароматичні. Метанові вуглеводні (алканові або алкани) хімічно найбільш стійкі, вони відносяться до граничних вуглеводнів і мають формулу  $C_nH_{2n+2}$ . Якщо кількість атомів вуглецю в молекулі коливається від 1 до 4 ( $CH_4$ - $C_4H_{10}$ ), вони газоподібні, від 5 до 16 ( $C_5H_{16}$ - $C_{16}H_{34}$ ) то це рідкі вуглеводні, а якщо воно вище 16 ( $C_{17}H_{36}$  і т.д.) - тверді (наприклад, парафін).

Нафтенові (цикланові, або аліциклічні) вуглеводні мають кільчаста будова, тому їх іноді називають карбоциклічними з'єднаннями. Всі зв'язки вуглецю з воднем також насичені, тому нафтенові нафти мають стійкі властивості. До нафтенів відносять вуглеводні  $C_nH_{2n}$  (мононафтени),  $C_nH_{2n-2}$  і  $C_nH_{2n-4}$  (полінафтени). У порівнянні з парафінами, нафтени мають більш високу щільність, меншу пружність парів та кращу розчинну здатність.

Ароматичні вуглеводні, або арени ( $C_nH_n$ ), найбідніші воднем. Молекула має вигляд кільця з ненасиченими зв'язками вуглецю.

Вони так і називаються – ненасиченими, або ненасиченими вуглеводнями. Звідси їхня нестійкість у хімічному відношенні. Ароматичні вуглеводні нафти становлять від 5 до 55%. Це найбільш токсичні компоненти нафти, і при концентрації лише 1% у воді вони вбивають нижчі водні рослини. Нафта, що містить 38% ароматичних вуглеводнів, значно пригнічує ріст і вищих рослин, а зі збільшенням ароматичності нафт зростає їхня гербіцидна активність. Зміст усіх груп поліциклічних ароматичних вуглеводнів при поступовій трансформації нафти у ґрунті поступово знижується. Ароматичні вуглеводні важко піддаються руйнації, зазвичай повільно окисляючись мікроорганізмами.

Крім вуглеводнів у складі нафти є кисневі, сірчисті та трохи азотисті сполуки. Нафта та газ у земних надрах можуть зустрічатися як разом, так і окремо. Нафта включає велику і складну групу рідких, газоподібних і твердих вуглеводнів, тобто сполуки вуглецю і водню. А також сполуки азоту, кисню та сірки.



Рисунок 2.80 – Нафтове забруднення ґрунту

За властивостями нафта трохи легша за воду і практично в ній не розчиняється.

**Оскільки нафта** – це суміш різних вуглеводнів, то вона не має певної температури кипіння. Колір нафти також визначено. Він варіює від світло-коричневої, майже безбарвної до темно-бурої, майже чорної, а за властивостями щільності – від легкої  $0,65-0,70 \text{ г/см}^3$ , до важкої  $0,98-1,05 \text{ г/см}^3$ . Розрізняють легку ( $0,65-0,87 \text{ г/см}^3$ ), середню ( $0,871-0,910 \text{ г/см}^3$ ) та важку ( $0,910-1,05 \text{ г/см}^3$ ) нафту. Теплота згоряння  $43,7-46,2 \text{ МДж/кг}$  ( $10400-11000 \text{ ккал/кг}$ ). Нафта розчиняється в органічних розчинниках. За звичайних умов у воді практично не розчиняється, але може утворювати із нею стійкі емульсії. Нафта і нафтопродукти відносяться до найпоширеніших поллютантів природного середовища, викликаючи суттєві зміни у хімічному складі, властивостях та структурі ґрунту<sup>2693</sup>. Нафта є поширеним техногенним забруднювачем, при розливах якої на тривалий час порушується нормальне функціонування ґрунтової екосистеми, погіршується ґрунтова родючість і різко змінюється інтенсивність та спрямованість окисно-відновлювальних процесів.

**До забруднених нафтопродуктами ґрунтів належать ті, у яких концентрація ЗР:**

- впливає на екологічну рівновагу ґрунтової системи;
- призводить до змін морфологічних, фізико-хімічних і хімічних характеристик ґрунтового профілю та його водно-фізичних властивостей;
- порушує співвідношення між фракціями органічної речовини ґрунту.



Рисунок 2.81 – Нафтозабруднений ґрунт

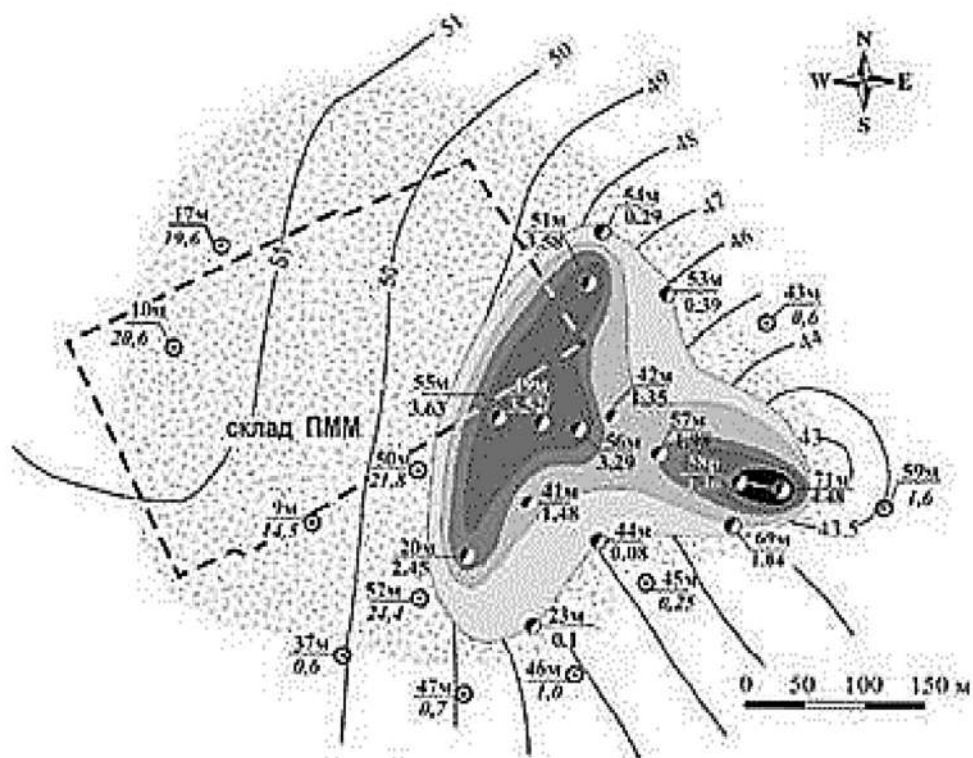


Рисунок 2.81 – Зони підземної міграції витікання нафтопродукту із резервуарних ємностей складу ПММ

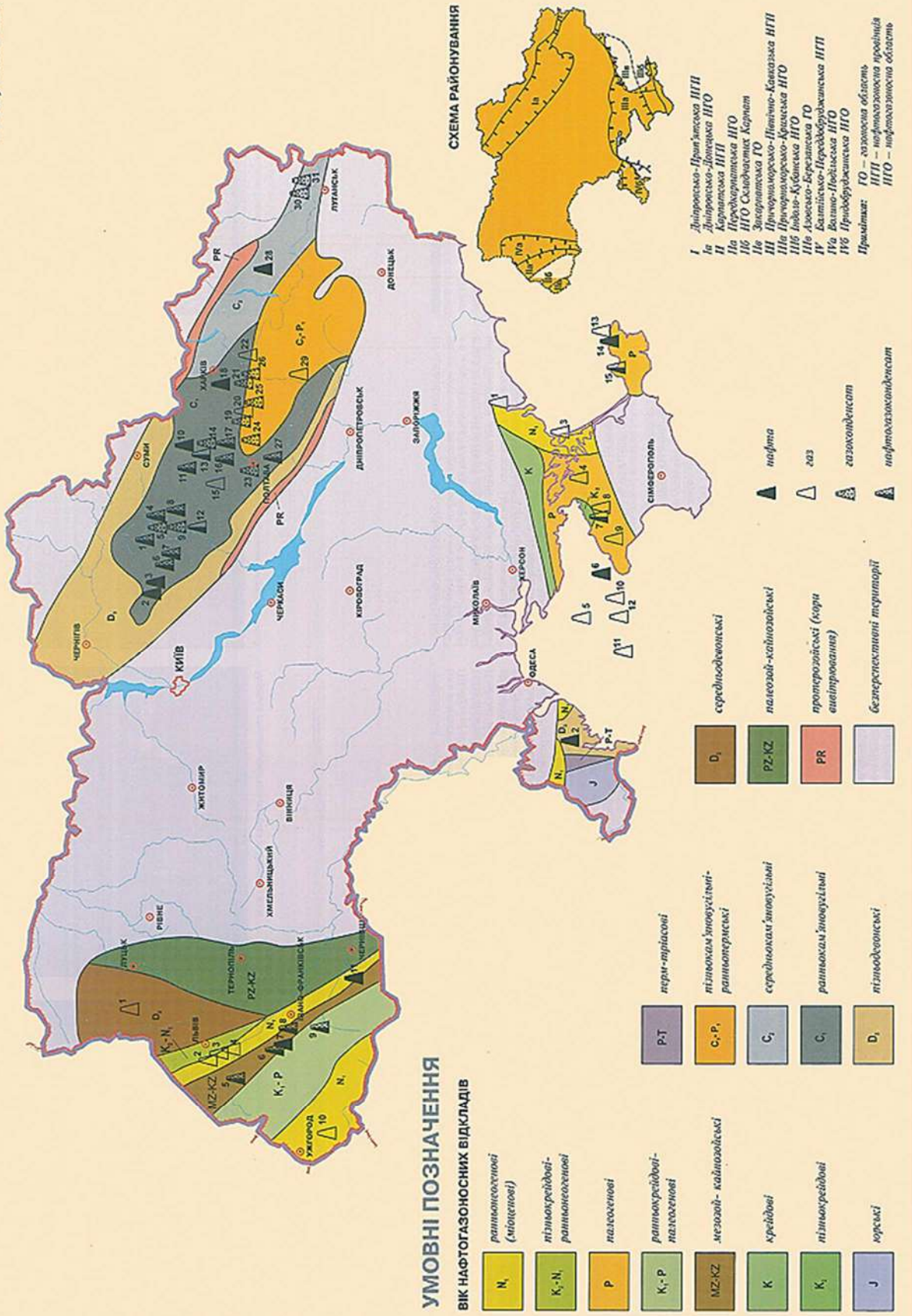


Рисунок 2.82 – Потенційні регіони України за нафтовидобутку та супутнього потенційного забруднення ґрунтів<sup>2694</sup>

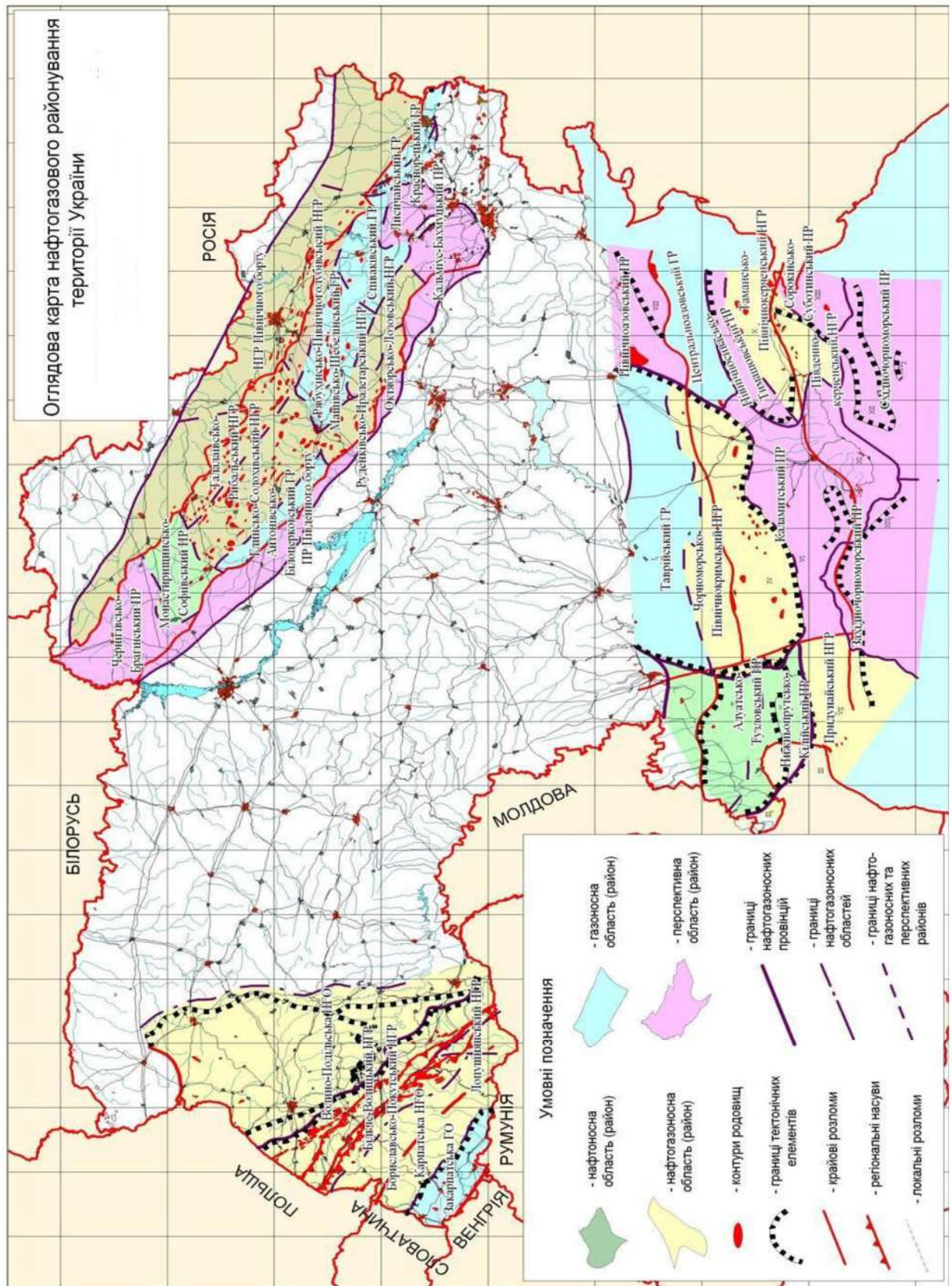


Рисунок 2.83 – Оглядова карта нафтогазового районування території України<sup>2695</sup>

В Україні відкрито понад 300 нафтових, газових і газоконденсатних родовищ, розташованих у 3-х нафтогазоносних регіонах: Східному,

Західному і Південному. Розгалужена система магістральних (понад 5 тис. км), промислових (понад 20 тис. км) трубопроводів охоплює всі природно-кліматичні та економічні зони країни. За розрахунками, видобування 1 т нафти супроводжується руйнуванням або забрудненням 1-1,3 м<sup>3</sup> ґрунту<sup>2696</sup>. ***На території України<sup>2697</sup> нафтові родовища з промисловими запасами розташовані в трьох географо-геологічних регіонах на території 10 адміністративних областей:***

1) Прикарпатський прогин, або західний регіон (Івано-Франківська, Львівська, Чернівецька області) – 40 родовищ.

2) Дніпровсько-Донецька западина, або східний регіон (Чернігівська, Сумська, Полтавська, Харківська, Дніпропетровська області) – 76 родовищ.

3) Причорноморсько-Кримський, або південний регіон (Одеська область і АР Крим) – 10 родовищ.

Незважаючи на те, що східний регіон відкритий практично в післявоєнний період, його частка в поточному видобутку є вирішальною і складає близько 75%. У західному регіоні видобувається трохи більше 20%, а інше – в південному регіоні (Крим).

Визначальною особливістю запасів нафти України є належність їх основних обсягів до найбільш низької промислової категорії С1, прогнози щодо якої характеризуються і найнижчою надійністю й підтвердженням в процесі розробки родовищ.

З наявних поточних запасів нафти, що видобуваються, 71,5%, або 104,77 млн. т, належать до категорії С1 і лише 28,7% (42,25 млн. т) – до вищих категорій А+В.

За останніми оцінками фахівців, потенційні нерозвідані ресурси нафти на суші складають більш ніж 780 млн. т. Це надійна основа для нарощування розвіданих запасів нафти, яка дозволяє на основі вказаних ресурсів вирішувати питання швидкої стабілізації рівнів видобутку нафти в Україні і можливого його зростання. Ці оцінки підтверджують і геологічні передумови. Нафтові поклади західного регіону – багатопластові, з великою продуктивною товщею (до 600 м), дуже низькими колекторними властивостями (пористість 6-15%, проникність 0,001-0,020 мкм<sup>2</sup>).

Родовища східного регіону відрізняються сприятливішими умовами розробки. У багатьох покладах пористість порід сягає 20-23%, проникність – до 1,00 мкм<sup>2</sup> і вище, товщина пластів змінюється від 3-5 до 20-30 м, часто мають місце активні підшовні й контурні води, що підвищує ефективність розробки покладів нафти.

***Причорноморсько-Кримська нафтогазоносна область*** – територія в межах Причорноморської низовини, в надрах якої виявлено родовища нафти та газу, належить до Південного нафтогазоносного регіону України.

Міститься в Одеській, Миколаївській, Херсонській, Запорізькій областях і Криму, а частково і в Молдові. Охоплює також акваторію Азовського моря та шельф прилеглої частини Чорного моря. Площа близько 80 тис. км<sup>2</sup> квадратних. Геоструктурно пов'язана з Причорноморською западиною і Скіфською платформою. У геологічній будові провінції беруть участь палеозойські, мезозойські й кайнозойські осадові відклади потужністю до 6-8

тисяч метрів. В осадових гірських породах сформувалися геологічні структури, з якими пов'язані основні області нафто- та газонагромадження. Великі підняття і прогини ускладнені локальними структурами, часто нафтоносними та газоносними. Нафтогазопрояви є в породах від неогенового до девонського віку, але промислові поклади (газові й газоконденсатні) поки що виявлено лише в палеогенових і нижньокрейдових відкладах на глибинах від 350 до 4500 м. Вони пов'язані переважно зі склепінними частинами антиклінальних складок. Колекторами нафти й газу є пісковики, алевроліти й органогенно-детритові вапняки. Планомірні розвідувальні роботи у межах Причорноморсько-Кримської нафтогазонасної провінції почато 1929, основні родовища відкрито у післявоєнні роки.

Містить: Октябрське нафтове родовище, Серебрянське (Сріблянське) нафтове родовище, Суботинське нафтове родовище.

**Західний нафтогазонасний регіон України**<sup>2698</sup> – включає Волино-Подільську (2 газових родовища), Передкарпатську (83 родовища – 29 нафтових, 4 нафтогазових, 6 нафтогазоконденсатних, 38 газових, 6 газоконденсатних), Карпатську (2 нафтових родовища), Закарпатську (4 газових родовища) нафтогазонасні області. Передкарпатська нафтогазонасна область поділяється на Більче-Волицький та Бориславсько-Покутський нафтогазонасні райони. У адміністративному відношенні регіон включає Закарпатську, Львівську, Івано-Франківську, Чернівецьку, Волинську, Тернопільську та Рівненську області. Загалом з 91 родовища регіону 21 нафтове, 4 нафтогазові, 6 нафтогазоконденсатні, 44 газові, 6 газоконденсатні.

Перспективною вважається Рава-Руська ділянка

Західний нафтогазонасний регіон України (площа 73,2 тис. км<sup>2</sup>) за різноманітністю та складністю геологічної будови не має аналогів у Європі. За Державним балансом за-пасів корисних копалин України (ДБЗ) до 2017 року в регіоні було відкрито 122 родовища. Початком кустарного видобутку нафти вважають 1771 р., коли на Покутті в с. Слободі-Рунгурській з колодязя, який копали на сіль, на глибині 24 м отримали приблизно центнер нафти. Поступово видобуток нафти з копанок (колодязів) поширився по всіх Карпатах. Станом на 1.01.2017 р. балансові запаси (класи 111+121+122) становили: вільного газу – 86,195 млрд м<sup>3</sup>, розчиненого газу – 24,852 млрд м<sup>3</sup>, нафти – 46,524 млн т, конденсату – 0,220 млн т. За історико-статистичним методом (криві Хабберта) станом на 1.01.2017 р. залишкові запаси становили: вільного газу – 52,83 млрд м<sup>3</sup>, нафти – 33,28 млн т, що менше поточних балансових запасів газу в 1,3 раза, і нафти – у 1,4 раза. З огляду на досвід нафтогазодобування в США, Канаді та інших країнах можна вважати, що сучасний стан залишкових запасів дає змогу збільшити наявний рівень видобутку нафти й газу в регіоні, застосовуючи новітні технології, принаймні в 1,5-2,0 рази. На 1.01.2017 р. резерв фонду нафтоперспективних об'єктів нараховував 120 виявлених і 36 підготовлених об'єктів, у бурінні – 18, у ДПР – 9, у консервації – 20 родовищ та 58 інших об'єктів.

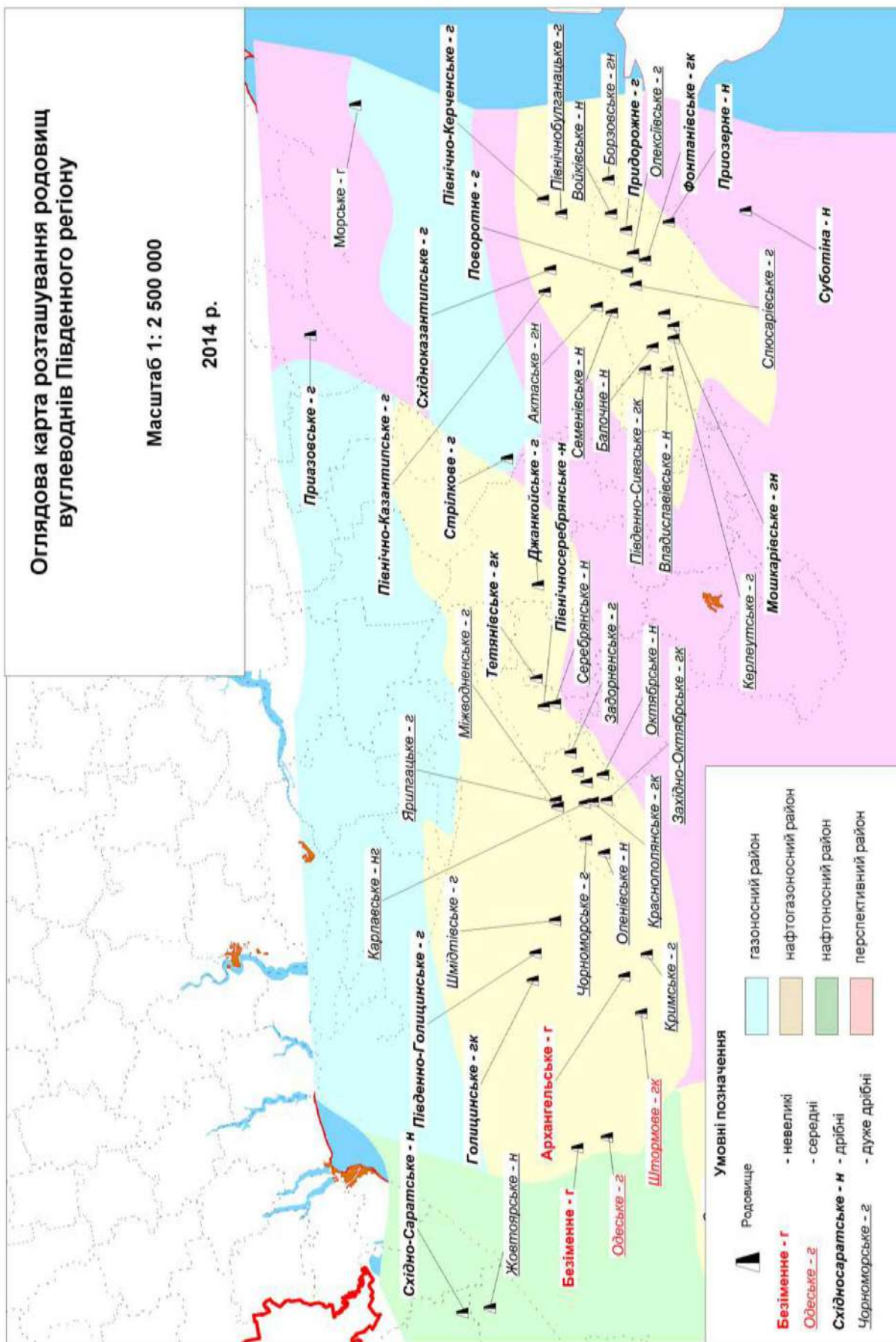


Рисунок 2.84 – Карта-схема Причорноморсько-Кримської нафтогазоносної області



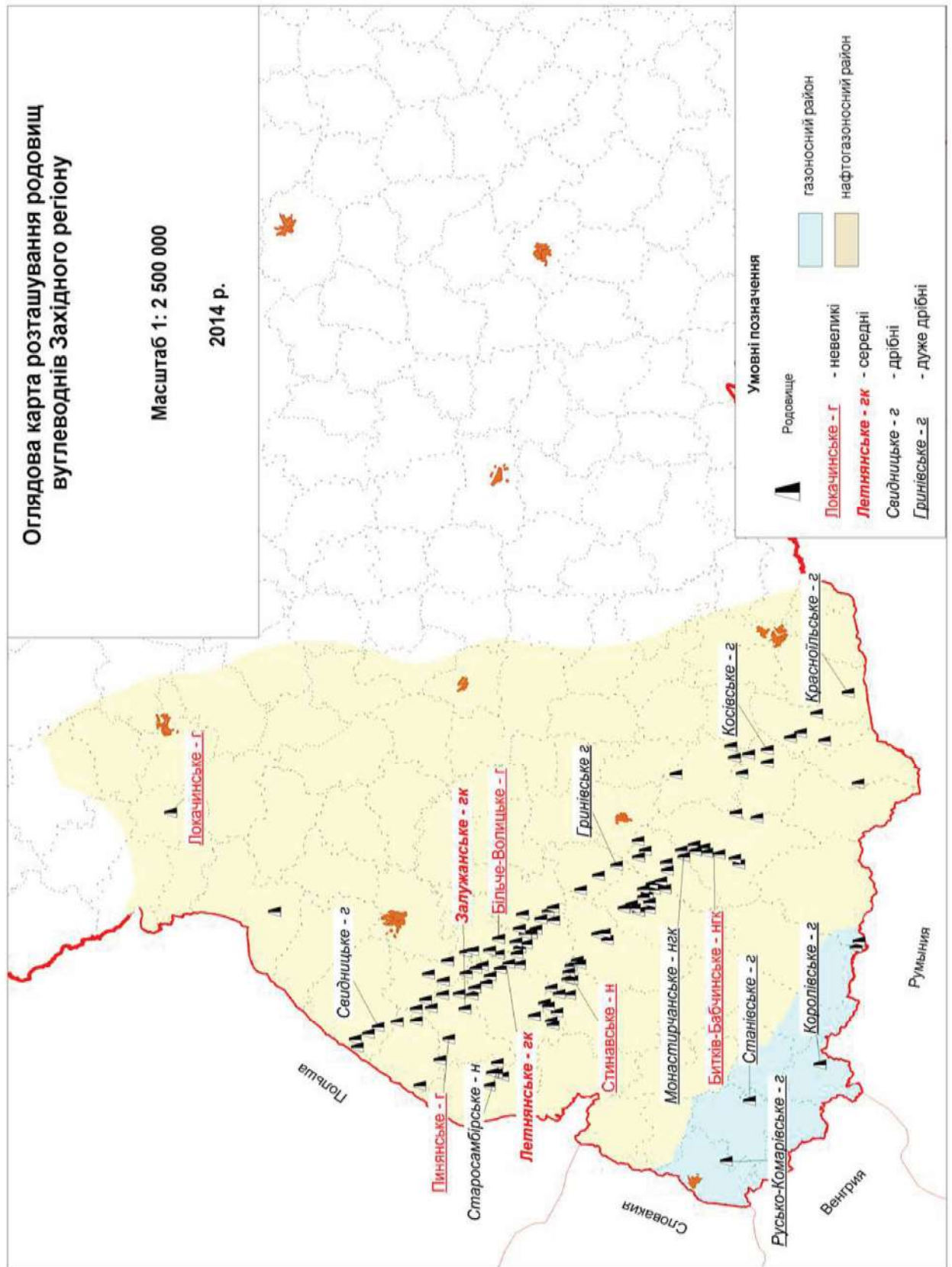


Рисунок 2.85 – Карта-схема Західного нафтогазоносного регіону України<sup>2701 2702</sup>

Істотні відмінності розробки родовищ західного й східного регіонів обумовлюють як темпи відбору запасів, так і можливі об'єми видобутку

нафти, що позначається на продуктивності бурових свердловин, поточному і кінцевому нафтовидобутку, термінах їх експлуатації.

Примусове заводнювання дає можливість підтримувати пластовий тиск, інтенсивно витіснити нафту з покладів і досягати подвійного збільшення нафтовидобутку в порівнянні з розробкою без заводнювання. Безліч покладів розробляється на природних водонапірних режимах.

Примусове заводнювання застосовується на 25 нафтових родовищах України, де щорічно в пласти закачується близько 12,0 млн. м<sup>3</sup> води.

На нафтових родовищах і бурових свердловинах щорічно здійснюється комплекс різноманітних геолого-технічних заходів щодо інтенсифікації видобутку. Серед них розриви пластів, термічна обробка, фізикохімічна обробка (соляно-, глино-, емульсійно-, луго-, азотообробка) із застосуванням поверхнево-активних речовин. Використовуються також спеціальні установки для освоєння свердловин після буріння і проведення ремонтів. За рахунок таких операцій, яких виконується не меншого 1000 на рік, отримують до 300 тис. т нафти. Проте внаслідок старіння родовищ, виснаження запасів, обводнення бурових свердловин ефективність цих операцій постійно знижується, тим більше що за термін експлуатації бурової свердловини, яка продовжується десятки років, в будь-якій з них такі різноманітні заходи проводяться багато разів. Щорічно як з метою створення мережі бурових свердловин відповідно до проектів, так і для ущільнення існуючої вводяться в дію 40-50 нових свердловин, що дає можливість видобувати 60-200 тис. т нафти на рік початку їх експлуатації. Застосовуються й інші методи вдосконалення розробки родовищ, запроваджуються ефективні заходи і засоби для підвищення видобутку нафти з пластів.

**Східний нафтогазоносний регіон України.** Регіон представляє Дніпровсько-Донецька нафтогазоносна область, яка є частиною Прип'ятсько-Донецької нафтогазоносної провінції. Практично всі розвідані запаси і прогнози на майбутні відкриття пов'язані з відкладами палеозою. На крайньому північному заході відомі лише родов. нафти, на південному сході – природного газу.

Східний нафтогазоносний регіон України містить близько 85% запасів природного газу та близько 61% видобувних запасів нафти України. Станом на 2004 рік тут відкрито 205 родовищ вуглеводнів (180 з них включені до Державного балансу). Початкові видобувні запаси регіону складають близько 3410 млн т умовного палива.

Мезозойський комплекс охоплює 11 покладів нафти і газу у відкладах юри та тріасу (1,5% розвіданих запасів вуглеводнів), Верхньокам'яновугільно-пермський комплекс – 45 покладів, 26 родовищ (близько 57% розвіданих запасів газу, 39% – нафти), Середньокам'яновугільний комплекс – 165 покладів, 54 родовища (5% розвіданих запасів вуглеводнів), Серпуховський комплекс – 164 поклади, 68

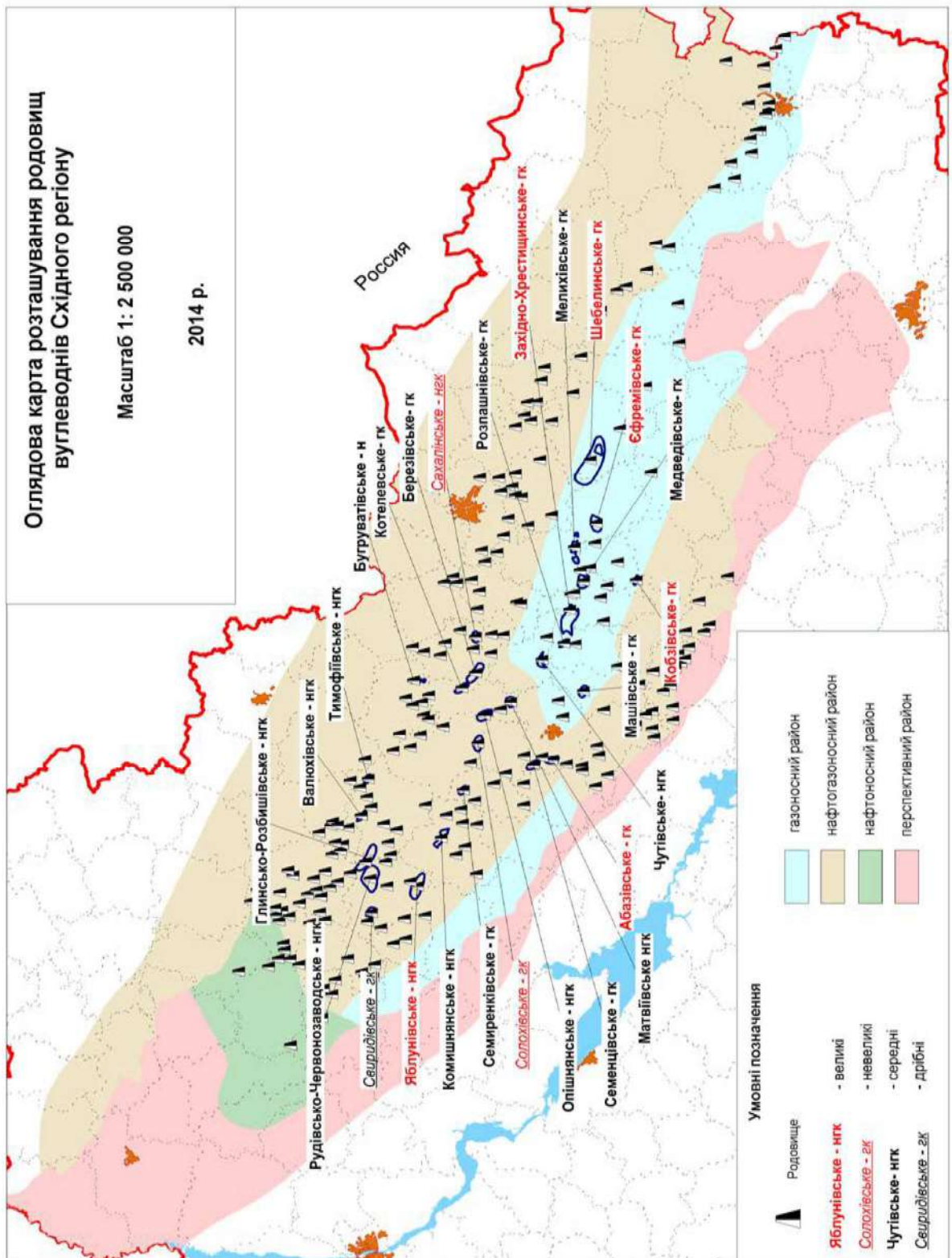


Рисунок 2.86 – Карта-схема Східного нафтогазоносного регіону України  
2703 2704

родовищ (8,3 % розвіданих запасів вуглеводнів), Верхньовізейський комплекс – 332 Поклади, 119 родовищ (близько 25% розвіданих запасів вуглеводнів), Турнейсько-нижньовізейський комплекс – 83 Поклади, 70 родовищ (близько 9% розвіданих запасів вуглеводнів), Девонський комплекс

– 8 родовищ (менше 1% запасів вуглеводнів), докембрійський комплекс – 4 родовища. Східний нафтогазоносний регіон України включає: Монастирищенсько-Софіївський нафтоносний район, Талалаївсько-Рибальський нафтогазоносний район, Антонівсько-Білоцерківський нафтогазоносний район, Руденківсько-Пролетарський нафтогазоносний район, Північного борту нафтогазоносний район. Нагромадження чи винесення тих чи інших компонентів нафти пов'язані з нафтоємністю ґрунту, і навіть із наявністю геохімічних бар'єрів<sup>2705</sup>.

Одним із таких бар'єрів-акумуляторів є верхній органогенний горизонт ґрунту, де затримується основна маса забруднювача, та ілювіальний горизонт<sup>2706</sup>. Глеєві, глинисто-ілювіальні, ілювіально-глеєві та мерзлотні горизонти ґрунтів є бар'єрами-екранами, які практично не пропускають органічні поліютантні за рахунок наявності мінімальних за розміром пор та капілярів<sup>2707</sup>. Наявність ґрунтових вод також є бар'єром на шляху вертикального просочування нафти<sup>2708</sup>.

Крім вертикальної міграції відбувається і латеральний розподіл нафтопродуктів у ґрунтовій масі. Багаторічні динамічні спостереження<sup>2709</sup>, показали, що на перших етапах після забруднення спостерігається поступове зменшення вмісту нафтопродуктів від місця надходження поліютанту у ґрунт до межі забруднення. При цьому основна маса високомолекулярних компонентів смолистих фіксується в епіцентрі забруднення.

Показано<sup>2710</sup>, що кількість нафтопродуктів у різних генетичних горизонтах змінюється по-різному. Так, через рік після забруднення чорнозему типового товарної нафтою в орному горизонті відбулося зниження вмісту нафтопродуктів: у шарі 0-10 см за рахунок додаткової дії фізичних факторів, а в шарі 10-20 см за рахунок просочування углиб профілю. Внаслідок цього в підорному горизонті спостерігається деяке збільшення вмісту нафтопродуктів.

Встановлено<sup>2711</sup>, що накопичення нафтопродуктів у ґрунтах зростає у географічному положенні з півдня на північ, а в ряді ґрунтів – від піщаних до суглинистих та глинистих ґрунтів. Болотяні ґрунти здатні до біоаккумуляції та адсорбції багатьох хімічних сполук, у тому числі й нафтопродуктів, і є своєрідним глобальним буфером. Піщані та супіщані ґрунти, володіючи гарною проникністю, меншою мірою перешкоджають вертикальній міграції нафтопродуктів. Так, при концентрації 50 л/м<sup>2</sup> сліди нафти виявляються на глибині понад 1 м, при дозах 10-20 л/м<sup>2</sup> – на глибині 10-30 см. Нафта у менших дозах переважно затримується органогенним горизонтом ґрунту.

Забруднення нафтою та нафтопродуктами більшою чи меншою мірою призводить до зміни всіх характеристик ґрунту – його фізичних, фізико-хімічних та хімічних властивостей. Ступінь цих змін залежить, як від типу та вихідного стану ґрунту, так і від типу та кількості забруднювача.

Наочні, візуальні зміни після забруднення ґрунтів нафтою чи нафтопродуктами простежуються у морфології профілю ґрунту<sup>2712</sup>.

Розподіл нафти чітко простежується на стінці розрізу. Виділяються 2 максимуми вмісту нафти: верхній – межі лінії оранки, і нижній – в ілювіальному горизонті<sup>2713</sup>. Нафтове забруднення значно знижує питому поверхню дерново-підзолистого та сірого лісового ґрунтів, що також обумовлено обволіканням ґрунтових частинок нафтою та їх злипанням.

При просочуванні нафтопродуктів не виключається можливість цементації ґрунту, що може призвести до заболочування. При надходженні забруднювачів у ґрунти піщаного гранулометричного складу спостерігається їхня активна міграція з подальшим накопиченням у нижніх горизонтах, а також вихід у ґрунтові води<sup>2714</sup>.

Утворення на поверхні, а також у профілі ґрунту твердих бітумних кірок кардинально змінює водно-повітряний режим та негативно впливає на всі характеристики ґрунту. В результаті утворення на поверхні ґрунтових частинок плівки нафтопродуктів і заповнення найбільших пор, ґрунти втрачають здатність вбирати і утримувати вологу, що призводить до зниження гігроскопічної вологості, водопроникності та вологості. При цьому на тлі зменшення вологості верхніх горизонтів відбувається збільшення вологості підповерхневих горизонтів, що призводить до порушення водно-повітряного режиму та розвитку анаеробних процесів<sup>2715</sup>.

Зміна кольору поверхні ґрунту внаслідок забруднення НП та обволікання ґрунтових частинок нафтовою плівкою відбувається до зниження спектральної відбивної здатності ґрунту. Встановлено, що зі збільшенням терміну забруднення спектральна відбивна здатність ґрунту пропорційно зростає внаслідок трансформації нафти та сприяє також більш високому прогріву таких ґрунтів<sup>2716 2717</sup>.

Нафта і нафтопродукти переважно викликають негативні зміни всіх показників ґрунту – від морфологічної будови ґрунтового профілю до хімічної будови гумусових кислот.

Для опису змін, які у сукупності ґрунтових мікроорганізмів у відповідь забруднення, В.С. Гузев та С.В. Левін<sup>2718</sup> залежно від рівня техногенного навантаження пропонували використовувати модель чотирьох адаптивних зон. У зоні гомеостазу, характерної для низького рівня навантаження, склад та кількісне співвідношення видів у співтоваристві незмінні, при цьому сумарна біомаса мікроорганізмів може зростати. Середній рівень навантаження характеризується зоною стресу, де склад мікробного співтовариства залишається майже незмінним, а значним змінам піддається кількісне співвідношення видів, тобто. відбувається перерозподіл популяцій за рівнем домінування. Високий рівень техногенного навантаження вводить мікробоценоз у зону резистентності, для якої характерне різке зниження видової різноманітності та зміна складу ґрунтових мікроорганізмів. Подальше збільшення техногенного навантаження призводить до повного придушення зростання ґрунтових мікроорганізмів та переходу в зону репресії.

На думку цих самих авторів, зміни у мікробіоценозі ґрунту під впливом забруднюючих речовин визначаються конкурентними відносинами у суспільстві, і це взаємодії різні. При низькому та середньому рівні забруднення головну роль у взаємодії популяцій з близькими потенційними можливостями грає конкуренція на кшталт нестійкого рівноваги. При конкуренції такого типу результат взаємодії залежить від щільностей популяцій конкуруючих видів, а перевагу набувають мікроорганізми, що мають більшу популяційну щільність. За високого рівня забруднення має місце інший тип конкуренції – облігатне заміщення. У таких умовах перевагу отримують види, здатні рости набагато швидше за інші, незалежно від вихідної щільності та щільності популяції інших видів.

Стан угруповання ґрунтових мікроорганізмів змінюється не тільки в залежності від початкової концентрації забруднювача, але і від часу, що минув з моменту забруднення. Так, за даними Н.А. Кіреєвої та В.В. Водопьянова процес зміни біомаси мікроорганізмів при нафтовому забрудненні та подальшому відновленні ґрунту включає п'ять стадій: відмирання, адаптація, лінійне та експоненційне зростання, стабілізація<sup>2719</sup>.

При цьому стадія відмирання при низьких концентраціях забруднювача може бути відсутнім. Можливе також виділення трьох етапів сукцесії на підставі зміни чисельності домінантів ґрунтової мікробіоти. На першому етапі відбувається перебудова мікробіоценозу та активізація групи вуглеводневих мікроорганізмів. На другому етапі, у міру зниження вмісту вуглеводнів у ґрунті, активізуються сприйнятливі до забруднення групи мікроорганізмів, життєдіяльність яких раніше була пригнічена. Третій етап – це поступове та тривале повернення мікробної спільноти до вихідного або близького до нього стану<sup>2720 2721 2722 2723 2724</sup>.

У свіжозабруднених ґрунтах чисельність ґрунтових мікроорганізмів, як правило, досить висока з переважанням амоніфікаторів, вуглеводневих бактерій, представлених в основному бактеріями родів *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Acinetobacter*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Mycobacterium*. З огляду на стимуляції розвитку вуглеводнедокислителів відбувається придушення гетеротрофної мікробіоти, а за високих концентраціях нафти інгібується розвиток обох груп мікроорганізмів<sup>2725</sup>.

Найбільш чутливими до дії нафти є бактерії, що нітрифікують, а чисельність і активність мікроорганізмів, що беруть участь у процесі азотфіксації, амоніфікації і денітрифікації навпаки збільшується. Зі збільшенням терміну забруднення та ступеня очищення ґрунту від нафти відбувається наближення бактеріальної різноманітності до вихідних показників незабрудненого ґрунту<sup>2726</sup>.

При високих концентраціях нафти інгібуються майже всі групи мікроорганізмів, у тому числі мікроміцети. При низьких рівнях забруднення відбувається стимулювання розвитку мікроскопічних грибів, при високих рівнях – зниження різноманітності грибних комплексів проти фоновими ґрунтами. Відбувається розбудова спільноти мікроміцетів - випадають

чутливі види, а домінуюче положення займають мікроміцети, здатні утилізувати вуглеводні нафти. Найбільш стійкими до антропогенних впливів виявилися представники родів *Aspergillus*, *Penicillium*, *Fusarium*, *Botrytis*, *Oospora* та *Trichoderma*<sup>2727 2728</sup>, у тому числі такі види - *Aspergillus fumigatus*, *Fusarium moniliforme*, *Paecilomyces variotii*, *Penicillium pilanosum*, *P. miczynskii*, *P. restrictum*, *P. simplicissimum*, *Trichoderma koningii*, *T. viride*<sup>2729</sup>

**Таким чином, внаслідок забруднення ґрунтів нафтою та нафтопродуктами відбувається** зміна чисельності та структури ґрунтової мікробіоти. При початковому рівні забруднення (більше 10 л/м<sup>2</sup>) відбувається зниження чисельності всіх груп мікроорганізмів. При нижчих дозах забруднення спостерігається розбудова структури угруповання ґрунтових мікроорганізмів. На тлі зниження чисельності бактерій, що використовують мінеральні форми азоту, та целюлозоруйнівних мікроорганізмів відбувається значне зростання чисельності вуглеводневих бактерій та мікроміцетів, які використовують вуглеводні нафти як поживний субстрат. Зі збільшенням терміну забруднення відбувається поступове відновлення співтовариства ґрунтових мікроорганізмів. У будь-якому разі, забруднення ґрунту призводить до повної або часткової зміни структури ґрунтової мікробіоти, аж до повної її загибелі, що негативно позначається на функціях, що їх ґрунтують<sup>2730</sup>.

Зміна стану педобіонтів Для ґрунтових безхребетних тварин (комахи, черв'яки, молюски тощо) характерна швидка міграція з території, що зазнала забруднення, на нові місця проживання, зміна видового складу спільноти та чисельності особин під впливом різних доз нафти та нафтопродуктів, а також зміна статевої структури та розміру особин<sup>2731 2732 2733</sup>.

Мезофауна (дощові черв'яки, багатоніжки, молюски, імаго та обличчя комах) вважається одним з найбільш чутливих компонентів екосистем до нафтового забруднення ґрунтів, що дозволяє враховувати слабкі та локальні впливи при нормуванні техногенного забруднення. Зазначається, що масова загибель педобіонтів у перші кілька діб після забруднення ґрунту обумовлена токсичною дією летючих компонентів нафти та нафтопродуктів. Крім безпосередньої дії компонентів нафти на покривні тканини та токсичної дії летких сполук, вуглеводні здатні висушувати слизові оболонки організмів за рахунок власної гідрофобності<sup>2734</sup>.

При попаданні нафти на поверхню рослин відбувається розчинення вуглеводнів та ефірів з поверхні листя та адгезія смолистих речовин, що призводить до закупорки продихів та порушення обміну речовин<sup>2735</sup>. Вплив нафти на рослини призводить до накопичення в клітинах флуоресціюючих кумаринів, які в нормі там відсутні, що свідчить про деструктивні процеси в клітинах<sup>2736</sup>.

На підставі проведених досліджень було встановлено значення концентрації нафти та нафтопродуктів у ґрунті, при яких проявляється гостра – 10,4% та хронічна – 3,5-6,8% фітотоксичність<sup>2737</sup>.

В результаті численних досліджень вдалося встановити найбільш стійкі до нафтового забруднення види рослин, які можна використовувати на етапі фітомеліорації забруднених ґрунтів<sup>2738 2739 2740 2741 2742 2743</sup>. Серед таких рослин зустрічаються як дикорослі, так і окультурені види – кукурудза (*Zea mays* L.), соняшник (*Helianthus annuus* L.), Кормові боби (*Vicia faba* L.), соя культурна (*Glycine max* L.), жито багаторічне (*Secale cereale* L.), вівсяниця лучна (*Festuca pratensis* Huds.), волосинка піщана (*Leymus arenarius* (L.) Hochst.), двокистечник тростиноподібний (*Phalaris arundinacea* L.), кострець безостий (*Bromopsis inermis* (Leys)), *setosum* (Willd.) Besser ex M. Bieb.).

Також проведено роботи спрямовані на вивчення впливу забруднення нафтою та нафтопродуктами на рослинні спільноти в природних умовах, внаслідок яких показано, що збереження ґрунтового покриву визначається глибиною проникнення нафти у ґрунт, а також глибиною розміщення у ґрунті органів вегетативного розмноження рослин<sup>2744 2745 2746</sup>.

Встановлено<sup>2747</sup>, що при рівні забруднення 1,5 л/м<sup>2</sup> нафта проникає в лісову підстилку на глибину не більше 2 см, що спричиняє загибель лишайників (Lichenes), сходів сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) та кедра сибірського (*Pinus sibirica* Tour.). Внесення нафти у кількості 5 л/м<sup>2</sup> призводить до повного замазучування лісової підстилки та спричиняє загибель не тільки мохів (Bryophyta) та лишайників (Lichenes), а й чагарників – брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.) та чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.). При дозах 10 і 20 л/м<sup>2</sup> нафта проникає у ґрунт на глибину до 20 см. Усі представники ґрунтового покриву зазнають сильного пригнічення, зберігаються лише окремі особини. Дози нафти від 50 до 100 л/м<sup>2</sup> призводять до відмирання трав'яно-мохового покриву більш ніж 98%. Після впливу таких доз відновлення на ділянках не спостерігається протягом як мінімум 9 років.

Внаслідок прикріплення до субстрату, судинні рослини постійно піддаються впливу як глобального, і локального забруднення<sup>2748</sup>. **Фітострес, на забрудненому нафтою ґрунті, викликають такі фактори:**

1) фізичні (порушення водно-фізичних властивостей ґрунту, повітрообміну, гідрофобізація ґрунтових частинок, збільшення глибистості ґрунту та ін.);

2) хімічні (безпосередня токсичність УВ та супутніх мікроелементів, зниження доступності поживних речовин та ін.);

3) біологічні (порушення функціонування ґрунтового біоценозу).

Незважаючи на актуальність проблеми забруднення ґрунтів УВ, наявні публікації про вплив вуглеводневого забруднення на вищі рослини суші уривчасті та досить суперечливі.

**При дослідженні впливу вуглеводневих забруднювачів на життєдіяльність рослин використовують два підходи:**

1) експериментальний, що дозволяє з'ясувати основні закономірності росту та розвитку рослин під впливом відомого обмеженого числа досліджуваних факторів;



2) спостереження в природних умовах, що виявляють загальну картину функціонування фітоценозу при забрудненні взаємодії факторів. Серед визначених показників зростання та розвитку рослин на забруднених вуглеводнями можна виділити: 1) візуальні; 2) біометричні та морфологічні та 3) фізіолого-біохімічні та генетичні.

Найбільш чутливими до нафтового забруднення ґрунту є рослини з поверхневою кореневою системою та відсутністю запасів поживних речовин; Найбільш стійкими є трав'янисті багаторічники, зазвичай розеткові з великим запасом поживних речовин<sup>2749</sup>.

Природні спільноти та агрофітоценози в ґрунтово-кліматичних умовах Башкортостану під дією сильного забруднення ґрунту нафтою та нафтопродуктами знищуються повністю і на їх місцях формуються піонерні угруповання з горця пташиного, ожини звичайної, пирію повзучого, бодяка польового<sup>2750</sup>.

За даними І.І. Шиловой<sup>2751</sup>, при забрудненні ґрунту нафтою на рівні 24 л/м<sup>2</sup> в умовах природних фітоценозів виростили їжака збірна, тимофіївка лучна, мітлиця біла, вівсяниця червона, багаття пряме, люпин багаторічний.

М.Ю. Гілязовим<sup>2752</sup> складено наступний спадаючий ряд за ступенем нафтостійкості рослин: буркун – кукурудза – вико-овсянна суміш – яра пшениця – ячмінь – горох – озиме жито – кормовий буряк – кормова морква.

Схожість насіння рослин за умов забруднення одна із основних показників, оскільки визначає саму можливість існування рослини. Щодо впливу нафти, нафтопродуктів та індивідуальних УР на проростання насіння в літературі є суперечливі дані. Найбільш токсичні щодо схожості насіння культурних і дикорослих рослин АУ і ПАУ (при концентрації 0,005-0,12% вони викликають депресію схожості насіння аж 100%)<sup>2753 2754</sup>, а також вуглеводнів легких фракцій нафти. Вуглеводні середніх (дизельне паливо (ДП)) та важких фракцій нафти менш токсичні (при концентраціях до 5% зниження схожості на 0-50% та 0-60% відповідно)<sup>2755</sup>.

Токсичність сирової нафти значно варіює від її складу та вмісту у ґрунті (при концентраціях до 6% зниження схожості насіння різних рослин досягає в середньому до 40%).

Накопичення біомаси коренів та проростків також є інформативним і часто визначальним параметром росту та розвитку рослин в умовах забруднення різними поллютантами.

Н.А.Кіреєвою<sup>2756</sup> виявлено пряму залежність між дозою вуглеводнів та ступенем його інгібуючого впливу на накопичення біомаси, як і у разі схожості насіння рослин. Біомаса проростків рослин при вуглеводневому забрудненні істотно знижується навіть при низьких (0,13-0,9% вуглеводнів) рівнях забруднення в 1,7-6,6 у разі рослин кресс-салату, вівса, ріпаку, ячменю<sup>2757</sup>.

Ряд дослідників<sup>2758</sup> при низьких концентраціях нафти (менше 1%) відзначалася стимуляція накопичення біомаси рослинами. Механізм

стимулювання, проте, остаточно не з'ясований. Передбачається, що основними причинами цього ефекту можуть бути:

- 1) вплив стимуляторів росту рослин, виявлених у нафтах<sup>2759</sup>;
- 2) поліпшення умов харчування рослин, обумовлене розкладанням нафтової органіки, що особливо важливо при вирощуванні на малородючих субстратах, позбавлених органічної речовини;
- 3) збільшення площі харчування рослин і зменшення конкуренції внаслідок зріджування травостою.

При забрудненні ґрунту нафтою поряд зі зниженням надземної біомаси дослідники спостерігали і зменшення висоти рослин, зниження довжини листя у довжину та ширину, уповільнення розвитку рослин<sup>2760</sup>.

У зв'язку з пригніченням зростання та розвитку генеративних органів при забрудненні ПВ у надземній масі зернових сильно знижується частка зерна. Дані про токсичність фракцій нафти щодо зростання рослин поодинокі і представлені в основному в роботах Н.А.Кіреєвої<sup>2761</sup>. Так, найбільшу токсичність щодо зростання буркуну мав легкий газойль каталітичного крекінгу: у концентраціях 0,5, 4, 6, 8 і 10% більшість рослин загинули ще до появи листя. При забрудненні гудроном та смолою не виявлено суттєвого інгібування зростання.

Забруднення ґрунту ПАУ вже у концентрації 0,1584% призводило до зниження висоти рослин у середньому на 47%, а при 0,3251% – на 91%.

Найбільш стійкими були кукурудза та райграс. У разі забруднення торфо-піщаної суміші фенантеном (0,5%) висота проростків ячменю знижувалася лише на 18% порівняно із незабрудненим ґрунтом<sup>2762</sup>.

Особливий інтерес при вирощуванні рослин представляє вивчення зростання коренів, оскільки саме вони знаходяться у безпосередньому контакті із забрудненим ґрунтом і, відповідно, з УВ та ґрунтовими мікроорганізмами. При вирощуванні пшениці та гречки при концентрації нафти 1% відбувалося посилення зростання завдовжки, збільшувався обсяг кореня. У зірочків середньої, навпаки, при 1% забрудненні загальна довжина коренів знижувалася на 1/3 порівняно з контролем<sup>2763</sup>.

У лабораторних експериментах встановлено, що у ґрунті забрудненої нафтою у високих концентраціях (4% нафти і більше) значно (на 53-82%) зменшується довжина коренів низки рослин проти контрольними варіантами<sup>2764</sup>.

В.Н.Петухов<sup>2765</sup> у своїй роботі вказує на велику токсичність ДП порівняно з нафтою щодо подовження коріння вівса, ячменю та жита (меншою мірою).

Поряд із біомасою та довжиною коренів типовим індикатором хімічної токсичності ґрунту є будова кореневої системи<sup>2766</sup>. Коріння рослин, що виростили на забруднених нафтою ґрунтах, були більш тонкими та розгалуженими. Аналогічні результати – формування великої кількості латеральних коренів – були показані також G.Adam<sup>2767</sup>. при забрудненні ґрунту дизпаливом. Автори спостерігали прагнення коріння уникати

забруднених ділянок землі. Порушення нормальної орієнтації коренів та його закінчень на ранніх етапах проростання вігни за умов поливу ґрунту нафтової емульсією виявлено у роботі Hangovan<sup>2768</sup>. В умовах нафтохімічного забруднення поблизу Уфімського промислового центру спостерігалось збільшення корененасиченості в насадженнях сосни звичайної, що можна розглядати як компенсаторний механізм, спрямований на адаптацію сосни звичайної до екстремальних умов<sup>2769</sup>.

Зовнішній вигляд рослин також є універсальною ознакою неблагополуччя рослини. Однак цей показник неспецифічний і часто суб'єктивний, що може призвести до неправильного трактування результатів візуальних спостережень. Більшістю авторів зазначається, що забруднення ґрунту вуглеводнями веде до погіршення зовнішнього вигляду рослин – спостерігаються сліди опіків, побуріння, некрози листя, особливо у молодих рослин<sup>2770</sup>.

В.М. Невзоров<sup>2771</sup> показав, що згубна дія нафти в концентраціях 4, 9, 18 л на 1 м<sup>2</sup> на дерново-боровій зв'язно піщаному малогумусованому ґрунті виявлялося в зблідненні, усиханні та опадання хвої сосни; з часом відзначалася суховершинність та загибель дерев.

Однак у роботі<sup>2772</sup> у разі 0,5% забруднення ґрунту дизпалива не спостерігалось суттєвих змін у зовнішньому вигляді сосни, на відміну від тополі. Під впливом бітумів у рослин та рослинних угруповань з'являються різні, більш-менш чітко виражені аномалії – морфологічні та біологічні зміни, які можуть бути індикаційними ознаками на нафту.

Проте у роботі І.І. Шилова<sup>2773</sup> не відзначалося морфологічних аномалій при забрудненні нафтою протягом 3-х років життя рослин.

На підставі фізіолого-біохімічних показників також можна оцінити рівень стресового впливу на рослинні організми. Одним із таких показників є вміст пігментів у листі. Зниження вмісту загального хлорофілу та хлорофілу а на 20 – 27% та 29 – 42% відповідно відзначено у рослин вігни (бобові) при забрудненні ґрунту нафтовою емульсією. Авторами також показано зниження вмісту каратиноїдів на 15-25%, загальних розчинних білків та цукрів, нуклеїнових кислот у листі 30-ти денних рослин вігни. Зниження вмісту пігментів показано також у разі забруднення ДП 0,000001-0,01%, при цьому концентрація листяного хлорофілу зменшувалася логарифмічно зі збільшенням концентрації забруднювача. У роботах М.В. Куркіної<sup>2774</sup> вказується на суттєве (до 2,5 разів) підвищення вмісту моносахаридів у листі ріпаку, ячменю та меншою мірою пшениці при 2-4% нафти в ґрунті.

Крім кількісного зниження вмісту фотосинтетичних пігментів при вуглеводневому забрудненні показано також зниження фотосинтетичної активності в 2 рази (кострець безостий) при забрудненні легкої метаново-нафтової нафтою (Самгірське родовище, Грузія) ґрунту (Західне Приуралля).

На відміну від хлорофілів та каратиноїдів, в умовах нафтового забруднення відбувається стимуляція утворення антоціанових пігментів у

проростках вікі, їжаки, ячменю, кукурудзи та проса в середньому у 2,4 рази. При забрудненні відзначається підвищення рівня аскорбінової кислоти для досліджених рослин у 1,7-2,4 рази, а також збільшення пулу окисленої та відновленої форм рибофлавіну, що, на думку авторів, може сприяти підвищенню ефективності антиоксидантної системи у процесах нейтралізації продуктів окисного стресу, та тим самим збільшити стійкість рослин до дії поллютантів.

Таким чином, забруднення ґрунту вуглеводнями викликає зміни у структурі рослинного покриву, зменшує видову різноманітність рослин або викликає їх повне знищення, значно послаблює ріст та розвиток рослин, відзначаються деякі морфологічні зміни окремих органів та некрози листя, запізнюються фази вегетації. Проте ступінь стійкості видів до забруднення внаслідок різної анатомічної, морфологічної будови рослин та їх органів, фізіолого-біохімічних та генетичних особливостей, суттєво відрізняється. Пошук та дослідження стійких рослин, здатних до зростання та розвитку в умовах вуглеводневого забруднення різної хімічної природи, дозволить з'ясувати механізми стійкості та використовувати дані рослини у рекультивации ґрунтів.

Нафта і нафтопродукти, потрапляючи в ґрунт, викликають значні негативні, а часом і незворотні зміни агрохімічних властивостей: зменшується сума поглинених основ, підлужується середовище ґрунтового розчину, знижується активність ґрунтових ферментів, підвищується вміст важких металів і канцерогенних поліциклічних хроматичних вуглеводнів. Це призводить до втрати родючості ґрунтів та відторгнення таких територій із сільськогосподарського користування.

Найбільш чутливі до забруднення ґрунту нафтою та нафтопродуктами оксиредуктази (каталаза, пероксидаза, поліфенолоксидаза та дегідрогеназа), ферменти, що формують азотний режим ґрунту (уреаза), ферменти, що беруть участь у вуглецевому обміні (інвертаза). Ензими за ступенем чутливості до забруднення розташовані в наступному порядку: каталаза > уреаза > інвертаза<sup>2775</sup>.

Оксиредуктази беруть участь в окисно-відновних процесах, що лежать в основі окислення органічної речовини ґрунту. При нафтовому забрудненні кількість органічних речовин підвищується, але з тим знижується забезпеченість ґрунту киснем. Активність оксиредуктаз в умовах забруднення ґрунту нафтою та нафтопродуктами залежить від типу забруднення, його часу інкубації та типу ґрунту.

Каталазна активність при забрудненні нафтою чорноземів, суглинків, дернових, сірих лісових суглинистих, піщаних, алювіальних і підзолистих ґрунтів в основному знижується пропорційно до забруднення (від 0,5 до 25 % нафти в ґрунті)<sup>2776 2777 2778 2779</sup>. Однак для торф'яно-глеєвих ґрунтів із підвищеною кислотністю при підвищенні концентрації нафти у ґрунті від 1 до 10 % активність каталази зростає, при подальшому підвищенні знижується<sup>2780</sup>.

У ґрунтах, забруднених НП, спостерігається зниження активності каталази у низці ґрунтів: глина → суглинок → супісь. Максимальний ступінь інгібування активності каталази спостерігається у ґрунтах, забруднених моторним маслом, середній та мінімальний – у ґрунтах, забруднених дизельним паливом та бензином, відповідно<sup>2781 2782</sup>. У ґрунтах, забруднених одночасно нафтопродуктами та важкими металами із вмістом 1...100 ГДК, спостерігається зниження активності каталази<sup>2783</sup>.

Окремі компоненти нафти та нафтопродуктів, а також продукти їхньої трансформації по-різному діють на каталазну активність. Продукти окиснення вуглеводнів, таких як пальмітинова, бензойна та саліцилова кислоти, гексадециловий спирт пригнічують активність ферменту<sup>2784</sup>. Парафінові вуглеводні нормальної будови та циклопарафінові вуглеводні активізують, а поліароматичні сполуки пригнічують активність каталази<sup>2785</sup>.

Ступінь токсичної дії нафтопродуктів на активність ґрунтової каталази знижується у ряді нафтопродуктів: моторне масло → дизельне паливо → бензин<sup>2786</sup>.

Зі збільшенням часу забруднення підвищується і ферментативна активність ґрунту внаслідок зменшення токсичності залишкових НП та зміни чисельності мікроорганізмів<sup>2787</sup>.

Пероксидаза та поліфенолоксидаза активуються при низьких дозах нафти (до 5 %) та інгібуються – при високих дозах (більше 8 %) у сірих лісових суглинистих, піщаних та чорноземних вилужених ґрунтах<sup>2788</sup>.

Активація цих ферментів при низьких концентраціях може бути пов'язана з надходженням ароматичних сполук, які можуть виконувати роль субстратів для пероксидази та поліфенолоксидази<sup>2789</sup> (Кіреєва, Ямалетдінова, 2001). Активність пероксидази алювіальних та підзолистих ґрунтів при 1...5 % забруднення суттєво знижується, а активність поліфенолоксидази при 1...3 % забруднення збільшується<sup>2790</sup>.

З нафтопродуктів найбільш токсичну дію на пероксидазу та поліфенолоксидазу має газойлева фракція, що містить у своєму складі ароматичні вуглеводні. Менш доступний ферментативному окисленню асфальтит<sup>2791</sup>.

Дегідрогеназа каталізує реакції відщеплення водню та бере безпосередню участь у трансформації вуглеводнів<sup>2792</sup>.

Активність її максимально зростає в перші місяці при помірному та слабкому забрудненні ґрунту нафтою<sup>2793</sup>.

Активність ферменту при підвищенні концентрації нафти до 10% знижується<sup>2794</sup>.

При забрудненні ґрунту дизельним паливом та сумішшю дизельного палива з топковим мазутом у концентрації 10 л/м<sup>2</sup> дегідрогеназна активність підвищується протягом 1...2 місяців, потім знижується<sup>2795</sup>.

Мінеральні олії більше пригнічують активність ферменту, ніж дизельне паливо<sup>2796</sup>.

Нормальні алкани та циклоалкани стимулюють активність дегідрогенази, а поліарени – інгібують. Продукти часткового розкладання вуглеводнів інгібують ґрунтові дегідрогенази<sup>2797</sup>.

Уреаза, розкладаючи сечовину, забезпечує надходження аміачної форми азоту до ґрунту. Вона неоднозначно реагує на рівень забруднення нафтою: при низьких концентраціях нафти у ґрунті спостерігається підвищення її активності, при більш високих концентраціях – зниження<sup>2798 2799</sup>.

Бензин пригнічує активність ґрунтової уреазу при будь-яких концентраціях забруднення, дизельне паливо – при концентраціях 0,5 % та 1,0 %, моторне масло – при концентрації 0,5 %<sup>2800</sup>. Найбільший вплив на інгібування уреазу навіть за низьких концентрацій має газойлева фракція нафти. Забруднення ґрунту нафтопродуктами меншою мірою знижують уреазну активність, ніж дегідрогеназну та каталазну. На початковому терміні інкубації НП щодо зменшення токсичної дії на активність ферменту вишиковуються в ряд: бензин → дизельне паливо → моторне масло<sup>2801</sup>.

Інвертаза відноситься до групи карбогідраз, що беруть участь у кругообігу вуглецю і розщеплюють вуглеводи різної природи та походження. У ґрунтах, забруднених сировою нафтою, активність інвертази знижується, що обумовлено зниженням чисельності та активності целлюлозорозрушаючих мікроорганізмів, відповідно це супроводжується зменшенням вмісту у ґрунті дисахаридів – субстрату інвертази. Активність ферменту знижується зі збільшенням концентрації нафти у ґрунті<sup>2802</sup>.

Нафтові вуглеводні чинять інгібуючу, так і стимулюючу дію на активність цього ферменту. Нормальні алкани та циклоалкани підвищують, арени інгібують процеси гідролізу цукрів.

Зниження активності інвертази ароматичними вуглеводнями, ймовірно, пов'язане з низькою чисельністю целлюлоруйнівних бактерій. Наявність поліциклічних ароматичних вуглеводнів у легкій фракції нафти робить її токсичною для інвертази навіть за мінімального рівня забруднення – 0,5 %<sup>2803</sup>. Дизельне паливо та суміш дизельного палива з топковим мазутом у концентрації 10 л/м<sup>2</sup> знижує активність інвертази<sup>2804</sup>.

Виділення вуглекислого газу в ґрунті здійснюється в результаті діяльності ґрунтових мікроорганізмів, безхребетних тварин та кореневої частини рослин. Інтенсивність дихання ґрунту, тобто виділення ним вуглекислого газу свідчить про процеси окиснення нафтопродуктів живими організмами, оскільки кінцевим продуктом трансформації вуглеводнів є вуглекислий газ<sup>2805</sup>. Це може бути якісною характеристикою біодеструкції вуглеводнів, що відображено у різних роботах<sup>2806 2807</sup>. Даний показник залежить від концентрації та часу інкубації забруднювача, а також типу ґрунтів<sup>2808</sup>. Збільшення концентрації нафти призводить загалом до зниження інтенсивності дихання ґрунту, проте при низьких концентраціях забруднювача інтенсивність дихання на перших етапах розвитку забруднення зростає<sup>2809</sup>. Так, при концентрації поллютанта 1 та 5 % посилюється виділення чорноземним ґрунтом вуглекислого газу, що говорить про те, що

невеликі дози нафти стимулюють біологічну активність ґрунтів. Високі дози нафти різко змінюють характер біохімічних процесів і наводять до зниження основних показників біологічної активності чорноземів<sup>2810</sup>.

При дії нафти на дерново-підзолисті ґрунти протягом перших місяців з моменту забруднення інтенсивність дихання ґрунту знижується, потім зростає, перевищуючи контрольні значення. Для підзолистого піщаного ґрунту емісія вуглекислоти після забруднення знижується, а при підвищених дозах практично повністю пригнічується. Згодом мікробні спільноти піщаного підзолу адаптуються до нафтового забруднення, і інтенсивність дихання збільшується, але не досягає контрольних значень.

Внесення нафтопродуктів у глинисті, суглинні та супіщані ґрунти призводить до змін дихальної активності ґрунтів протягом першого тижня після забруднення. Вуглеводні бензину інгібують дихання ґрунтів, а дизельного палива, моторного масла – стимулюють.

Стимулююча дія нафтопродуктів знижується в ряду: моторне масло → дизельне паливо. З плином часу переважна дія бензину на дихання ґрунтів зникає, стимулююча дія дизельного палива зберігається, моторного масла – знижується<sup>2811</sup>. Аналогічні результати були отримані для агрозему Al-Fe-гумусового на піщаних озерно-льодовикових відкладах<sup>2812</sup>.

Вплив забруднення ґрунту нафтою на рослини можна розділити на пряме та непряме. Прямий вплив – полягає у впливі компонентів нафти безпосередньо на рослини, а непряме – проявляється через зміну морфологічних, фізико-хімічних та біологічних властивостей ґрунту. Причому нафта може як негативне, і стимулюючу дію на рослини<sup>2813</sup>.

Негативний вплив проявляється у зниженні схожості, біометричних показників, біомаси<sup>2814 2815</sup>, виникненні наростів, напливів, потовщень<sup>2816</sup>, порушення нормальних пропорцій, зміна забарвлення<sup>2817</sup>, затримки початку цвітіння<sup>2818</sup>, пошкодження мембран хлоропластів, клітин кореня та мітохондрій<sup>2819 2820</sup>, збільшення кількості речовин зі стреспротективними властивостями (антоціанів, аскорбінової кислоти, рибофлавіну)<sup>2821</sup>, сильної пошкодженості рослин шкідниками<sup>2822</sup>.

До негативних факторів можна віднести так само і зниження видової різноманітності рослин при забрудненні ґрунту нафтою та нафтопродуктами, оскільки воно призводить до нестійкості біоценозу з подальшою його деградацією<sup>2823</sup>.

Стимулюючий вплив проявляється у збільшенні схожості, біомаси та розмірів рослин на забруднених ділянках, прояві гігантизму та повторне цвітіння<sup>2824 2825</sup>.

**Разом з тим, причинами негативного впливу нафти та нафтопродуктів на рослини є:** – токсичність деяких компонентів нафти (наприклад, поліциклічних ароматичних вуглеводнів, нафтенкових кислот та низькомолекулярних граничних вуглеводнів)<sup>2826 2827 2828</sup>,

– низька доступність води, кисню та елементів мінерального живлення (азоту, фосфору та калію)<sup>2829 2830 2831 2832</sup>,

– підвищення чисельності фітопатогенних мікроміцетів<sup>2833</sup>.

**Причинами стимулюючого впливу нафти та нафтопродуктів на рослини можуть бути:**

– поліпшення харчування рослин за рахунок розкладання органічних речовин, що входять до складу нафти<sup>2834</sup>;

– зменшення конкуренції між рослинами через різну стійкість до умов нафтового забруднення<sup>2835</sup>.

Як стимулюючий, так і негативний вплив нафти та нафтопродуктів на рослини залежить від концентрації та часу перебування забруднювача у ґрунті.

Стимулююча дія проявляється в основному при невеликих концентраціях нафти (до 5%) та невеликих термінах забруднення (кілька місяців). Мінімальна концентрація, за якої проявляється негативний вплив на рослини, становить за різними даними 1...15 %. Повна відсутність проростання насіння рослин спостерігається за концентрацій нафти 25...35 %. Пригнічення та загибель дорослих рослин на нафтозабрудненому ґрунті спостерігається при концентраціях вище 5% через 10-15 днів після забруднення. Зі збільшенням віку забруднення фітотоксичність ґрунту знижується у зв'язку із самоочищенням<sup>2836</sup>.

На фітотоксичність нафтозабрудненого ґрунту впливає також його тип. Одні й самі рослини у різних типах ґрунту за однієї й тієї концентрації нафти можуть по-різному реагувати на забруднення. Так, наприклад, на біомасу рослин вівса польового негативний вплив нафти проявляється при концентраціях її в дерново-підзолистому суглинному і підзолистому піщаному ґрунті вище 2 %, а в супіщаному – при концентрації 10 %<sup>2837</sup>.

Легкі нафтопродукти (бензин, дизельне паливо) негативно впливають на рослини при концентраціях 0,5 % і вище протягом перших місяців після забруднення, потім їхня фітотоксичність знижується. Важкі нафтопродукти (моторне масло) у концентрації 1...5 % перший місяць не надають негативного на рослини, потім стимулюють їх зростання, але з часом стимулюючий ефект знижується, а при концентрації вище 5 % відбувається повне пригнічення рослин<sup>2838</sup>.

При підвищенні концентрації дизельного палива відбувається накопичення макроелементів у різних частинах рослин, що пов'язано із захисною реакцією рослин на наявне забруднення ґрунту.

Нафтопродукти впливають негативно і на стан та продуктивність рослинного співтовариства, знижуючи його біорізноманіття та біомасу. Внаслідок забруднення ґрунту відпрацюванням мінеральної олії кількість видів у різнотравно-луговому біоценозі знижується у 6...20 разів, а під впливом дизельного палива – у 10...60 разів залежно від концентрації забруднювачів. З підвищенням концентрації забруднювачів від 1 до 10 % знижується як біорізноманіття, так і біомаса фітоценозу<sup>2839</sup>.



Таким чином, нафтопродукти щодо зниження негативного впливу на рослини можна розмістити в наступний ряд: бензин → дизельне паливо → моторне масло<sup>2840</sup>.

Токсичним щодо рослин вважається рівень вмісту забруднювача в ґрунті, при якому більш ніж на 10 % знижується врожайність або висота рослин<sup>2841</sup>. Якщо зниження показників відбувається на 50% і більше, то ґрунт вважається сильно деградованим.

***Ґрунти вважаються забрудненими нафтопродуктами, якщо концентрація їх досягає рівня, за якого:***

– починається пригнічення або деградація рослинного покриву; - падає продуктивність сільськогосподарських земель;

– Порушується природна рівновага в ґрунтовому біоценозі;

– відбувається витіснення одним – двома бурхливо виростають видами рослинності інших видів, інгібується діяльність мікроорганізмів, зникають види альгофлори, мезофауни і т.п.;

– відбувається вимивання нафтопродуктів (НП) із ґрунтів у підземні або поверхневі води;

– змінюються водно-фізичні властивості і структура ґрунтів; – помітно зростає частка вуглецю НП в органічному вуглеці ґрунтів (до понад 10% від усього органічного вуглецю)<sup>2842</sup>.

Визначення етапів трансформації нафти у ґрунтах дозволяє визначити давність забруднення та приблизні терміни відновлення ґрунтів, що підвищує ефективність контролю забруднення природного середовища нафтою та нафтопродуктами. ***Існують три етапи деградації нафти у ґрунті:***

– першому етапі переважають фізико-хімічні процеси – вивітрювання, випаровування, вимивання, окислення; у ґрунті збільшується чисельність мікроорганізмів;

– приблизно через два роки у природних умовах настає другий етап, коли відбувається біологічне окиснення майже всіх вуглеводнів; зростає як чисельність, а й видове розмаїття мікроорганізмів, збільшується роль зелених і синьо-зелених водоростей; тривалість цього періоду 6-18 років; - час третього етапу визначається зі зникнення парафінових вуглеводнів і становить 15-25 років.

Отже, процес природної трансформації (деградації) нафти, що потрапила в ґрунт, і поліпшення ґрунту – дуже тривалий і становить близько 40-45 років і більше<sup>2843</sup>.

***Нафтове забруднення призводить до*** глибокої зміни всіх ланок природних біоценозів. Загальною особливістю всіх нафтозабруднених ґрунтів є зміна чисельності та обмеження видової різноманітності педобіонтів (ґрунтової мезо- та мікрофауни та мікрофлори). При цьому типи реакції у відповідь різних груп педобіонтів на забруднення неоднакові: кількість одних зростає, інших знижується, третіх залишається практично постійним.

Нафтове забруднення веде до склеювання структурних окремоостей і, як наслідок, порушення аерації, що, своєю чергою, викликає гальмування розвитку рослин та навіть їх загибелі. У верхній частині профілю утворюється щільний бітумінізований шар. Нафтозабруднені ґрунти втрачають здатність вбирати і утримувати вологу, для них характерні нижча гігроскопічна вологість, водопроникність, вологоємність та вологоємність у порівнянні з фоновими аналогами; також збільшується дисперсність ґрунтів, зменшується структурність та ступінь агрегатності, знижується коефіцієнт фільтрації води.

Забруднення ґрунтів нафтою і нафтопродуктами позначається спектральної відбивної здатності ґрунтів. Обволікаючи ґрунтові частинки, нафта змінює спектральні характеристики ґрунтів, знижує окиснювально-відновний потенціал та ємність поглинання<sup>2844</sup>.

Відбувається зміна фільтраційних та фізико-механічних властивостей ґрунтів. Фільтрування нафтопродуктів у ґрунт створює хроматографічний ефект, що призводить до його диференціації: у гумусо-акумулятивних горизонтах сорбуються високомолекулярні компоненти, що містять смолисто-асфальтенові та циклічні сполуки, а легкі вуглеводні проникають у нижні мінеральні горизонти. У анаеробної обстановці можуть зберігатися тривалий час<sup>2845</sup>.

Якщо нафтові забруднення характерні переважно лише районів видобутку, переробки і транспортування нафти, то забруднення нафтопродуктами, як дизельне паливо, гас, мастила, мазут тощо., поширені повсюдно<sup>2846</sup>.

Сірі лісові ґрунти зазвичай мають невисоке вміст засвоєваних сполук азоту, рухомого фосфору і калію, але може сильно коливатися залежно від ступеня окультуреності і попередньої добривності ґрунту. Необхідне систематичне застосування органічних та мінеральних добрив, а на світло-сірих ґрунтах з кислою реакцією – також вапнування.

У підвищенні рівня комфортності рослин, що висаджуються на сірих лісових ґрунтах, провідна роль належить азотним добривам, на другому місці за ефективністю стоять фосфорні добрива, слабше діють калійні. Чорноземи в порівнянні з іншими ґрунтами мають більш високу природну родючість. Найкращі показники ґрунтової родючості має типовий чорнозем. На північ у вилуженого чорнозему і на південь у звичайного і особливо південного чорноземів більшість цих показників знижується.

Існуючі механічні, термічні та фізико-хімічні методи очищення ґрунтів від нафтових забруднень дорогі та ефективні лише за певного рівня забруднення (як правило, не менше 1% нафти у ґрунті), часто пов'язані з додатковим внесенням забруднення та не забезпечують повноти очищення. В даний час найбільш перспективним методом для очищення нафтозабруднених ґрунтів, як в економічному, так і в екологічному плані є біотехнологічний підхід, заснований на використанні різних груп

мікроорганізмів, що відрізняються підвищеною здатністю до біодеградації компонентів нафт і нафтопродуктів<sup>2847</sup>.

Здатність утилізувати речовини антропогенного походження (ксенобіотики), що важко розкладаються, виявлена у багатьох організмів. Ця властивість забезпечується наявністю мікроорганізмів специфічних ферментних систем, що здійснюють катаболізм таких сполук. Оскільки мікроорганізми мають порівняно високий потенціал руйнування ксенобіотиків, виявляють здатність до швидкої метаболічної перебудови та обміну генетичним матеріалом, їм надається велике значення для розробки шляхів біоремедіації забруднених об'єктів.

У процесі деструкції нафту та нафтопродукти у ґрунті піддаються впливу різних факторів, серед яких можна виділити фізичні (випаровування, вимивання), хімічні (фотоліз, біохімічне руйнування) та біологічні (мікробне руйнування)<sup>2848</sup>.

Випаровування, вимивання та фотоокислення під дією ультрафіолету найбільш ефективні на поверхні ґрунту та у верхніх генетичних горизонтах, де впливу даних факторів схильні в основному легкі фракції. У товщі ґрунту окиснення нафти та нафтопродуктів переважно здійснюється за рахунок дії мікроорганізмів та ферментів неорганізмової локалізації (біохімічна руйнація). Розчинність нафтопродуктів залежить від їхнього вуглеводневого складу. Так, за інших рівних умов найбільшу розчинність мають вуглеводні з меншою молекулярною масою, тобто. з меншою кількістю вуглецевих атомів<sup>2849 2850</sup>.

Основний механізм окиснення вуглеводнів різних класів в аеробному середовищі заснований на використанні кисню в молекулу, заміні зв'язків з малою енергією розриву (C-C, C-H) зв'язками з більшою енергією<sup>2851</sup>. На даний момент найбільш вивчені механізми трансформації аліфатичних та ароматичних вуглеводнів. Структура ароматичних вуглеводнів вкрай стійка, у зв'язку з чим їх розрив у незмінному вигляді не можливий<sup>2852</sup>. Таким чином, виявлено, що вуглеводні в процесі трансформації піддаються певним хімічним перетворенням, серед яких поширені реакції гідратації, відновлення, гідролізу, окиснення, заміщення, приєднання та конденсації<sup>2853</sup>.

На швидкість самоочищення ґрунту від нафти та нафтопродуктів впливає вихідна концентрація та їх тип, а також ґрунтово-кліматичні умови.

Найбільш швидко зниження концентрації спостерігається у перші кілька місяців з моменту забруднення. Це зумовлено насамперед процесами випаровування легких фракцій, фізичним виносом із водними потоками, фотохімічним окисненням<sup>2854</sup>. Надалі швидкість самоочищення уповільнюється і залежить переважно від активності ґрунтової мікробіоти.

Так, наприклад, ступінь самоочищення від легких нафтопродуктів за вихідної концентрації 5 г/кг за 1,5 місяці становить до 80%. При забрудненні ґрунту нафтою в кількості 10-40 л/м<sup>2</sup> спад за 1 рік склав 40-51%, за 2 роки - 56-61%. Прогнозоване самоочищення шару ґрунту 0-60 см від нафти до концентрації 500 мг/кг, складене методом екстраполяції, буде досягнуто

через 6 років після слабкого забруднення, через 11 років після середнього та через 16 років після сильного забруднення<sup>2855</sup>.

Розкладання нафти у ґрунті в природних умовах – процес біогеохімічний, у якому головне та вирішальне значення має функціональна активність комплексу ґрунтових мікроорганізмів, що забезпечують повну мінералізацію нафти та нафтопродуктів до вуглекислого газу та води. Визначають біологічне очищення та відновлення ґрунтових екосистем, забруднених нафтою та нафтопродуктами як стадійний процес трансформації забруднюючих речовин, пов'язаний зі стадійним процесом відновлення біоценозу. Для різних природних зон тривалість окремих стадій цих процесів різна, що пов'язано переважно з природно-кліматичними умовами. В результаті досліджень, проведених в Інституті екології та генетики мікроорганізмів УРО РАН у різних ландшафтно-географічних зонах, було виділено три основні етапи в процесах біологічного очищення нафтозабруднених земель<sup>2856</sup>.

*Перший етап* триває приблизно 1-1,5 роки. На даному етапі нафта відчуває, в основному, фізико-хімічні перетворення, що включають розподіл нафтових вуглеводнів по ґрунтовому профілю, їх випаровування та вимивання, зміна під дією ультрафіолетового опромінення та деякі інші. Внаслідок цих процесів через три місяці в ґрунті залишається не більше 20% нафти. Вищезгаданим процесам схильні практично всі гомологічні та ізологічні ряди вуглеводнів нафти<sup>2857</sup>.

Мікробіологічні дослідження показали, що в перші дні після попадання нафти в ґрунт ґрунтова біота значно пригнічена. У цей період ґрунтовий біоценоз прагне адаптуватися до умов середовища, що змінилися. Проте після трьох місяців інкубації нафти у ґрунті мікробіологічні процеси стають домінуючими у перетворенні нафти, хоча частка хімічного окиснення у цей час може досягати 50 % від усієї сукупності окисних процесів<sup>2858</sup>.

*Другий етап* триває 3-4 роки. До цього часу кількість залишкової нафти у ґрунті знижується до 8-10% від вихідного рівня. Цей період характеризується збільшеною кількістю вуглеводнів метанонафтової фракції та зниженням частки нафтоароматичних вуглеводнів та смол. Зазначені зміни можуть бути пояснені процесами часткової мікробіологічної деструкції складних молекул смолисто-асфальтенового ряду, а також утворенням нових аліфатичних сполук за рахунок перебудови моно- та біциклічних з'єднань нафтоароматичного ряду<sup>2859</sup>.

Зміни поглинаючого комплексу ґрунтів тягне за собою якісне та кількісний перерозподіл різних іонів, зміна показника рН ґрунтового розчину. Загальними змінами для більшості типів ґрунтів є збільшення після забруднення нафтою та нафтопродуктами вмісту органічного вуглецю, розширення відношення C:N, зменшення вмісту рухомого калію, фосфору та азоту. У забруднених ґрунтах погіршується агрохімічний та агрофізичний стан, що є причиною зниження або повного припинення виконання ґрунтом своїх функцій.

Біологічні дослідження ґрунтів другого етапу показали спалах чисельності мікроорганізмів. Цей етап характеризується найбільшим збільшенням кількості грибів, спороутворюючих та неспорових бактерій. Джерелом харчування цих груп мікроорганізмів є метанонафтенові та ароматичні вуглеводні. Причому активність та різноманітність складу мікрофлори стимулюються подовженням ланцюга алканів<sup>2860 2861 2862</sup>.

Час початку третього етапу визначається за зникненням у залишковій нафті вихідних і вторинно утворених парафінових вуглеводнів. Під терміном «вторинно утворені вуглеводні» маються на увазі структури гомологічного низки метану, утворені у процесі деградації складніших сполук нафти.

Раніше передбачалося, що мікроорганізми, здатні розкладати і використовувати вуглеводні нафти та нафтопродуктів, зустрічаються тільки там, де розташовані нафтопромисли, нафтосховища або нафтопроводи, проте, згідно з сучасними даними, мікроорганізми-нафтедеструктори поширені в природі дуже широко і можуть бути виділені з будь-якого ґрунту, осадових порід, морської та річкової води. Мікроорганізми, які використовують вуглеводні нафти, є переважно аеробними, тобто. вони мінералізують нафтові вуглеводні лише у присутності кисню повітря. Окислення вуглеводнів здійснюється оксигеназами (ферменти, здійснюють включення кисню в кінцеву металну групу вуглеводню). Проміжними продуктами при розпаді вуглеводнів є спирти, альдегіди, жирні кислоти, які потім окислюються до  $\text{CO}_2$  та  $\text{H}_2\text{O}$ <sup>2863</sup>.

Ці гетеротрофні мікроорганізми можуть засвоювати різноманітні органічні сполуки – вуглеводи, білки, жири та ін. У біодеградації нафти у ґрунті також важливе місце займають гриби, водорості та бактерії. Низькі дози забруднення трохи знижують кількість цвілевих грибів. Збільшення концентрації нафти призводить до зростання їх чисельності<sup>2864</sup>.

**Здатність окислювати вуглеводні нафти виявлена у численних видів бактерій і грибів, що належать до наступних родів:** бактерії – *Acinetobacter*, *Acremonium*, *Arthrobacter*, *Acaligenes*, *Aeromonas*, *Bacillus*, *Bacterium*, *Brevibacterium*, *Beijerinckia*, *Burholderia* -rium, *Holobacterium*, *Gliocladium*, *Gluconobacter*, *Gordona*, *Klebsiella*, *Leuco-thrix*, *Micrococcus*, *Micromonospora*, *Mycobacterium*, *Nocardia*, *Proteus*, *Pseu-domonas*, *Rhodococcus*, *Streptomyces*, *Serratia*, *Spirillum*, *Sphaerotilus*; і гриби – *Aspergillus*, *Aureobasidium*, *Debaryomyces*, *Candida*, *Metcshnikova*, *Penicillum*, *Trichoderma*, *Gliocladium*, *Rhodotorula*, *Torulopsis*, *Trichosporon*, *Cryptococcus*, *Sporobolomyces* та деякі інші<sup>2865</sup>.

Оскільки природний процес мінералізації нафти досить тривалий, виникає необхідність проведення заходів, які б прискорити цей процес. Отже, рекультивация ґрунтів повинна полягати в інтенсифікації процесів природного очищення ґрунту, активізації регенерації найбільш продуктивних біоценозів<sup>2866</sup>, що досягається проведенням поетапної рекультивации нафтозабруднених ґрунтів: I етап – Технічний: агротехнічні методи, що покращують аерацію ґрунту, регулювання водного режиму та лужно-

кислотних умов; II етап – Біологічний: – Біоремедіація – метод очищення ґрунтів з використанням біологічних агентів: мікроорганізмів, грибів, хробаків та інших організмів.

Під терміном «біоремедіація» прийнято розуміти застосування технологій та пристроїв, призначених для біологічної очистки ґрунтів, тобто. для видалення з ґрунту забруднювачів, що вже знаходяться в ньому.

**Біоремедіація включає два основних підходи**<sup>2867</sup>:

1. Біостимуляція – активізація деградуючої здатності аборигенної мікрофлори внесенням біогенних елементів, кисню, різних субстратів;
2. Біодоповнення – інтродукція природних та генноінженерних штамів-деструкторів чужорідних сполук.

**Біостимуляція *in situ*** (біостимуляція у місці забруднення). Цей підхід заснований на стимулюванні зростання природних мікроорганізмів, що мешкають у забрудненому ґрунті і потенційно здатних утилізувати забруднювач, але не здатних робити це ефективно через нестачу основних біогенних елементів (сполук азоту, фосфору, калію та ін) або несприятливих фізико-хімічних умов. В цьому випадку в ході лабораторних випробувань з використанням зразків забрудненого ґрунту встановлюють, які саме компоненти та в яких кількостях слід внести у забруднений об'єкт, щоб стимулювати зростання мікроорганізмів, здатних утилізувати забруднювач<sup>2868</sup>.

**Біостимуляція *in vitro*** (біостимуляція в лабораторних умовах) Відмінність цього підходу в тому, що біостимуляція зразків природної мікрофлори забрудненого ґрунту проводиться спочатку в лабораторних чи промислових умовах (у біореакторах чи ферментерах). При цьому забезпечується переважне та вибіркове зростання тих мікроорганізмів, які здатні найбільш ефективно утилізувати даний забруднювач. "Активізовану" мікрофлору вносять у забруднений об'єкт одночасно з необхідними добавками, що підвищують ефективність утилізації забруднювача<sup>2869</sup>.

У свою чергу, біоремедіація в даний час застосовується, головним чином, за допомогою двох підходів: внесенням добрив і добавок, що сприяють інтенсивному розвитку аборигенної ґрунтової мікрофлори, що сприяють розкладанню нафти, або ж внесення в нафтозабруднений ґрунт бактеріальних препаратів, що являють собою один або кілька активних штамів-деструкторів, що активно мінералізують вуглеводні нафти<sup>2870</sup>.

Як перший підхід для ефективної роботи мікроорганізмів, здатних використовувати вуглеводні нафти як живлення, в нафтозабруднений ґрунт вносяться: азот, фосфор, калій, магній, різні мікроелементи, кисень для дихання та певна вологість, без якої мікроорганізми також розвиватися не можуть. Що стосується діапазону значень рН, при якому функціонують мікроорганізми, він досить широкий: від 3,5 до 11. Нафтоокислюючі мікроорганізми можуть функціонувати як у прісній, так і в солоній воді, хоча при 10-20% солоності швидкість біодеградації знижується<sup>2871</sup>.

Температура – важливий фактор, що визначає, за інших рівних умов, інтенсивність мікробіологічного розкладання нафти та нафтопродуктів. Оптимальною температурою для розкладання нафти та нафтопродуктів у ґрунті є 20-37 °C<sup>2872</sup>.

Підтримка ґрунту у вологому стані є одним з агротехнічних прийомів управління його біологічною активністю та надає ефективний вплив на темпи розкладання нафти та нафтопродуктів. Поліпшення водного режиму зумовлює покращення агротехнічних властивостей ґрунтів, зокрема, впливає на рухливість поживних речовин, мікробіологічну діяльність та активність біологічних процесів. Застосування методу біоремедіації другим підходом здійснюється шляхом додавання культур мікроорганізмів-деструкторів вуглеводнів нафти до природної асоціації мікроорганізмів. Як активні штами-деструктори нафти і нафтопродуктів для створення на їх основі біопрепаратів використовували мікроби, виділені з ймовірних ареалів їх поширення - забруднених нафтопродуктами ґрунтів, відібраних з різних кліматичних районів. З виділених мікроорганізмів-деструкторів нафти були обрані найбільш активні, які надалі послужили основою при створенні бактеріального препарату Чинним початком його є штучно підібрана асоціація живих мікроорганізмів, що іноді відносяться до різних таксономічних груп і мають різні типи метаболізму<sup>2873</sup>. Препарат також включає необхідні поживні речовини, стимулятори ферментативної діяльності штамів мікроорганізмів, що входять до його складу, і сорбент, що володіє високою сорбційною ємністю<sup>2874</sup>.

**Фітомеліорація** – комплекс заходів щодо покращення умов природного середовища шляхом культивування або підтримання природних рослинних угруповань. Завершальною стадією біологічного методу очищення нафтозабрудненого ґрунту є фітомеліорація, яка полягає у посіві рослин, стійких до забруднення ґрунту нафтою та нафтопродуктами, що забезпечує інтенсифікацію процесів біологічної деструкції вуглеводнів нафти за рахунок сприятливих умов, створюваних у ризосфері. У складі корневих ексудатів поряд з іншими присутні сапонін, що збільшує біодоступність вуглеводнів для мікроорганізмів, і оксидоредуктази, що беруть участь у розкладанні вуглеводнів<sup>2875</sup>.

Більшість авторів вважає, що фітомеліоративний метод повинен застосовуватися лише на завершальному етапі рекультивації нафто забруднених ґрунтів і в жодному разі не виключає застосування інших методів. Для підвищення стійкості трав'яного покриття на ділянці проведення фітомеліорації рекомендують введення дикорослих видів місцевої флори, які в подальшому повністю замінять культурні сорти, що використані в травосуміші<sup>2876</sup>.

За результатами досліджень, проведених у різних регіонах, для фітомеліорації рекомендовані наступні види дикорослих і сорти культурних рослин: вівсяниця червона та лучна, тимофіївка лучна, тонконіг лучний, кострець безостий, райграсс пасовищний, хрестовник скучений, лисоць

озима, овес, вовсюг, буркун, ріпак, суріпиця, люцерна, свербіга, козлятник, кукурудза, соняшник, вика, конюшина, суданська трава. Внаслідок польових досліджень на території Свердловської області встановлено, що найбільшою стійкістю до забруднення нафтопродуктами відрізняється овес луговий (*Avena sativa* (L.))<sup>2877</sup>.

**Таким чином, для успішного відновлення забруднених ґрунтів необхідний комплексний підхід, що включає** як заходи технічного етапу рекультивації (особливо при високій дозі забруднення, де технічний етап необхідний), так і біологічного етапу, на завершальній стадії якого виробляють посів стійких рослин місцевої флори. На першому етапі проводять інженерно-технічні та агрохімічні заходи (видалення нафти, подальше розпушування та зволоження ґрунту). Другий етап – біологічний – передбачає активізацію життєдіяльності вуглеводневої мікробіоти. Третій, завершальний етап, спрямований на відновлення рослинного покриву шляхом посіву стійких до нафтопродуктів трав. Критерієм закінчення робіт з ремедіації є такий вміст залишкової нафти, за якої можливе початкове зростання рослин.

Використовуючи комплекс агротехнічних та мікробіологічних прийомів, можливо за відносно короткий період часу (1-1,5 роки) у помірних кліматичних умовах здійснити ефективну рекультивацію ґрунтів, забруднених нафтою та нафтопродуктами. У різних ґрунтово-кліматичних зонах тривалість всього процесу трансформації нафти різна і може становити: від кількох місяців до кількох десятків років. Тим самим, зазначені біологічні методи очищення ґрунтів останніми роками стають найчастіше застосовуваними при очищенні забруднених нафтою та нафтопродуктами ґрунтів. Так, серед сучасних та актуальних методів біологічного очищення виділяються такі роботи<sup>2878</sup>. Спосіб рекультивації ґрунтів, забруднених нафтою і нафтопродуктами, включає поетапне виконання циклу відновлювальних робіт у дві стадії з фітомеліоративною обробкою<sup>2879</sup>. На першій стадії в ґрунтовий покрив вносять комплексну суспензію з мікроміцету *Phoma euryena* і сільськогосподарського біопрепарату Альбіт, отриманого на основі гідролізату бактерій *Pseudomonas aureofaciens* ВКМВ-1973Д і гідролізату бактерій *Bacillus megaterium* та згаданого сільськогосподарського препарату Альбіт.

Спосіб очищення ґрунту від забруднень нафтою і нафтопродуктами барботування його водної суспензії повітрям протягом 1,5-2,5 год<sup>2880</sup>. Як біопрепарат використовують консорціум нафтоокислювальних мікроорганізмів *Pseudomonas putida* П Ко-1, *Pseudomonas fluorescens* П-896, *Micrococcus* sp. П Ку-1, *Burkholderia caryophylli* Јар-3, *Serratia odorifera* Јар-1. Однак необхідно зазначити, що застосування даних способів пов'язане з певними недоліками, а саме висока вартість комплексних суспензій і біопрепаратів, основою яких є спеціально виведені мікроорганізми, і застосування яких вимагає створення певних умов, що забезпечують їхню найбільшу ефективність (температура, рН, джерела фосфору та азоту) при



цьому застосування зазначених способів пов'язане з необхідністю попередньої підготовки біопрепаратів.

Крім того, на сьогоднішній день встановлено, що неконтрольоване внесення у відкриті екосистеми штучних мікробних популяцій, часто невідомого складу, може становити значну небезпеку як для функціонування ґрунтових біоценозів, так і для здоров'я людей, зайнятих у технологічному процесі, адже нерідко такі мікроорганізми виявляються токсичними, токсигенними або фітопатогенними, а в деяких випадках перешкоджають відновленню початкової мікробної спільноти у ґрунті після проведення заходів щодо знешкодження забруднень<sup>2881</sup>.

У зв'язку з зазначеними недоліками методів біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів, заснованих на внесенні до складу ґрунтів штучно розвинених нафтоокислювальних мікроорганізмів, найбільш перспективними стають методи, засновані на розвитку аборигенної нафтоокислюючої мікрофлори, що здійснюються внесенням до складу ґрунтів добрив, які найчастіше наносяться на поверхню сорбир. При цьому популярність набуває пошуку органічних структуроутворюючих субстратів, що мають високу сорбційну ємність і є відходами виробництва та споживання, оскільки застосування подібних субстратів дозволить паралельно вирішувати проблему очищення нафтозабруднених ґрунтів та проблему складування відходів виробництва та споживання. Так, серед сучасних розробок відомий спосіб біоремедіації нафтозабруднених ґрунтів<sup>2882</sup>, заснований на застосуванні органічних компонентів відходів пивоваріння, які мають комплексний вплив на ґрунт та його мікробіоту, а також на забруднюючі речовини. Метод полягає у використанні пивних органічних компонентів відходів пивоварної промисловості (пивної дробини), які мають комплексний вплив на забруднений ґрунт: покращують фізико-хімічні характеристики ґрунту; прискорюють процес видалення забруднюючих речовин за рахунок внесення вуглеводневих мікроорганізмів і стимулювання активності аборигенних мікроорганізмів ґрунту. Додаткові переваги запропонованої технології біоремедіації забруднених ґрунтів полягають у тому, що органічні компоненти відходів пивоваріння не містять токсичних речовин, патогенних мікроорганізмів та яєць гельмінтів.

Однак застосування зазначеного способу ускладнює використання пивних органічних компонентів відходів пивоварної промисловості (пивної дробини), які є на сьогоднішній день важкодоступним матеріалом, внаслідок зміни технології пивного виробництва на багатьох заводах.

***Існуючі два шляхи інтенсифікації біодеградації ксенобіотиків у навколишньому середовищі*** – стимуляція природної мікрофлори та інтродукція активних штамів, як не суперечать, а й доповнюють один одного<sup>2883</sup>.

Біорекультивация нафтозабруднених ґрунтів – це багатостадійний біотехнологічний процес, що включає фізико-хімічні методи детоксикації

забруднювача, застосування органічних та мінеральних добавок, використання біопрепаратів<sup>2884</sup>.

Основними факторами, що впливають на хід біоруйнування органічних забруднювачів, є їхня хімічна природа (яка обумовлює можливі шляхи біотрансформації), концентрація та взаємодія з іншими забруднювачами (на рівні їх безпосередньої взаємодії або взаємного впливу на трансформацію).

До несприятливих фізико-хімічних умов, що лімітують деградацію мікроорганізмами ксенобіотиків у навколишньому середовищі, можна віднести низьку або надмірну вологість ґрунту, недостатній вміст кисню, несприятливу температуру і рН, низьку концентрацію або доступність ксенобіотиків, більш альтернативних. Серед біологічних факторів відзначені поїдання інтродуцируемых мікроорганізмів найпростішими, обмін генетичної інформацією популяції, фізіологічний стан і щільність інтродуцируемой мікробної популяції<sup>2885</sup>.

Деякі з цих проблем можуть бути вирішені шляхом створення генетично сконструйованих штамів-деструкторів та їх консорціумів, удосконалення методів інтродукції, оптимізації умов існування природних мікробних популяцій.

Таким чином, інтродукція мікроорганізмів призводить до позитивних результатів тільки при створенні відповідних умов для розвитку внесеної популяції, для чого необхідно знати фізіологічні особливості інтродуцента, а також враховувати мікробні взаємодії, що складаються.

При видобутку, транспортуванні та переробці природних вуглеводнів, таких як нафта, газоконденсат та природний газ у ландшафти крім нафтопродуктів потрапляють високомінералізовані промислові води, а також сірчисті сполуки, ртуть, важкі метали, радіонукліди та інші токсичні речовини. Крім хімічного забруднення, промисел вуглеводневої сировини надає на всіх етапах від розвідки до ліквідації свердловин механічний вплив на ґрунтово-рослинний покрив

***Ділянки пошкодження ґрунтово-рослинного покриву можна віднести до двох типів:***

– лінійно-транспортному та точковому, при цьому порушення, спричинені як функціонуванням промисли у фоновому режимі, так і аваріями, фіксуються на площах у десятки та сотні квадратних кілометрів.

– механічні впливи на ґрунтовий покрив, такі як знищення та переміщення органогенних та гумусових горизонтів, формування насипних шарів, пов'язані з облаштуванням технічних майданчиків, бурінням свердловин та прокладкою трубопроводів. Вони призводять до повного або часткового порушення ґрунтових профілів, зміни фільтраційних властивостей, водно-повітряного режиму ґрунтів та як наслідок – до знищення чи пригнічення рослинного покриву.

Формування піщаних бедлендів внаслідок скальпування ґрунтів або пересипання ґрунтом та супутнє збільшення фізіологічної сухості субстрату, його бідність елементами живлення часто призводять до неможливості

самовідновлення рослинності. Ці фактори ускладнюють розвиток фітоценозів первинних екотопах, таких як бурові майданчики свердловин, позбавлених насіння рослин у субстраті.

Після потрапляння нафтопродуктів у довкілля вже в перші години починається процес їхньої деградації, в якому домінують абіотичні фізикохімічні процеси. Частина нафтопродуктів (бензин, гас) може бути частково видалитися із середовища шляхом вивітрювання. За перші 15 діб з верхнього шару до літнього час може випаруватися близько 30% нафтопродуктів, переважно за рахунок легких фракцій<sup>2886</sup>. Компоненти нафти та нафтопродуктів на поверхні ґрунтів частково можуть піддаватися фотоокисленню. Абіотичні фактори деструкції нафти суттєво залежать від кліматичних особливостей різних географічних зон.

Дизельне паливо та легкі олії мало вивітрюються, але здатні легко проникати в нижні шари ґрунту, в осадові породи та ґрунтові води. Важкі нафтопродукти, асфальтени практично не вивітрюються і відносно повільно проникають углиб ґрунту. Нафта, що розлилася, і нафтопродукти адсорбуються ґрунтом й у більшості локалізуються у її верхньому горизонті. Лише невелика частина вуглеводнів може проникати в підґрунтові шари, ґрунтові води. Це стосується, головним чином, найбільш простих за будовою низькомолекулярних парафінових, нафтонових та ароматичних вуглеводнів нафти. Більшість легкої фракції становлять алкани із кількістю вуглецевих атомів 5-10. Саме ця фракція нафти виявляє максимальну токсичність, але порівняно легко видалється за рахунок вимивання або випаровування<sup>2887</sup>.

Серед абіотичних механізмів деградації вуглеводнів нафти поряд із вимиванням та фотоокисленням, найбільш значущим є випаровування. Показано, що за першу добу в літній період з нафтової плями на поверхні ґрунту випаровується до 80% технічного бензину, 22% – гасу, 2-15% – сирової нафти та лише 0,3% – легких компонентів мазуту<sup>2888</sup>. Таким чином, істотне значення мають фізичні характеристики видів нафти, забруднюючих довкілля; їхня летючість і плинність. Подальша руйнація вуглеводнів нафти пов'язано з процесом їхнього біохімічного окислення, яке відбувається лише за участю нафтоокисних мікроорганізмів.

Незважаючи на те, що без нафти та нафтопродуктів не можна уявити сучасне життя<sup>2889</sup>. Її використання завдає шкоди довкіллю<sup>2890</sup>.

***Основними джерелами нафтових забруднень є:***

- 1) витік нафти у видобутку<sup>2891</sup>;
- 2) розливи під час транспортування нафти<sup>2892</sup>;
- 3) діяльність підприємств хімічної промисловості, що використовують нафту у виробництві (викиди в атмосферу, стічні води)<sup>2893</sup>;
- 4) забруднення внаслідок побутового застосування нафтопродуктів (паливо для транспорту)<sup>2894</sup>;
- 5) аварії на нафтовидобувних та нафтопереробних підприємствах, а також витоку з трубопроводів<sup>2895</sup>.

Результатом антропогенної діяльності у використанні нафти є забруднення атмосфери, водойм і особливо ґрунтового покриву<sup>2896</sup>.

Нафта – важка масляниста рідина темно-коричневого кольору.

Основу складу нафти становлять вуглеводні різної будови, крім алкенів<sup>2897</sup>.

Таблиця 2.74

Основні компоненти нафти, що надає найбільшу токсичну дію і завдають значної шкоди ґрунтовому покриву

Тип сполуки	Токсична дія
Легкі фракції нафти (температура кипіння до 2000) основу складають нерозгалужені алкани (C <sub>5</sub> -C <sub>11</sub> ).	Вони легко переміщуються по ґрунтовому шару, охоплюючи значні площі, так само добре розчиняються у воді і можуть виноситися з ґрунтовими водами із ґрунту у водойми, частина цієї фракції випаровується із ґрунту в атмосферу <sup>2898</sup> . Надають токсичну дію не мікробні спільноти та рослини, але можуть піддаватися деструкції з боку спеціальних груп мікроорганізмів.
Високомолекулярні алкани складу з C <sub>11</sub>	Надають незначну токсичну дію на ґрунтову біоту, порівняно з легкою фракцією. Однак, внаслідок низької розчинності у воді та випаровування з поверхні ґрунтів можуть закупорювати її пори, порушуючи процеси повітряного та водного обміну з навколишнім середовищем, наприклад парафін
Циклоалкіни	Важкоокислювані, малорозчинні <sup>2899</sup> . Але можуть окислюватися певними групами мікроорганізмів
Арени	Надають найбільшу токсичну дію стан ґрунтів, не піддаються окисленню при нормальних температурах <sup>2900</sup> . Майже не піддаються руйнації мікроорганізмів, за винятком, наприклад, Pseudomonas. Однак, арени мають значно меншу рухливість у порівнянні з легкими фракціями нафти. Найбільш токсичні бензол та його гомологи
Сірчисті сполуки (сірководні, сульфіді, дисульфіді, меркаптани та ін.)	Сильна токсична дія на мікроорганізми та рослини, особливо з боку сульфідів та меркаптанів
Смоли, асфальтени	Незначна хімічна токсичність <sup>2901</sup> . Концентруються переважно у верхніх шарах ґрунтового покриву, будучи важкодоступними для мікроорганізмів, вони піддаються дуже тривалою деструкції, а також порушують дихання ґрунтів та їх вологообмін із рослинами <sup>2902</sup>

Склад нафти не лише найважливішим показником її якості, а й однією з екологічних характеристик нафти, оскільки різні компоненти нафти надають не однаковий токсичний вплив на довкілля<sup>2903</sup>.

У таблиці 2.74 наведено основні компоненти нафти, що має найбільшу токсичну дію на ґрунтовий покрив<sup>2904</sup>.

Таким чином, **нафта і нафтопродукти можуть перебувати у ґрунті у двох станах**<sup>2905</sup>:

- легкорухомому, розчинному активно переміщаючись по ґрунтових шарах, переміщуючись на глибину та розчиняючись у ґрунтових водах та випаровуючись в атмосферу<sup>2906</sup>. Цей стан притаманний легких фракцій і нафтопродуктів<sup>2907</sup>.

- нерухомому, не проникають глибоко, що ускладнює їх руйнування мікроорганізмами, повільно випаровуються з поверхні ґрунтів, закупорюють пори ґрунтів, ускладнюючи її водо- та газообмін із рослинами та навколишнім середовищем<sup>2908</sup>. Цей стан характерний для важких нафт і нафтопродуктів<sup>2909</sup>.

Нафта і нафтопродукти надають негативний вплив на стан ґрунтів, вони здатні призвести до змін у їхньому складі та властивостях, що негативно позначається на їхню родючість у гумусовому складі, які є основними характеристиками якості ґрунту<sup>2910</sup>.

Просочування нафтою ґрунту викликає трансформації не тільки хімічного складу, а й структури. У верхньому горизонті, що містить гумус, відбувається значне збільшення вмісту вуглецю, проте ґрунти стають менш придатними для зростання рослинності. Нафтові частинки, володіючи гідрофобністю, перешкоджають доступу води до кореневої системі рослин, завдаючи їм шкоди. Відбувається зміна співвідношення ліпідних і кислих компонентів гумусу, а згодом також зростає кількість нерозчинного гуміну за рахунок привнесеного вуглецю. Змінюються ґрунтові окисно-відновлювальні умови. Найчастіше зростає рухливість деяких мікроелементів та компонентів гумусу.

**Нафтопродукти** – продукти переробки нафти. У таблиці 2.75 наведено основні типи нафтопродуктів<sup>2911</sup>.

Таблиця 2.75

Основні типи нафтопродуктів

Тип	Опис	Приклад
Легкі	Рідкі розчинні	Бензин, гас дизель
Тяжкі	Маслянисті в'язкі рідини, близькі до твердого стану	Мазут, мастила, бітуми

Дія важких фракцій спостерігається пізніше. Маючи незначну рухливістю вони здатні створювати область стійкого забруднення. Видалення таких компонентів є надзвичайно складним у природних умовах.

Асфальтени, смоли, а також важкі метали у складі важкої нафти здатні сильно міняти ґрунтові водно-фізичні характеристики в результаті цементування пір. Вологообмін може порушуватися на тривалий час при внесення парафінової нафти<sup>2912</sup>.

Встановлено, що глибина проникнення нафтопродуктів у ґрунт становитиме до 30 м, тобто. рівня водоупора<sup>2913</sup>.

Забруднення навколишнього середовища при видобутку нафти обумовлюється не тільки розливом власне нафти, а й виходом на поверхню високомінералізованих пластових вод.

У разі попадання нафти в ґрунт відбувається поліпшення структури гумусового горизонту – з пилюватої або комкувато-пилюватої вона стає комкуватою. Виявляється оструктуруючий ефект нафти. Агрегати стають найбільш водостійкими через яскраво виражені гідрофобні властивості нафти. Це є причиною значного зниження вологості ґрунту, оскільки воді дуже складно проникнути в ґрунтові агрегати, і тому вона поглинається ґрунтом, а переміщується поверхнею чи просочується в нижні горизонти за великими порами. Іншою причиною зниження вологості ґрунту є закупорювання нафтопродуктами ґрунтових пір різної величини. При забрудненні загальна порізність може зменшитися приблизно на 25%.

Зі збільшенням ступеня нафтового забруднення відбувається зростання польової вологості через зменшення інтенсивності випаровування води (збільшення вологості відбувається на 0,5-1,5 % на відсоток вмісту забруднювача)<sup>2914</sup>.

Поява іржавих областей різного розміру, а деяких випадках прояв чорних точок залізисто-маргліцевих конкрецій свідчить про виникнення огляду.

Глибина проникнення нафти визначається такими факторами, як обсяг забруднення, рівень ґрунтових вод, ухил, гранулометричний склад ґрунту, наявність рослинного покриву.

Забруднення нафтою супроводжується надходженням у ґрунт широкого ряду хімічних речовин. Як правило, серед них переважають малотоксичні сполуки (наприклад, органічні елементи: кисень та вуглець, азот та водень, а також залізо, алюміній, кальцій, магній, фосфор та марганець). Нафта сприяє зростанню вмісту органічних речовин у ґрунті. Ґрунт здатний утримувати кількість нафтопродуктів, що відповідає 10% власної маси. Надходження великої кількості вуглеводнів призводить до порушення оптимального співвідношення вуглецю та інших хімічних елементів.

У чистих ґрунтах відношення вуглецю та азоту, як правило, становить 25:1, при нафтовому забрудненні це співвідношення може змінитися до 60:1<sup>2915</sup>.

Зростанню дефіциту поживних елементів сприяє і діяльність вуглецевих мікроорганізмів. Крім того нафта, огортаючи ґрунтові агрегати, блокує переміщення водних розчинів поживних речовин. При великих дозах забруднювача це дуже погано позначається на родючості. Різні кількості нафти надають різний вплив на ґрунтовий поглинаючий комплекс.

При малих дозах вона сприяє деякого збільшення суми обмінних підстав. Це відбувається через те, що нафта містить катіони основ, а також ароматичні, ненасичені та поліциклічні вуглеводні з високою поглинальною здатністю. Збільшення забруднення призводить до зменшення суми підстав через блокування колоїдів гідрофобними плівками. Нафтове забруднення

грунту призводить до деякого зниження кислотності за рахунок катіонів основ. При середніх та високих дозах забруднювача часто через деякий час відбувається збільшення ґрунтової кислотності, так як підвищена доза забруднювача викликає ріст грибної мікрофлори, що розкладає органічну речовину, яка і підкислює ґрунт продуктами метаболізму<sup>2916</sup>.

Нафтове забруднення негативно впливає і на фізичні ґрунтові властивості. Нафта займає вільний простір часу і витісняє газоподібну фазу (повітря). Порушуються окиснювально-відновні процеси. Втрата кисню відбувається також при подальшому окисненні вуглеводнів нафти. При забрудненні відбувається інгібування більшості ґрунтових ферментів<sup>2917</sup>.

Хімічної трансформації при нафтовому забрудненні схильні та глибокі підземні елементи ландшафту, такі як ґрунтові води.

У разі коли ґрунтові води розташовані на невеликій глибині, вони залишаються досить чистими через те, що шар ґрунту профільтровує воду, що просочується через нього, від деяких забруднюючих речовин, наприклад, зважених частинок, і в ряді випадків сприяє видаленню патогенних мікроорганізмів. Однак це не забезпечує видалення води таких компонентів як нафтопродукти. Все це призводить до того, що при потраплянні забруднювачів у водоносні горизонти, вони можуть зберігатися там десятиліттями<sup>2918</sup>.

Надходження забруднюючих речовин у водоносні горизонти відбувається зверху вниз з поверхневих вогнищ забруднення шляхом інфільтрації через зону аерації. Забруднення можуть піддаватися не тільки ґрунтові води, а й горизонти напірних вод<sup>2919</sup>.

Присутність розчинів солей може знизити інтенсивність розкладання нафти та нафтопродуктів. Відомо, що у морському середовищі розкладання нафти залежить від змін солоності набагато більшою мірою, ніж від змін кислотності чи температури середовища.

Токсичність багатьох компонентів нафти зростає за рахунок збільшення їх концентрації при розчиненні у питній воді. Такі речовини, як низькокиплячі насичені та ароматичні вуглеводні мають різну розчинність у воді<sup>2920</sup>.

Більшість вуглеводнів нафти проникає в ґрунтові води в наслідок пошкодження ізоляційного шару або стінок сховищ відходів та просочування політантів<sup>2921</sup>.

Забруднення підземних горизонтів може бути практично необоротним і наслідки його залежать від властивостей, що глибоко залягають, ґрунтів. При глибині цих шарів до 10 метрів і більше вибрати та переробити таке забруднення майже неможливо. Тому в деяких випадках залишається лише припинити вступ у ці горизонти нових порцій забруднень, хоча поширення підземної нафтової плями це не виключає.

Досить часто при видобутку нафти відбувається забруднення довкілля як нафтопродуктами, а й значними обсягами пластових вод.

Пластові води найчастіше утворюють із нафтою дисперсну систему. Зазвичай вони містять високі концентрації розчинених мінеральних солей.

Ступінь їхньої мінералізації варіюється в межах 100-300 г/л<sup>2922</sup>.

Виходячи з хімічного складу, виділяють хлоркальцеві та лужні пластові води. У першому випадку у воді переважає суміш розчинів хлориду натрію, магнію та кальцію. Лужні води поділяються на хлориднолужні та хлоридно-сульфатолужні.

Як правило, у пластових водах спостерігається підвищений вміст гідросульфід-іонів, сірководню та сульфідів різних металів. До складу також можуть входити важкі метали, йод, бром, рубідій та цезій<sup>2923</sup>.

Потенційні ресурси перелічених елементів великі – обсяг пластових вод, що утворюються, становить для РФ близько 800 млн м<sup>3</sup> в рік<sup>2924</sup>.

Хімічний склад пластових вод високої мінералізації призводить, у разі її потрапляння в середу, до швидкого порушення ґрунтового комплексу, зниження продуктивності, деградації екосистем та ландшафтів.

Основних факторів загибелі рослин при забрудненні пластовими водами є засолення і втрата родючості ґрунту через насичення ґрунтового поглинаючого комплексу натрієм.

При такому забрудненні важливими показниками техногенного навантаження на середовище є кількість іонів Cl<sup>-</sup> та Na<sup>+</sup>.

Засолення призводить до значних трансформацій ґрунтових властивостей і, як наслідок, спричиняє збіднення рослинного покриву. Насичені натрієм ґрунтові колоїди піддаються пептизації, а ґрунтові агрегати руйнуються. Відбуваються значні зміни механічного складу та щільності ґрунту. Крім того, за певних умов середовища розчинені солі випадають у вигляді осаду і здатні закупорювати ґрунтові пори, ускладнюючи проникнення рідкої фази в капілярні канали пластів, що посилює солевідкладення та корозію обладнання<sup>2925</sup>.

При попаданні пластових вод у ґрунтові води відбувається збільшення їхньої мінералізації. Особливу небезпеку є те, що область впливу пластових вод у даному випадку перевищує видимі межі забруднення<sup>2926</sup>.

Всі перелічені трансформації згубно діють на рослинні угруповання і призводять до зниження ґрунтової біопродуктивності. Наслідком є порушення природних процесів та розвиток ерозійних та деградаційних явищ.

Під дією пластових вод ґрунт набуває лужної реакції, порушується процес утворення гумусу. Високий вміст іонів натрію позначається на складі ґрунтового поглинаючого комплексу та призводить до огляду ґрунтів<sup>2927</sup>.

Надходження нафтопродуктів у ґрунт викликає сильні порушення мікробіоценозу. Як правило, спочатку у ґрунті спостерігається інгібування мікроорганізмів, але через невеликий інтервал часу відбувається збільшення їх активності та зростання біомаси. Особливо яскраво такий процес спостерігається у мікроорганізмів, що окислюють вуглеводні, які починають активно розмножуватися після забруднення ґрунту<sup>2928</sup>.



Поступово сумарна чисельність мікроорганізмів зменшується приблизно до значень, притаманних чистого ґрунту, але кількість нафтодеструкторів може перевищувати кількість інших видів ще тривалий час (до двох десятків років)<sup>2929</sup>.

Забруднення нафтою негативно впливає процес фотосинтезу в рослин. Насамперед це стосується водоростей, що зустрічаються у ґрунті. Попадання у ґрунт нафти викликає різноманітні ефекти: придушення чи повна загибель всіх водоростей, або заміна видів. Чисельність водоростей також характеризує інтенсивність процесу самоочищення ґрунтів.

При відносно низькій дозі забруднення (до 1%) нафта прискорює розвиток рослин через поліпшення процесів живлення та ґрунтової структури.

При дозі від 1% до 3% поступово знижується біопродуктивність, найбільш чутливі види можуть загинути. Зміст нафти понад 5% надає явну переважну дію. Вплив нафти на рослинні угруповання пов'язане з гербіцидною дією окремих її фракцій<sup>2930</sup>.

Тяжкі нафтопродукти надають прямий токсичний вплив на рослини, а також обволікають коріння, зменшуючи їх водопостачання, що сприяє загибелі рослинності. Речовини, що містяться у важких нафтопродуктах, такі як асфальтени і смоли погано піддаються деструкції мікроорганізмами<sup>2931</sup>.

Чутливі до хімічного забруднення субстрату деревини гинуть вже у ювенільному віці, тому формування деревно-чагарникових насаджень, зазвичай, немає<sup>2932</sup>. Нафтове забруднення переважно впливає на ґрунтову фауну. Найбільш швидко гинуть великі безхребетні, такі як черв'яки і комахи, членистоногі мають більш високу стійкість. Найбільш чутливими є молоді особи, які реагують на забруднення більш швидко. Дорослі організми залишаються життєздатними триваліший час<sup>2933</sup>.

Внесення у ґрунти нафтопродуктів здатне викликати міграцію педобіонтів із області забруднення. У цьому живі організми страждають як від безпосереднього контакту з поллютантами, а й у результаті погіршення ґрунтових характеристик. Насамперед на ґрунтових тваринах починають діяти леткі фракції.

Внесення нафти та нафтопродуктів у ґрунтове середовище по-різному може позначитися на рослинності. Характер впливу залежить багатьох умов: це і видові особливості рослин, і властивість конкретного забруднювача, і характеристики довкілля.

Найчастіше виявляються негативні наслідки надходження вуглеводнів у ґрунт, які багатьом рослин можливі навіть за невеликих концентраціях нафти (близько 5 мг/кг)<sup>2934</sup>.

У деяких випадках нафта надає позитивний вплив на розвиток рослин (тобто проявляється стимулюючий ефект).

У малородючих ґрунтах нафта є джерелом рослинності органічних і мінеральних речовин<sup>2935</sup>. Встановлено, що певні компоненти нафти малих дозах сприяють росту.

Крім того, стимулюючий ефект може пояснюватися тим, що при скороченні чисельності популяції рослин представники, що вижили, мають доступ до більшої кількості ресурсів<sup>2936</sup>.

Негативний вплив нафтопродуктів може полягати в уповільненні росту рослин, ослаблення їхнього стану, погіршення цвітіння та плодоношення, загибелі.

Усе це викликається насамперед порушенням механізмів постачання рослин поживними речовинами та водою, і навіть кисневого балансу<sup>2937</sup>.

Надходячи у рослини, нафта здатна негативно впливати на судинну систему і навіть окремі клітини.

Відомо, що вуглеводні можуть уповільнювати клітинний метаболізм та пригнічувати фотосинтетичну активність<sup>2938</sup>.

При механічному контакті нафти з рослинами (наприклад, попаданні крапель на листя) відбувається руйнування тканин із наступним некрозом<sup>2939</sup>.

Насамперед при нафтовому забрудненні страждають молоді рослини, у яких уповільнюється ріст та цвітіння. Дещо більшу стійкість виявляють великі (зрілі) рослини, але й у них пригнічується ріст, порушуються обмінні процеси та погіршується плодоутворення<sup>2940</sup>.

Ступінь токсичності забруднення залежить від співвідношення тих чи інших компонентів. Токсичність різних складових нафти зростає зі збільшенням їх змісту.

Бітуми містять у складі поліциклічні ароматичні вуглеводні, які мають канцерогенні та мутагенні властивості. Надходження їх у клітини призводить до аномального розвитку рослин (може викликати зміну нормальної форми стовбура, карликовість, деформацію листя)<sup>2941</sup>.

Серед легких вуглеводнів велику небезпеку становить трєВМетилбензол, менш токсичним є бензол. Слід враховувати, що процеси, які у рослинах під впливом ароматичних і аліфатичних вуглеводнів, досі досліджуються.

Найбільш пригнічуючи рослини діють ароматичні вуглеводні.

Менш токсичні нафтени та олефіни. Небезпечні властивості парафінів зростають із збільшенням молекулярної маси<sup>2942</sup>.

Більшість представників вищої рослинності здатні поглинати вуглеводневі компоненти та руйнувати їх у процесі метаболізму. Зокрема, деякі види можуть руйнувати бензольне кільце з утворенням енергії<sup>2943</sup>.

За рахунок подібних процесів рослини самі здатні брати участь у розкладанні нафти в біосфері, завдяки чому все ширше вивчаються можливість та межі їх використання для відновлення забрудненого середовища.

При розливах нафти часто відбувається надходження у ґрунт сольових розчинів, які пригнічують та викликають загибель більшості рослин вже за дози 3 г/л. Високу чутливість до засолення ґрунтів мають як дикорослі, і культурні види<sup>2944</sup>.

Нафта може проводити представників рослинного світу двоюко: безпосередньо і опосередковано<sup>2945</sup>. У першому випадку виявляється хімічна токсична дія компонентів нафти на організми. У другому випадку вплив нафти обумовлюється зміною ґрунтових показників, порушенням природних процесів у середовищі, де живуть рослини. При цьому опосередкований вплив може значно посилюватись або зменшуватись за рахунок зовнішніх умов (наприклад, наявності тих чи інших видів мікроорганізмів у ґрунті, температури, вологості, кількості у ґрунті органічних та мінеральних речовин).

Слід особливо відзначити, що негативно впливає на рослинність не лише сама нафта, як хімічна речовина, а й технологічні процеси, пов'язані з нею. Насамперед це великомасштабні роботи із землеванню, що призводять до повсюдного руйнування природних ландшафтів. Згодом експлуатації подібні порушення лише збільшуються<sup>2946</sup>.

***Таким чином, загальна характеристика змін, що відбуваються в ґрунтах при попаданні в них нафти та нафтопродуктів<sup>2947</sup>:***

- порушення фотосинтезуючої діяльності рослинного покриву, утруднюється надходження до рослин поживних речовин та вологи, внаслідок чого рослини або гинуть, або функціонують не повною мірою<sup>2948</sup>.

- порушення балансу ґрунтових мікроорганізмів, тобто. мікроорганізми не стійкі до нафтового забруднення, але які можуть бути корисні для рослин і для внутрішніх ґрунтових процесів гинуть, але при цьому збільшується частка мікроорганізмів – деструкторів нафтових забруднень<sup>2949</sup>.

- забруднення інших сфер навколишнього середовища, оскільки пориста структура ґрунту дозволяє компонентами нафтозабруднень випаровуватися в атмосферу, а ґрунтові води дозволяють розчинним забруднювальним речовинам переноситися у водойми<sup>2950</sup>.

- збільшення вмісту органічного вуглецю в ґрунті, тому що основу нафтозабруднень складають вуглеводні, основним елементом яких є С<sup>2951</sup>.

- при високих концентраціях забруднювача уповільнюється самоочищаюча здатність ґрунтів<sup>2952</sup>.

***Для оцінки ступеня впливу нафти та нафтопродуктів на стан ґрунтового покриву використовують 2 параметри:***

- нижній допустимий поріг концентрацій – при такій концентрації забруднювача ґрунт здатний до самовідновлення, при перевищенні цієї межі спостерігаються негативні зміни, що відбуваються у ґрунтовому покриві<sup>2953</sup>.

- верхній допустимий поріг концентрації – за такої концентрації забруднювача швидкість процесів самовідновлення ґрунтів суттєво уповільнюється, настає поступова деградація, при перевищенні цього кордону спостерігається повна деградація ґрунтів<sup>2954</sup>.

Ґрунти різних кліматичних зон мають різний склад і мають різні властивості, тому вплив нафти і нафтопродуктів на ґрунти різних районів неоднаковий і не можна говорити про єдиний показник забруднення всіх ґрунтів<sup>2955</sup>. За орієнтовно допустиму концентрацію (ОДК) нафти та

нафтопродуктів різних типів ґрунтів прийнято нижній допустимий поріг концентрацій<sup>2956</sup>.

Будь-який із класів нафтопродуктів може стати шкідливою домішкою, забруднюючою ґрунт. При великих вмістах нафтові забруднення утворюють гігантські нафтові плями і спричиняють екологічні катастрофи.

Джерела забруднення ґрунту нафтопродуктами це – розливи нафти та нафтопродуктів, стічні води та викиди нафтоперегінних заводів та нафтохімічних підприємств, що накопичуються на звалищах.

Просочування нафтою та нафтопродуктами ґрунтової маси призводить до активним змінам хімічного складу, властивостей та структури ґрунту. Насамперед, це позначається на гумусовому горизонті: кількість вуглецю у ньому різко збільшується, але погіршується властивість ґрунтів як живильного субстрату для рослин.

Гідрофобні частки нафти та нафтопродуктів ускладнюють надходження вологи до коріння рослин, що призводить до фізіологічних змін останніх. Продукти трансформації нафти різко змінюють склад ґрунтового гумусу. На перших стадіях забруднення це відноситься в основному до ліпідних та кислих компонентів. На подальших етапах за рахунок вуглецю нафти та нафтопродуктів збільшується нерозчинний вуглецевий залишок. У ґрунтовому профілі йдуть зміни окисно-відновних умов, збільшення рухливості гумусових компонентів та ряду мікроелементів.

Забруднення ґрунтів нафтою і нафтопродуктами призводить до різкого порушення ґрунтовому мікробіоценозі. Комплекс ґрунтових мікроорганізмів відповідає на нафтове забруднення після короткочасного інгібування підвищенням своєї валової чисельності та посиленням активності. Насамперед, це відноситься до вуглеводневих мікроорганізмів, кількість яких різко зростає по порівняно із незабрудненими ґрунтами.

Нафтове забруднення пригнічує фотосинтетичну активність рослин. Це позначається насамперед розвитку ґрунтових водоростей. Залежно від дози нафти, що потрапила в ґрунт, та збереження ґрунтового та рослинного покриву спостерігаються різні реакції ґрунтових водоростей: від часткового пригнічення та заміни одних угруповань іншими до випадання окремих груп та повної загибелі всієї рослинності.

***ґрунти вважаються забрудненими нафтою та нафтопродуктами, якщо їх концентрація досягає рівня, при якому:***

- починається пригнічення або деградація рослинного покриву;
- падає продуктивність сільськогосподарських земель; порушується природне рівновагу в ґрунтовому біоценозі;
- відбувається витіснення одним-двома бурхливими видами рослинності інших видів, інгібується діяльність мікроорганізмів, зникають види альгофлори, мезофауни тощо;
- відбувається вимивання нафти та нафтопродуктів із ґрунтів у підземні або поверхневі води;
- змінюються водно-фізичні властивості та структура ґрунтів;

□ помітно зростає частка вуглецю нафти та нафтопродуктів у некарбонатному.

(Органічному) вуглеці ґрунтів (до 10% і більше від усього органічного вуглецю).

У різних ґрунтово-кліматичних умовах концентрація нафти та нафтопродуктів у ґрунтах, у яких ґрунти вважатимуться забрудненими, різна. Вона залежить від природних умов здатності даного типу ґрунтів до самоочищення, від виду та швидкості розпаду нафти і нафтопродуктів, їх токсичності та ін.

***У ґрунтах нафта і нафтопродукти перебувають у таких станах:***

□ у пористому середовищі – у рідкій легкорухливій формі;  
□ у пористому середовищі та тріщинах – у вільному нерухомому стані, граючи роль в'язкого або твердого цементу між частинками та агрегатами ґрунту;

□ на частках ґрунту або гірської породи – у зв'язаній формі (сорбованій);

□ у поверхневому шарі землі – у вигляді щільної органомінеральної суміші.

***Якщо ж сталася екологічна аварія, тобто розлив нафти і нафтопродуктів, то у процесі відбору проб встановлюється:***

□ глибина проникнення нафти в ґрунт, його напрямок та швидкість внутрішньоґрунтового потоку;

□ можливість та масштаби проникнення нафти з ґрунтів у водоносні горизонти;

□ область поширення нафти в межах водоносного горизонту, що забруднюється;

□ причина забруднення нафтою ґрунтів та вод.

У даний час найбільш розповсюдженими і важкими забруднювачами ґрунту, водойм, атмосферного повітря і підземних ґрунтових вод є забруднення нафтою та нафтовідходн. Аналіз технологічних процесів і складу поллютантів (забруднювачів), що надходять в мулонакопичувачі, свідчить про те, що в складі таких відходів високо мінералізовані пластові води і нафти, нафтопродукти важких фракцій (парафіни, альфатенн, аліфатичні вуглеводні та інші регіонально трансформовані сполуки). Спостерігається надходження гідрофобно-емульсійних промивних рідин різного складу, найпоширенішими з них є нафтошлакн – відходи 3 класу небезпеки, які довготривалий час (до 15-40 років) зберігаються у сховищах підприємств нафтовидобування. Нафтошлакомасн відносяться до складних вуглеводневих сполук, в яких міститься до 27,4% парафнів, 26,3% нафтенів (моно-, бітрн-, тетра-, пен- тацнклічні вуглеводні), ароматичні вуглеводні (алкілбензолн, інданії, дінафтенбензолн, нафталіни та інші складні вуглеводні). Сучасний стан поводження з такими відходами становить велику загрозу довкіллю за рахунок зростання обсягів накопичень відходів у шлаконафтошховищах, утворення нових споруд, призначених для їх

зберігання, що призводить до вилучення із сільськогосподарського землекористування великих територій. Враховуючи, що процеси експлуатації нафтошлакосховищ відбуваються неналежним чином, нафтозабруднення можуть проникати у глибокі шарп ґрунту, становити небезпеку забруднення ґрунтових вод<sup>2957</sup>.

Однією з найбільш небезпечних речовин, які забруднюють місце свого знаходження через свої властивості та масштаон використання, залишається нафта, – це комплекс речовин, що складається майже з 3000 інгредієнтів, більшість із яких легко окислюються. Саме тому надзвичайно потужний токсичний вплив розливої нафти і нафтопродуктів на рослини та живі організми<sup>2958</sup>.

На об'єктах енергопостачальних компаній проблема з очищенням та утилізацією просоченого трансформаторним маслом ґрунту та гравійної підсипки маслоприймачів з часу застосування маслоприймального обладнання є також актуальною. На сьогоднішній день практично на кожному з об'єктів електричних мереж та на територіях маслогосподарств є забруднені трансформаторним маслом ділянки внаслідок протікання маслонаповненого обладнання, а також випадкового або аварійного вилливу масла. Тоді як гравій маслоприймачів періодично промивається (при цьому розчин потрапляє в ґрунт), питання утилізації або очищення просоченого маслом ґрунту залишається не вирішеним. Десятиліттями такі забруднення накопичуються і завдають великої шкоди довкіллю та є осередками ймовірних загорянь. За даними профільних НДІ та НДІ НАН України щорічно на об'єктах паливно-енергетичного комплексу та ін. галузей України утворюється величезна кількість основних видів виробничих відходів: бурових шлаків – 33160 тонн, нафтошлаків – 18262 тони, які пов'язані із видобутком, транспортуванням, зберіганням і переробкою нафти. У місцях видобутку нафти накопичено тисячі м<sup>3</sup> нафтошлаків в сховищах віком 30-60 років.

За даними ООН, у багатьох країнах світу природні та техногенні катастрофи завдають збитків, які становлять приблизно 2-4 % валового внутрішнього продукту держави<sup>2959</sup>.

Нафта і нафтопродукти поряд із пестицидами визнані у світі пріоритетними забруднюючими речовинами. Їх негативна дія на ґрунтово-рослинний покрив, атмосферне повітря, поверхневі та підземні води, екологічні системи й здоров'я людей відзначається на всіх етапах промислового освоєння цих продуктів: від буріння, переробки, зберігання, транспортування і ліквідації обладнання.

Природні екосистеми здатні самоочишатися за рахунок фізико-хімічних і мікробіологічних процесів руйнування вуглеводнів, які достатньо інтенсивно проходять в них. Проте, якщо вчасно не усунути джерело забруднення, нафтопродукти в ґрунті нагромаджуватимуться і викликають негативні зміни в навколишньому середовищі.

Основною причиною загострення екологічної ситуації в районах розташування підприємств видобутку та переробки нафти є аварійні розливи нафтопродуктів в результаті технічного зношування обладнання об'єктів і, як наслідок, надзвичайних ситуацій (НС), вірогідність появи яких неможливо виключити. Таким чином, зниження техногенного впливу на навколишнє природне середовище досягається комплексно – як заходами профілактики НС, так і сучасними методами ліквідації їх наслідків.

За даними фахівців, абсолютна більшість (89-96%) аварійних розливів нафти викликають сильні і незворотні пошкодження природних біоценозів. У районі нафтопроводів існують області з постійно порушеним рослинним покривом. На трасах трубопроводів ширина зони таких руйнувань змінюється від 40 до 400 м для однієї магістральної нитки.

У ґрунті можливі перетворення нафти в більш токсичні сполуки, які можуть там адсорбуватися і накопичуватись. ***Забруднений ґрунт може стати джерелом поступлення токенкантів до організму людини трофічними ланцюгами:*** ґрунт – рослина – продукти харчування, ґрунт – ґрунтові води – людина, ґрунт – атмосферне повітря – людина, що збільшує ризик виникнення екологічно обумовлених захворювань<sup>2960</sup>.

За проникнення нафти в гумусовий горизонт відбувається склеювання ґрунтової маси. В результаті закупорки капілярів ґрунту нафтою порушується аерація та окислювально-відновлювальний потенціал, створюються анаеробні умови. В результаті ґрунт втрачає свою родючість, стає гідрофобним, підвищується ерозія, вивітрювання тощо.

Вертикальне просування нафти вздовж ґрунтового профілю створює хроматографічний ефект, який призводить до диференціації складу нафти: у верхньому, гумусовому горизонті сорбуються високомолекулярні компоненти, які містять багато смолист-асфальтенових речовин та циклічних сполук; в нижні горизонти проникають, в основному, низькомолекулярні сполуки, які володіють більш високою розчинністю у воді, ніж високомолекулярні компоненти.

Легкі вуглеводні високотоксичні, важко засвоюються мікроорганізмами, тому довго зберігаються у нижніх частинах ґрунтового профілю в анаеробному стані. Легка фракція (метанові вуглеводні з числом вуглеводневих атомів) випаровується в основному ще на поверхні ґрунту або змивається водними потоками.

Залежно від ряду факторів, а саме: хімічних і фізичних властивостей забруднюючої речовини, водного режиму і гранулометричного складу ґрунту, рівня і терміну забруднення, вплив вуглеводнів на властивості ґрунту як фізико-хімічної та дисперсної системи значно різниться. Набуті зміни можуть мати сталий характер, можуть зменшуватися з часом, а можуть проявлятися лише в окремі, несприятливі за зволоженням роки<sup>2961</sup>.

За зведеними даними науковців, значні площі родючих земель, що зазнають техногенного навантаження, мають середній, високий і досить високий рівень забруднення нафтою й нафтопродуктами. Їх експерименти

вказують, що основними фізико-хімічними факторами гальмування схожості, росту і розвитку рослин є наявність у складі нафти метанових, ароматичних вуглеводнів-токсикантів, смолисто-асфальтенових компонентів, порушення водного й повітряного режимів у забрудненому нафтою ґрунті.

У вищих рослин, вирощених на нафтозабруднених ґрунтах, знижені фотосинтезуюча функція та активність більшості цитоплазматичних ферментів. Для ґрунтової мезофауни найбільш токсичними є вуглеводневі компоненти легкої фракції нафти. Агроекологічну оцінку придатності ґрунтів для сільського господарства проводять за допомогою методу фітотестування, який дає змогу визначити поріг фітотоксичності ґрунту для конкретних культурних рослин у залежності від ступеня й терміну тривалості нафтового забруднення.

На сьогодні існує кілька груп методів очищення ґрунтів від нафтового забруднення: механічні, фізико-хімічні (екстракція, сорбція), біологічні та комплексні. Застосування тієї або іншої групи методів залежить від умов регіону розробки, характером і ступенем забруднення. ***Розглянемо найбільш сучасні технології очищення та відновлення нафтозабруднених ґрунтів.***

1. Механічні методи. Вони полягають у зборі нафти з поверхні ґрунту за допомогою механічних засобів, для усунення нафтового забруднення. Очищення ґрунтів відбувається шляхом зрізання забрудненого нафтою шару та заміни його привозним ґрунтом. Забруднену частину ґрунту зберігають у спеціально відведених місцях.

2. Фізико-хімічні методи засновані на використанні фізико-хімічних властивостей речовин (реагентна нейтралізація нафтозабруднених ґрунтів, екстракція паром, відновлення територій за допомогою ініційованого гумінового сорбенту, промивання забрудненого нафтою ґрунту, використання активованого торфу, очищення твердих поверхонь за допомогою гідрофобного органомнерального нафтового сорбенту, використання твердих сорбентів "Міксойл", "С-верад", сорбентів на основі жирних кислот).

3. Біологічні методи засновані на інтенсифікації процесів самоочищення ґрунту шляхом внесення спеціальних біологічних препаратів, що представляють собою певним чином підібрані групи мікроорганізмів (бактерій і грибів).

4. Комплексні методи являють собою сукупність засобів для поліпшення стану ґрунтів і усуненню нафтового забруднення, що полягають у застосуванні механічних, фізико-хімічних і біологічних методів очищення в комплексі з агротехнічними і фітомеліоративними роботами.

Залежно від сорбційних властивостей ґрунту стосовно нафтопродуктів ґрунти виступають як геохімічні бар'єри<sup>2962</sup>.

Значне нафтове забруднення ґрунтів, що виникає при аварійних викидах, супроводжується гострою токсичною дією нафти на живі організми. У високих концентраціях нафта чинить сильний токсичний вплив на всю ґрунтову біоту, однак період токсичності є порівняно недовготривалим. З



часом гострота токсичної дії нафти помітно знижується, а зниження біологічної продуктивності нафтозабруднених ґрунтів, пов'язане зі зміною важливих властивостей залишається довготривалим.

Складність проблеми полягає не тільки в масштабах нафтового виливу, але й у розробці критеріїв оцінки і методів ліквідації наслідків цього не постійного за своїм складом забруднення. Різноманіття нафтопродуктів ускладнює процес їхнього моніторингу<sup>2963 2964 2965 2966 2967 2968</sup>.

Одним із факторів, що стримують вирішення цієї проблеми, є відсутність у нормативних і директивних документах чітких критеріїв оцінки рівня забруднення ґрунту нафтою та нафтопродуктами, екологічного і економічного обґрунтування використання різних методів. Вважають, що ґрунти є забрудненими, коли концентрація нафти чи нафтопродуктів в них досягає такої величини, при якій починаються негативні зміни екологічного стану навколишнього природного середовища, включаючи гідро і атмосферу. Небезпечним забруднення є тоді, коли воно перевищує границю потенціалу самоочищення.

Встановлено, що при рівні вмісту нафтопродуктів в ґрунті до 100 мг/кг в ньому ще немає ознак екологічної шкоди, від 400 мг/кг – проявляється фітотоксична дія нафто забруднення, від 2000 мг/кг – пригнічується мікробіоценоз, від 20000 мг/кг – починається повна деградація ґрунту<sup>2969</sup>.

**Згідно з іншою класифікацією, яка базується на дослідженнях консорціуму мікроорганізмів нафтозабруднених ґрунтів, виділяють три якісно відмінні рівні забруднення<sup>2970 2971</sup> (табл. 2.76-2.77):**

1). *Низький* (зона гомеостазу) із вмістом нафтопродуктів до 0,7 мг/кг (від 0,06 до 4,3 %); цей рівень забруднення характеризують незначні кількісні зміни мікробіологічних показників, котрі найчастіше несуттєво відрізняються від контрольних показників.

2). *Високий* (зона резистентності) – від 50 до 300 мг/кг (від 4,3 % до 25,5 %); у цьому разі спостерігається зміна домінантних форм.

3). *Дуже високий* (зона репресії) – більше 300 мг/кг (більше 25,5 %); для цього рівня властиве майже повне пригнічення розвитку мікроорганізмів у ґрунті та інгібування мікробіологічних процесів<sup>2972</sup>.

Враховуючи фізико-географічні умови та характер землекористування у нашій країні, Соловйов В.І.<sup>2973</sup> пропонує виділити таку градацію забруднення ґрунтів нафтопродуктами (з урахуванням кларку):

- незабруднені – до 1,5 г/кг; - слабо забруднені – від 1,5 до 5,0 г/кг;
- середньо забруднені – від 5,0 до 13,0 г/кг; - сильно забруднені – від 13,0 до 25,0 г/кг;
- дуже сильно забруднені – більше 25,0 г/кг.

Визначено, що слабе забруднення може ліквідуватись у процесі самоочищення ґрунту протягом декількох років, а середнє – протягом 4-5 років<sup>2974</sup>.

Згідно з ДСТУ 41-00032626-00-023-2000 – "Охорона довкілля. Рекультивація земель під час спорудження нафтових і газових свердловин" та

СОУ 73.1-41-10.01:2004 "Охорона довкілля. Оцінка забруднення ґрунтів та визначення втрат сільськогосподарського виробництва внаслідок погіршення якості земельних ділянок під час спорудження нафтових і газових свердловин", ОДК нафтопродуктів у ґрунті становить 4 г/кг<sup>2975</sup>.

Таблиця 2.76

Класифікація показників рівня забруднення земель нафтою та нафтопродуктами в Україні та за кордоном

Джерело	Допустиме	Фон	Низький (слабкий)	Помірний	Середній	Високий (сильний)	Дуже високий (критичний)
Азербайджан, г/кг							
Гусейнов, 2011 <sup>2976</sup>			0-3		3-6	6-25	>25
Білорусія, мг/кг							
Хомич, 2009 <sup>2977</sup>		<5 <sup>5</sup> 5-50 <sup>6</sup>	50-250		250-1000	1000-5000	>5000
Україна, мг/кг							
Экологические анализы... 2007 <sup>2978</sup> , - черноземная зона		до 400	3000-6000		6000-12000	12000-25000	>25000
Німеччина, Голандія, мг/кг							
McGill, 1977 <sup>2979</sup>		50		1000 <sup>7</sup>		5000	
Канада, мг/кг							
McGill, 1977 <sup>2980</sup> мінеральна частина ґрунту органічна частина ґрунту			5000-20000 40000-150000		20000-50000 150000-750000		>50000 >750000
Південна Корея, мг/кг							
Ministry of Environment <sup>2981</sup>	500-2000						2000-6000 и более

Таблиця 2.77

Градація ґрунтів за рівнем забруднення нафтопродуктами

Рівень забруднення	Вміст нафтопродукту	Характеристика змін
Низький (зона гомеостазу)	до 0,7 мл/кг (від 0,06 до 4,3%)	Незначні кількісні зміни мікробіологічних показників, які мало відрізняються від контрольних
Високий (зона резистентності)	від 50 до 300 мл/кг (від 4,3 до 25,5 %)	Зміна домінантних форм
Дуже високий (зона репресії)	більше 300 мл/кг (більше 25,5 %)	Майже повне пригнічення розвитку мікроорганізмів у ґрунті

## ОДК ґрунтів різних районів

Тип заруднення	Тип ґрунту	ГДК, мг/кг	Ступінь впливу на ґрунт
Легка нафта	Дерново-підзолисті	4000	Короткочасне. Порухення балансу фотосинтезуючої діяльності рослин <sup>2982</sup>
	Сірі, лісові чорноземи, каштанові	8000	
Тяжка нафта та нафтопродукти	Дерново-підзолисті	2000	Довготривала повільна дія. Порухення балансу мікроорганізмів, закупорювання ґрунтових пір, порушення механізму постачання рослин поживними речовинами
	Сірі, лісові чорноземи, каштанові	4000	
	Напівпустельні, піщані	2000	

При цьому, аналіз діючих на території України нормативних документів показав, що для оцінки рівня забрудненості ґрунтів нафтопродуктами використовується орієнтовнодопустима концентрація (ОДК) нафти у ґрунті, яка становить 4000 мг/кг<sup>2983</sup>.

На основі цього для чорноземної зони України пропонується встановити такі градації забруднення ґрунтів нафтою та нафтопродуктами<sup>2984</sup>:

- незабруднені – менше 400 мг/кг;
- слабо забруднені – 3 000-6 000 мг/кг;
- середньо забруднені – 6 000-12 000 мг/кг;
- сильно забруднені – 12 000-25 000 мг/кг;
- дуже сильно забруднені – понад 25 000 мг/кг.

Відповідно до ГОСТ 17.1.4.01-80<sup>2985</sup> нафтопродукти – це сума неполярних і малополярних вуглеводнів (аліфатичних, ароматичних, ациклічних), що становлять головну та найбільш характерну їхню частину – 70–90% від суми всіх речовин, що наявні у нафтопродуктах. До складу нафтопродуктів, які забруднюють ґрунтовий покрив на обстеженій території, входять легколетючі та важкі фракції вуглеводнів.

Токсичність нафти визначається наявністю в ній летких ароматичних вуглеводнів (толуолу, ксилолу, бензолу), нафталінів і деяких інших розчинних у воді фракцій. Ці сполуки порівняно легко та швидко випаровуються із ґрунту або руйнуються. Тому період гострої токсичної дії нафти на ґрунтову біоту є відносно коротким. Проте відновлення біологічної продуктивності ґрунту більш довготривале і пов'язане зі змінами його важливих властивостей<sup>2986 2987</sup>.

З іншого боку, нафтове забруднення утворює нову екологічну обстановку, яка призводить до кардинальної зміни усіх ланок природних біоценозів або навіть їх повної трансформації. Загальною особливістю всіх нафтозабруднених ґрунтів є зміна чисельності та обмеження видової різноманітності педобіонтів (ґрунтової мезо-і мікрофауни та мікрофлори).

**Типи зворотних реакцій різних груп педобіонтів на забруднення наведені нижче**<sup>2988 2989</sup>.

– відбувається масова гибель ґрунтової мезофауни (уже через три дні після аварійного виліву більшість видів ґрунтових тварин складають менше ніж 1% контролю або повністю зникають);

– сукупність ґрунтових мікроорганізмів після короточасного інгібування відповідає на нафтозабруднення підвищенням загальної чисельності та посиленням активності;

– починають розвиватись так звані "спеціалізовані" групи, які на різних етапах беруть участь в утилізації вуглеводнів;

– максимальна кількість мікроорганізмів відповідає горизонталі ферментації та знижується у них по профілю ґрунту в міру зменшення концентрацій вуглеводнів;

– під час процесу розкладання нафти в ґрунті загальна кількість мікроорганізмів приближається до фонових значень, а кількість нафтоокислюючих бактерій – довгий період часу перевищує такі самі групи у незабруднених ґрунтах;

– зміна екологічної ситуації призводить до зменшення фотосинтезуючої активності рослинних організмів;

– піддаються змінам фотосинтезуючі функції вищих рослин, а саме злаків;

– швидко реагує на нафтове забруднення й дихання ґрунтів; з самого початку, коли мікрофлора пригнічена великою кількістю вуглеводнів, інтенсивність дихання знижується, та зі збільшенням чисельності мікроорганізмів – зростає (рис. 2.87).

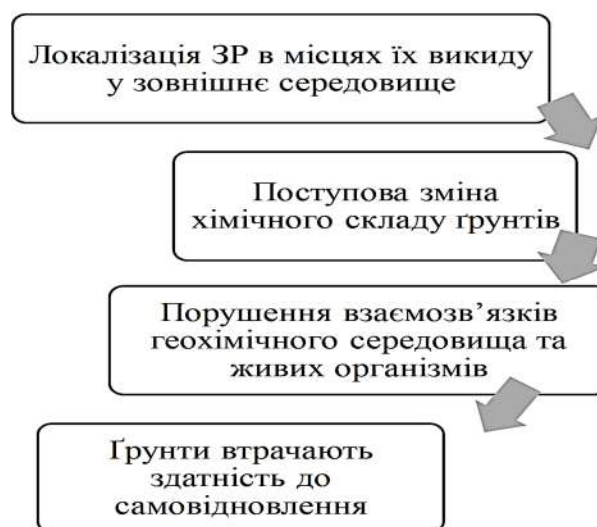


Рисунок 2.87 – Наслідки впливу нафтопродуктів на ґрунт<sup>2990</sup>

Зміна чисельності ґрунтових мікроорганізмів за умов забруднення нафтою має п'ять стадій: стадія вибухоподібного відмирання, стадія адаптації, стадія лінійного та експоненційного зростання, стадія стабілізації. Тривалість даних стадій є різною для кожного конкретного випадку, і залежить від концентрації забруднення<sup>2991</sup>. При низьких концентраціях нафти та нафтопродуктів у ґрунті, нафта може надавати стимулюючу дію на ґрунтові мікроорганізми, виступаючи у ролі енергетичного субстрату. При високій та середній концентрації забруднення, нафта має переважну дію на розвиток звичайного для даного типу ґрунту мікробіоти. В умовах, коли нафта впливає на ґрунт тривалий час, відбувається розвиток аборигенних мікроорганізмів-нафтодеструкторів.

Дані мікроорганізми найчастіше представлені такими бактеріями: *Acinetobacter*, *Arthrobacter*, *Aeromonas*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Moraxella*, *Nocardia*, *Rhodococcus*, *Vibrio*, *Pseudomonas*<sup>2992</sup>. Зміна у структурі ґрунтового мікробіоценозу тягне у себе зміна біохімічних процесів. Тому відбувається порушення в обміні таких ґрунтових елементів, як азот, фосфор, вуглець, сірка. Крім того, відбувається зміна ферментативної активності ґрунту.

За даними деяких авторів, ферментативна активність ґрунту є основним показником хімічного забруднення ґрунту.

Враховуючи фізико-географічні умови України (клімат, типи і склад ґрунту, рослинність та ін.), а також характер землекористування, що впливає на процеси самоочищення у разі забруднення нафтопродуктами, Соловійов В.І.<sup>2993</sup> пропонує виокремити такі ступені градації забруднення ґрунтів нафтою і нафтопродуктами (з урахуванням кларку): незабруднені – до 1,5 г/кг; слабо забруднені – від 1,5 до 5,0 г/кг; середньо забруднені – від 5,0 до 13,0 г/кг; сильно забруднені – від 13,0 до 25,0 г/кг; дуже сильно забруднені – більше 25,0 г/кг.

Результати відповідного дослідження свідчать, що слабе забруднення може бути ліквідоване у процесі самоочищення ґрунту протягом 2-3 років, середнє – протягом 4-5 років<sup>2994</sup>.

Згідно з ДСТУ 41-00032626-00-023-2000 – «Охорона довкілля. Рекультивація земель під час спорудження нафтових і газових свердловин» та СОУ 73.1-41-10.01:2004 «Охорона довкілля. Оцінка забруднення ґрунтів та визначення втрат сільськогосподарського виробництва внаслідок погіршення якості земельних ділянок під час спорудження нафтових і газових свердловин», орієнтовно-допустима концентрація (ОДК) нафтопродуктів у ґрунті становить 4000 мг/кг<sup>2995 2996</sup>.

Сучасні темпи розвитку промисловості та зростаючі енергетичні потреби людства призводять до щорічного росту видобутку нафти в усьому світі, тому в останні десятиліття загострились питання, пов'язані із впливом нафтових і нафтохімічних виробництв на екологічну ситуацію в різних регіонах. На територіях нафтопромислів і уздовж нафтопроводів, ґрунти, поверхневі і підземні води забруднюються нафтою і нафтопродуктами та супутніми токсичними речовинами, що перетворює родючі землі в

екологічно критичні екосистеми. Нафта – це складна суміш органічних сполук: алканів (парафінові або ациклічні насичені вуглеводні), деяких циклоалканів (нафтенів) і ароматичних вуглеводнів різної молекулярної маси, а також кисневих, сірчистих і азотистих сполук. Характерними забруднювачами, що утворюються в процесі видобутку нафти, є вуглеводні (48%), оксид вуглецю (32%), тверді речовини (20%). Нафта і нафтопродукти поряд із пестицидами визнані у світі пріоритетними забруднювальними речовинами<sup>2997 2998</sup>.

Їхня негативна дія на ґрунтово-рослинний покрив, атмосферне повітря, поверхневі та підземні води, екологічні системи й здоров'я людей відзначається на всіх етапах промислового використання цих продуктів – від буріння, перероблення, зберігання, транспортування і ліквідації обладнання. Одним із реципієнтів нафтового забруднення є ґрунт. Забруднення ґрунту тісно пов'язане з посиленням негативного впливу шкідливих речовин на рослинність і тваринний світ. У процесі розроблення нафтогазових родовищ ґрунт забруднюється нафтою, нафтопродуктами, різними хімічними речовинами та високомінералізованими стічними водами. Основною причиною загострення екологічної ситуації в районах розташування підприємств видобутку та переробки нафти є аварійні розливи нафтопродуктів в результаті технічного зношування обладнання об'єктів і, як наслідок, надзвичайних ситуацій (НС), вірогідність появи яких неможливо виключити. Таким чином, зниження техногенного впливу на навколишнє природне середовище досягається комплексно – як заходами профілактики НС, так і сучасними методами ліквідації їх наслідків. Більшість (89-96%) аварійних розливів нафти викликають сильні і незворотні пошкодження природних біоценозів<sup>2999</sup>.

У районі нафтопроводів існують області з постійно порушеним рослинним покривом. На трасах трубопроводів ширина зони таких руйнувань змінюється від 40 до 400 м для однієї магістральної нитки<sup>3000</sup>.

Під час попаданні у ґрунт нафта і нафтопродукти розподіляються інакше, ніж, наприклад, у водному середовищі. Якщо у разі попадання у воду нафтопродукти утворюють тонку плівку, збіднюються леткими фракціями й далі утворюють емульсії, то у ґрунті вони проникають вглиб від поверхні. Нафта і нафтопродукти всмоктуються ґрунтом (особливо добре сухим ґрунтом) за рахунок капілярних сил й можуть утримуватися в такому стані тривалий час, повністю позбавляючи ґрунт родючості. Ґрунти вважаються забрудненими нафтою та нафтопродуктами, якщо збільшення концентрації цих речовин піднімається до рівня, при якому порушується екологічна рівновага в ґрунтовій системі, відбувається зміна морфологічних та фізико-хімічних характеристик ґрунтових горизонтів, змінюються водно-фізичні властивості ґрунтів, порушується співвідношення між окремими фракціями органічної речовини ґрунту, знижується продуктивність земель та ін<sup>3001</sup>  
30023003

Педосфера забруднена нафтою чи нафтопродуктами знаходиться під значним гідрофобним впливом, також знижується концентрація кисню у родючій потужності та відбувається процес витіснення кисень, а також порушується баланс вмісту органічних речовин. Внаслідок цього погіршується водний, повітряний та поживний режим, порушується кореневе живлення рослин, розпочинається некроз верхньої частини рослини зокрема листків, що призводить до неможливості процесу фотосинтезу. Збільшення концентрації вуглеводнів, як на поверхні ґрунту так і у всій потужності призводить до нагромадження, що повільно розкладаються та в процесі деструкції можуть виділяти похідні шкідливі утворення, як-от: ароматичні вуглеводні, смоли, які закупорюють капіляри ґрунту<sup>3004</sup>.

При достатньо великих об'ємах пролитих нафти і нафтопродуктів вони проникають у ґрунтові та поверхневі води. При цьому поверхня надовго виводиться з господарського використання, а на місцевості створюється сильна пожежонебезпека<sup>3005</sup>.

Нафтове забруднення створює нову екологічну ситуацію, що призводить до глибокої зміни всіх ланок природних біоценозів або їхньої повної трансформації. Загальна особливість всіх нафтозабруднених ґрунтів – зміна чисельності і обмеження видового різноманіття ґрунтової мезо-і мікрофауни та мікрофлори.

***Типи відповідних реакцій груп ґрунтобійотів на забруднення неоднозначні***<sup>3006 3007</sup>.

– відбувається масова загибель ґрунтової мезофауни. Через три дні після аварії більшість видів ґрунтових тварин повністю зникає або становить не більше 1% контролю. Найбільш токсичними для них є легкі фракції нафти;

– комплекс ґрунтових мікроорганізмів після короткочасового інгібування відповідає на нафтове забруднення підвищенням валової чисельності і підсиленням активності. Розвиваються «спеціалізовані» групи, що на різних етапах беруть участь в утилізації вуглеводнів; – максимум чисельності мікроорганізмів відповідає горизонталі ферментації і знижується в них по профілю ґрунтів у міру зменшення концентрації вуглеводнів. Основний «вибух» мікробіологічної активності припадає на другий етап природної деградації нафти;

– у процесі розкладання нафти і нафтопродуктів у ґрунтах загальна кількість мікроорганізмів наближається до фонових значень, але чисельність нафтоокислювальних бактерій ще тривалий час перевищує ті ж групи в незабруднених ґрунтах;

– зміна екологічної ситуації призводить до пригнічення активності процесу фотосинтезу, що здійснюється рослинними організмами. Передусім це відбувається на розвитку ґрунтових водоростей: від їхнього часткового пригнічення і заміни одних груп іншими до випадання окремих груп або повної загибелі всієї альгофлори;

– змінюються фотосинтезуючі функції вищих рослин;

– на забруднених ґрунтах знижується активність більшості ґрунтових ферментів.

Процеси природної регенерації біогеоценозів на забруднених територіях ідуть повільно, причому темпи становлення різноманітних ярусів екосистем різноманітні. Сапрофітний комплекс тварин формується значно повільніше, ніж мікрофлора та рослинний покрив. Самоочищення компонентів навколишнього природного середовища від нафти і нафтопродуктів – це стадійний біохімічний процес трансформації забруднювальних речовин, сполучений із поступовим відновленням біогеоценозу.

**До найбільш загальних етапів трансформації нафти і нафтопродуктів належить**<sup>3008 3009 3010</sup>.

– фізико-хімічне і частково мікробіологічне розкладання аліфатичних вуглеводнів; – мікробіологічне розкладання низькомолекулярних структур різних класів, новоутворення смолистих речовин;

– трансформація високомолекулярних сполук – смол, асфальтенів, поліциклічних вуглеводнів.

Відповідно до етапів біодеградації нафти відбувається регенерація біоценозів. Внаслідок таких природних процесів, як випаровування, розчинення, утворення емульсій, засвоєння живими організмами і випадання в осад, склад нафти постійно змінюється через розкладання і транспортування різноманітних компонентів нафти.

Протягом декількох днів 25% нафтової плями зникає внаслідок випаровування легколетких компонентів. Низькомолекулярні компоненти виводяться з нафтової плями головним чином шляхом розчинення, причому ароматичні вуглеводні розчиняються швидше, ніж парафіни при однаковій температурі.

Головний абіотичний чинник трансформації ароматичних вуглеводнів, які важко піддаються руйнуванню, – ультрафіолетове випромінювання. Фотохімічні процеси можуть розкласти навіть найбільш стійкі поліциклічні вуглеводні за декілька годин.

У ґрунті цей процес може відбуватися тільки на його поверхні<sup>3011 3012 3013</sup>. Особливо слід відзначити властивість компонентів навколишнього природного середовища самоочищатися від нафти і нафтопродуктів за рахунок їх біохімічного окислення бактеріями, що містяться в ґрунті, ґрунтовому розчині, природній воді. Біохімічний (мікробіологічний) вплив бактерій, грибків та інших мікроорганізмів на компоненти нафти набагато ширший і охоплює найрізноманітніші речовини порівняно з процесами випаровування і розчинення. Проте не існує якогось одного мікроорганізму, здатного зруйнувати всі компоненти сирової нафти. Бактеріальний вплив характеризується високою селективністю, і повне розкладання всіх компонентів нафти потребує впливу численних бактерій різноманітних видів. При цьому утворюється ряд проміжних продуктів, для руйнації яких потрібні свої організми. Парафінові вуглеводні найбільш легко розкладаються бактеріями.



Більш стійкі циклопарафінові і ароматичні вуглеводні зникають з середовища з набагато меншою швидкістю<sup>3014 3015 3016 3017</sup>.

Самоочищення відбувається в основному за рахунок розкладання нафти і нафтопродуктів, які містяться в розчинному стані у воді або ґрунтовому розчині. Швидкість розкладання є функцією фізичних параметрів навколишнього середовища. До таких параметрів, насамперед належить температура. Процес біохімічного окислення протікає з поглинанням кисню, тому процес самоочищення від нафти і нафтопродуктів протікає тільки в 39 тонкому поверхневому шарі, достатньо насиченому киснем.

Ґрунт значно меншою мірою спроможний до самоочищення. Через те у випадку значного забруднення ґрунту нафтою і нафтопродуктами часто єдиним способом відновлення ресурсного потенціалу території є механічне видалення – заміна забрудненого ґрунту на привезений чистий ґрунт<sup>3018</sup>.

Внаслідок забруднення ґрунту нафтою і нафтопродуктами порушується його здатність до самоочищення, відбуваються значні зміни фізичних і фізико-хімічних властивостей ґрунтів. Зокрема, внаслідок руйнування ґрунтових структур і диспергування ґрунтових часток знижується водопроникність ґрунтів, порушується фільтраційний режим ґрунтів. У забруднених ґрунтах різко зростає співвідношення між вуглецем і азотом за рахунок вуглецю нафти. Це погіршує азотний режим ґрунтів і порушує кореневе живлення рослин<sup>3019</sup>.

Природні екосистеми здатні самоочишатися за рахунок фізикохімічних і мікробіологічних процесів руйнування вуглеводнів, які достатньо інтенсивно проходять у них. Проте, якщо вчасно не усунути джерело забруднення, нафта і нафтопродукти в ґрунті будуть нагромаджуватися і викликати негативні зміни у водних екосистемах, ґрунтах і рослинному покриві.

Рослини також є хорошими об'єктами для спостереження за впливом на них забруднених ґрунтів. Опубліковані дані про вплив розливів нафти містять факти загибелі дерев, морської трави, більшості водоростей; збільшення або зменшення біомаси і активності до фотосинтезу колоній фітопланктону; зміни активності мікроорганізмів і збільшення числа мікробів. Вплив розливів нафти на основні місцеві види рослин може продовжуватися від декількох тижнів до 5 років залежно від типу нафти; обставин розливу і видів, які постраждали. Робота щодо механічного очищення забруднених місць може зменшити відновний період на 25%-50%. Для повного відновлення лісу потрібно 10-15 років<sup>3020 3021</sup>.

У ґрунті можливі перетворення нафти на більш токсичні сполуки, які можуть там нагромаджуватися. Забруднений ґрунт може стати джерелом надходження токсикантів в організм людини трофічними ланцюгами: ґрунт – рослина – продукти харчування; ґрунт – ґрунтові води – людина; ґрунт – атмосферне повітря – людина, що збільшує ризик виникнення екологічно зумовлених захворювань<sup>3022</sup>.

Особливо небезпечними є аварійні виливи нафти і нафтопродуктів на ґрунт (більше 10 л/м<sup>2</sup>). За таких ситуацій концентрація нафтопродуктів у

грунтах сягає такої величини, за якої починаються негативні екологічні зміни, а саме: гине ґрунтова біота, відбувається відмирання рослин або знижується їх продуктивність, настають зміни в морфологічних, водно-фізичних властивостях ґрунтів, знижується їх родючість, створюється небезпека забруднення підземних і поверхневих вод внаслідок вимивання нафтопродуктів із ґрунту та їх розчинення у воді<sup>3023</sup>.

**У разі проникнення нафти в гумусовий горизонт відбувається** склеювання ґрунтової маси. Внаслідок закупорення капілярів ґрунту нафтою порушується аерація та окислювально-відновлювальний потенціал, створюються анаеробні умови. Через те ґрунт втрачає свою родючість, стає гідрофобним, підвищується ерозія, вивітрювання тощо<sup>3024 3025</sup>.

**Вертикальне просування нафти** вздовж ґрунтового профілю створює хроматографічний ефект, який призводить до диференціації складу нафти – у верхньому, гумусовому горизонті сорбуються високомолекулярні компоненти, які містять багато смолисто-асфальтенових речовин та циклічних сполук; у нижні горизонти проникають, в основному, низькомолекулярні сполуки, які характеризуються більш високою розчинністю у воді, ніж високомолекулярні компоненти<sup>3026</sup>.

Легкі вуглеводні високотоксичні, важко засвоюються мікроорганізмами, тому довго зберігаються в нижніх частинах ґрунтового профілю в анаеробному стані. Легка фракція випаровується, в основному, ще на поверхні ґрунту або змивається водними потоками<sup>3027</sup>.

Шкідливий вплив смолисто-асфальтенових сполук на ґрунт полягає не стільки в хімічній токсичності, скільки у зміні водно-фізичних властивостей ґрунту. Зазвичай смолисто-асфальтенові компоненти сорбуються у верхньому, гумусовому горизонті, пори в ґрунті при цьому зменшуються. Гідрофобні компоненти, покриваючи коріння рослин, різко погіршують поступлення до них вологи, спричиняють їх загибель<sup>3028</sup>.

Тривалість всього процесу трансформації нафти у різних ґрунтовокліматичних зонах різна – від декількох місяців до десятків років. Шкідливі компоненти, які мають різну розчинність у ґрунтових водах, відповідно, з різною швидкістю потрапляють у водні джерела<sup>3029</sup>.

Залежно від ряду факторів, а саме: хімічних і фізичних властивостей забруднювальної речовини, водного режиму і гранулометричного складу ґрунту, рівня і терміну забруднення, – вплив вуглеводнів на властивості ґрунту як фізико-хімічної та дисперсної системи значно різниться.

Набуті зміни можуть мати сталий характер, можуть зменшуватися з часом, а можуть проявлятися лише в окремі, несприятливі за зволоженням роки<sup>3030</sup>.

**Рекультивация порушених і забруднених земель на нафтових родовищах** є одним з найважливіших завдань що до досягнення рівноваги в порушених ландшафтах. За допомогою сучасних агротехнічних, фітомеліоративних і мікробіологічних технологій існує реальна можливість

повернення порушених і забруднених земель у природне функціонування за короткий період

Полікомпонентність нафти та мінливість її складу зумовлює різнобічність негативної дії на ґрунти. Основними механізмами деградації ґрунту при забрудненні нафтою є: безпосереднє пригнічення біологічних процесів токсичними компонентами; зменшення вологості ґрунту й заблокування поживних речовин внаслідок гідрофобізації поверхні важкими вуглеводнями; диспергація ґрунту одновалентними катіонами супутніх солей. Нафтопродукти, завдяки високій адсорбційній здатності ґрунту, тривалий час зберігаються в ньому, змінюючи його фізико-хімічні і біологічні властивості. Дослідження фізико-хімічних властивостей нафтозабруднених ґрунтів виявили, що рН ґрунтового розчину у разі нафтового забруднення підлучнюється. Показано, що нафтозабруднені ґрунти з великим вмістом високо мінеральних супутніх вод містять високі концентрації солей натрію.

Натрій, входячи до ґрунтового поглинального комплексу, витісняє катіони, які визначають ґрунтову кислотність, викликаючи тим самим підлучнення ґрунтів (рН водної суспензії ґрунту може підніматися від 5,0 до 8,3).

Склеювання структурних частин ґрунту нафтою призводить до зростання в'язкості і щільності ґрунтової маси, що погіршує його повітряно-водний режим<sup>3031 3032</sup>.

**ґрунти, просочені нафтопродуктами, втрачають** здатність вбирати і затримувати вологу. Через забруднення ґрунтового покриву нафтопродуктами створюються анаеробні умови, змінюється окисновідновний потенціал, порушується вуглецево-азотний баланс, змінюється вміст поглинутих основ кальцію і магнію, внаслідок цього ґрунт втрачає свою родючість, стає гідрофобним, підвищується ерозія, вивітрювання та ін.<sup>3033 3034</sup>

Основним механізмом негативної дії нафтових вуглеводнів є створення стійкої гідрофобної плівки на поверхні ґрунтових часточок. Проте, залежно від ряду факторів, а саме: хімічних і фізичних властивостей забруднювальної речовини, водного режиму і гранулометричного складу ґрунту, рівня і терміну забруднення, вплив вуглеводнів на властивості ґрунту, як фізикохімічної та дисперсної системи, значно різниться. Набуті зміни можуть мати сталий характер, можуть зменшуватися з часом, а можуть проявлятися лише в окремі, несприятливі за зволоженням роки. Гідрофобні властивості ґрунтів, що зазнали вуглеводневого забруднення, значною мірою визначені концентрацією забруднювальної речовини та її якісним складом. Легкі фракції нафти та відповідні нафтопродукти (бензин, гас) впливають на ці властивості ґрунту слабо і короткочасно, а гідрофобізуюча дія мазуту та інших важких нафтопродуктів є дуже сильною і не зникає принаймні протягом п'яти років спостережень<sup>3035</sup>.

Час всмоктування краплі води у ґрунт, забруднений бензином, гасом та дизпаливом, на цей період становив 3-5 секунди, мазутом – 20-30 секунд, а у дуже забруднений бітумізований ґрунт – більше 10 хвилин.

Отже, вирішальне значення у тривалості негативної дії забруднення має створення 45 гідрофобних умов важкими вуглеводнями. Внаслідок цього, найбільшу небезпеку становлять мазут, гудрон, бітум та інші стійкі до розкладу нафтопродукти<sup>3036</sup>.

Природне відновлення ґрунтових екосистем, забруднених нафтою, довготривалий і складний процес<sup>3037</sup>.

***Співставлення гідрофобних властивостей ґрунту, забрудненого окремими нафтопродуктами, з динамікою гідрофобності нафтозабрудненого ґрунту дозволяє зробити такі висновки:***

1. Педохімічна активність нафти визначається важкими фракціями вуглеводнів, завдяки розчиненню яких у рідких легких вуглеводнях гідрофобна плівка на поверхні ґрунтових часточок займає більшу площу і діє сильніше;

2. Гідрофобні властивості ґрунту, набуті внаслідок забруднення нафтою, мають певну етапність у часі: протягом першого року після забруднення спостерігається сильний сумарний ефект, на другий-четвертий рік гідрофобність значно меншає, але залишається на одному рівні, що у два рази перевищує фоновий. Очевидно, що саме цей незмінний рівень набутої гідрофобності і обмежує врожайність рослин у несприятливих за зволоженням роки<sup>3038</sup>.

Проблеми охорони навколишнього середовища від забруднення нафтою і нафтопродуктами (вуглеводнями) останнім часом стають все актуальнішими, що пов'язано з високою вартістю робіт під час застосування механічних, фізичних, хімічних та термічних способів очищення, а також з обмеженістю їх можливостей. Окрім того, щорічно збільшується кількість джерел надходження нафти і нафтопродуктів у навколишнє середовище<sup>3039</sup>.

Нафтопродукти є одними з найбільш поширених та небезпечних техногенних забрудників, що зумовлено здатністю вуглеводнів утворювати токсичні сполуки у ґрунтах, поверхневих та підземних водах. Джерелом забруднення можуть стати об'єкти нафтопродуктового забезпечення, тобто всі споруди, що пов'язані з видобуванням, зберіганням та очищенням нафти, переробкою нафти, транспортуванням нафти і нафтопродуктів та їх споживанням<sup>3040</sup>.

Забруднення земель (ґрунтів) нафтопродуктами внаслідок діяльності автотранспорту суттєво відрізняється від розливів нафти під час видобування та транспортування, оскільки при цьому у нижні горизонти нафтопродукти проникають поступово, у міру зростання концентрації речовин на поверхні<sup>3041</sup>.

У їхній перелік входять практично всі автотранспортні підприємства, трубопровідний транспорт, підприємства нафтохімічної та нафтогазодобувної промисловості. Аварії, пов'язані з викидом вуглеводнів,

трапляються як внаслідок відмови обладнання (найчастіше електрохімічна та біологічна корозія), так і через несанкціоноване проникнення в трубопроводи<sup>3042 3043</sup>.

Під час спорудження свердловин потенційними забруднювальними речовинами є: промивні рідини та тампонажні розчини; бурові стічні води і буровий шлам; пластові флюїди; паливно-мастильні матеріали та інші відходи спорудження свердловин. Перераховані впливи діють на різноманітні компоненти природного середовища, серед яких ґрунти, міжпластові води, ґрунтові води, поверхневі води<sup>3044</sup>.

Видобування нафти пов'язане з подальшим її збереженням на поверхні. Внаслідок поступової фільтрації з об'єктів видобутку та місць зберігання виникає забруднення компонентів природного середовища<sup>3045</sup>.

Для встановлення ймовірних джерел забруднення ґрунтового покриву нафтопродуктами та вуглеводнями різного порядку ми вирішили застосувати експертну оцінку як один із найефективніших інструментів для підвищення рівня екологічної безпеки територій, що потрапляють у зону ризику, за допомогою колективного інтелектуального штурму<sup>3046</sup>.

Актуальною проблемою у всьому світі є пошук способів і методів ліквідації наслідків цього полікомпонентного забруднення. Доведено привабливість застосування методів фітореMediaції забруднених ґрунтів, які базуються на встановленій здатності рослин поглинати вуглеводні нафти і безпосередньо брати участь у їхній деструкції<sup>3047 3048 3049 3050 3051 3052 3053 3054 3055</sup>.

***Ліквідацію нафтових забруднень ґрунту можуть здійснювати різними методами:***

- механічними (виїмка ґрунтів, збір нафтопродуктів);
- фізико-хімічними (спалювання, екстракція паром, відновлення територій за допомогою ініційованого гумінового сорбенту, промивання забрудненого нафтою ґрунту, сорбція, використання активованого торфу, очищення твердих поверхонь гідрофобним органомінеральним нафтовим сорбентом та ін.);

- біологічними (біореMediaція, фітореMediaція) (рис. 2.88).

БіореMediaція є одним із сучасних методів біологічного очищення нафтозабруднених ґрунтів. Вона заснована на використанні мікроорганізмів-деструкторів нафти та нафтопродуктів, їх штамів та асоціацій.

***Виділяють два основних підходи до здійснення біореMediaції***<sup>3056 3057</sup>:

- біостимуляція;
- біоаугментація.

Біостимуляція, яка заснована на відродженні існуючої мікрофлори у середовищі, використовується всюди, де природний мікробіоценоз зберіг життєздатність та характеризується достатнім видовим різноманіттям. Активізацію мікрофлори можуть здійснювати шляхом утворення кращого середовища для розвитку певних груп мікроорганізмів-деструкторів. У цьому випадку, під час лабораторних досліджень із використанням зразків ґрунту,

забруднених нафтою та нафтопродуктами, встановлюють які саме добрива та у яких кількостях слід внести, щоб прискорити ріст мікроорганізмів, що здатні утилізувати забруднювач<sup>3058</sup>.

Механічні	Фізико-хімічні	Термічні	Біологічні
<ul style="list-style-type: none"> <li>• виїмка ґрунтів</li> <li>• збір нафтопродуктів</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• екстракція паром</li> <li>• промивання забрудненого нафтою ґрунту</li> <li>• сорбція</li> <li>• відновлення територій за допомогою ініційованого гумінового сорбенту</li> <li>• використання активованого торфу</li> <li>• та інші</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• випалювання шару нафти (застосовується при достатній товщині шару і безпосередньо після забруднення, до утворення емульсій з водою)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• біоремедіація</li> <li>• фіторемедіація</li> </ul>

Рисунок 2.88 – Методи відновлення якості ґрунтів, забруднених нафтопродуктами

Відомо, що ґрунт, забруднений нафтопродуктами, характеризується дефіцитом фосфору, азоту, мікроелементів, та містить мало води й кисню. У мікроорганізмів, що відчують нестачу певних елементів, спостерігається різке зниження вуглеводоокислюючої активності, яке призводить до зупинки процесу біоремедіації<sup>3059</sup>.

Покращення повітряного, водного та поживного режиму ґрунтів можна досягти розпушуванням, оранкою, внесенням поживних речовин, сорбентів. Відомо, що механічна обробка ґрунту прискорює мікробіологічну і ферментативну активність, впливає на перерозподіл азоту, вуглецю та води, і як результат понижується концентрація вуглеводнів у ґрунті через випаровування летких фракцій<sup>3060</sup>. У якості поживних речовин рекомендують дуже велику кількість субстратів: мінеральні та органічні добрива, солому та тирсу, відходи дріжджових виробництв, сидерати, біогумус, білково-вітамінний концентрат, гній, пташиний послід із додаванням торфу та ін., внесення яких призводить до швидкого зниження загальної кількості вуглеводнів внаслідок прискорення зростання мікробної популяції<sup>3061 3062</sup>.

За даними R. Woорathy<sup>3063</sup>, температура та вологість ґрунту є визначальними при проведенні біоремедіації. Покращення водного режиму ґрунтів можна забезпечити відкачуванням ґрунтових вод для спаду затоплення ґрунту чи, навпаки, застосуванням зрошувальних систем для

уникнення висихання, а також використанням поліетилену для збереження потрібного рівня вологості. На територіях із холодними кліматичними умовами рекомендується покриття забруднених територій темною поліетиленовою плівкою або використання обладнання для закачування пари<sup>3064</sup>.

Багато публікацій вказують на перспективність біоаугментації, що полягає у додаванні в забруднений ґрунт досить великої кількості спеціальних мікроорганізмів, які наперед виділяють із різних забруднювачів або генетично модифіковані. Обирають саме той мікроорганізм, який найефективніше утилізує даний забруднювач. При відборі мікроорганізмів-деструкторів для наповнення у середовище враховують загальну здатність мікроорганізмів зростати на вуглеводневому субстраті та їх стійкість до токсичної дії вуглеводнів<sup>3065 3066</sup>.

На основі вивчення впливу абіотичних чинників на деградацію нафти у ґрунті концентрацією 10% (100 г/кг) у перші дні після забруднення, коли найбільш токсичні вуглеводні легкої фракції випаровуються, виявлено, що процес деструкції нафтопродуктів відбувається досить активно: через 2 доби кількість випарованої нафти становила 39,78%, через 3 доби – 45,9%, а на 11-ту добу – 53,5%<sup>3067</sup>.

Отже, провідна роль у деградації токсичних нафтопродуктів з ґрунту належить процесам випаровування. Подальша деструкція нафтопродуктів відбувається за участю живих організмів (мікроорганізмів і рослин), які можуть розкладати важкі фракції нафти й відновлювати фізико-хімічні властивості забруднених екоотопів<sup>3068 3069 3070 3071 3072 3073 3074</sup>. У попередніх дослідженнях встановлено толерантність до нафтозабруднених ґрунтів рослин осоки шорстковолосистої (*Carex hirta* L.).

Експериментально показано, що ці рослини, розмножуючись кореневищами, захоплюють забруднені ділянки навіть за наявності сильного забруднення ґрунту (100 г/кг), позитивно впливають на фізико-хімічні та мікробіологічні властивості ґрунту, покращують повітряно-водний режим, стимулюють зростання чисельності й активності ґрунтової мікробіоти, що забезпечує біодеградацію нафти у ґрунті<sup>3075 3076</sup>.

Негативний вплив нафти на хімічний склад ґрунту проявляється у нагромадженні вуглецю за рахунок вуглеводнів нафти. Це призводить до зміщення наявного у ґрунті відношення C/N. Для вирішення цієї проблеми можуть бути використані стійкі до нафтового забруднення представники родини Бобові (Fabaceae), оскільки вони здатні фіксувати атмосферний азот<sup>3077 3078 3079 3080 3081 3082</sup>.

Вивчено вплив бобових рослин *Vicia faba* L. var. *minor* на функціонування мікробних асоціацій метаболізму азоту в забрудненому нафтою ґрунті. Показано суттєве зниження кількості нітрифікаторів і денітрифікаторів у нафтозабрудненому ґрунті й відновлення їхньої чисельності за участі рослин *V. faba*<sup>3083</sup>. Досліджено участь рослин *Faba bona Medic.* (*Vicia faba* L.) у відновленні нафтозабруднених ґрунтів. Встановлено

пряму залежність токсичності ґрунту від вмісту нафти у ньому (10, 25, 50, 100 г нафти на 1 кг ґрунту).

Показано, що рослини *V. faba* суттєво знижували фітотоксичність і вміст нафтопродуктів у забруднених ґрунтах, що це дає підстави рекомендувати цей вид для фіторемедіації нафтозабруднених територій<sup>3084</sup>.

Агрохімічні дослідження виявили порогові рівні для сільськогосподарських тестових культур: для редису (500 мг/кг), салату (1000 мг/кг), картоплі (1500 мг/кг), а збільшення цих концентрацій викликає виражене зниження врожайності агрокультур у різному ступені. В результаті досліджень було виявлено, що картопля більш стійка до нафтозабруднення, при збільшенні концентрації нафти в ґрунті концентрація вітаміну С підвищується, а вміст нітратів зменшується. Однак, поряд зі зменшенням якісно-кількісного складу вуглеводнів, було виявлено утворення токсичних кисневмісних сполук<sup>3085</sup>.

Встановлено, що найбільш чутливими фітотоксичними показниками виявилися тест проростання насіння, параметри росту та розвитку рослин, що є адекватними в натурних умовах: морфометрія рослин при збиранні врожаю, дослідження лучних рослин. Результати оцінки транслокаційного показника щодо порівняння з розрахунковим орієнтовно-допустимим рівнем (ОДУ) нафти у ґрунті виявилися вельми інформативними і були використані при дослідженні ягідників (чагарників) у польових умовах. Показана фітотоксичність нафти у тесті проростання насіння – відзначається пригнічення розвитку коренів проростків гірчиці білої при впливі концентрацій нафти в 1000, 3000 і 10000 мг/кг, гороху – при двох найбільших концентраціях, тест проростання насіння виявив пороговий та підпороговий рівні нафтового забруднення по 00.

При вегетації сільськогосподарських і лучних рослин було доведено ефект стимулювання зростання як зеленої маси, а й коріння, що часто спостерігалось зі збільшенням внесеної у ґрунт концентрації нафти. Результат негативної спрямованості встановлено зменшення маси коренеплодів буряків при концентрації 10 000 мг/кг. Той самий рівень забруднення призводив до зниження зеленої маси та врожаю зерен вівса. Віка, багаття, костриця, буркун зменшували зелену масу при внесенні у ґрунт концентрацій нафти 3000 та 10 000 мг/кг. Найбільшу чутливість виявили рослини тимофіївки, у яких маса зелені знижувалася при 700 мг/кг нафти у ґрунті<sup>3086</sup>.

Таким чином, на основі аналізу проблем техногенного забруднення ґрунтів, зокрема, забруднення їх нафтою і нафтопродуктами, можна зробити висновок, що альтернативними є способи фіторемедіації, які допоможуть прискорити процеси відновлення деградованих ґрунтів. Технологія фітоочищення має багато переваг, якщо взяти до уваги нерозривність і природність взаємозв'язку ґрунту й рослин. Перевагою фіторемедіації є те, що вона не шкідлива для навколишнього середовища, значно дешевша від фізико-хімічних методів ремедіації та має широку громадську підтримку. Під



час фітореMediaції спостерігається менше вторинних забруднень (наприклад, забруднення вод), фізичний і механічний склад ґрунтів не пошкоджується, їхня біологічна активність не знижується, а продуктивність здебільшого залишається сталою.

ФітореMediaція найбільш придатна для очищення помірно забруднених ґрунтів, де немає необхідності у повному видаленні забруднень. Достатньо лише зменшити їхню кількість до допустимих значень. ФітореMediaція є екологічно безпечною, тому що не руйнує природну родючість ґрунту, а навпаки, редує ерозію ґрунту і збільшує його аерацію. Це стимулює ґрунтову мікрофлору до розкладання органічних забруднень і сприяє поглинанню рослиною шкідливих речовин (у тому числі нафти і нафтопродуктів)<sup>3087 3088 3089 3090</sup>.

Окрім цього, вирощування рослин призводить до покращення властивостей ґрунту та запобігає ерозії. Вагомим аргументом на користь цієї технології є її економічна ефективність (рис. ). Причина порівняно низької вартості в тому, що рослини являються природними установками по очищенню ґрунту, які працюють на сонячній енергії. За дослідженнями американських фахівців, фітореMediaція однієї тонни забрудненого ґрунту коштуватиме 10-35 доларів<sup>3091</sup>.

### Переваги



- природність
- екологічність
- простота
- економічність
- триваліший вплив
- стабільне покращення екологічної ситуації

### Недоліки



- гідрофобність та висока токсичність нафти
- значне порушення водоповітряного балансу
- порушення співвідношення основних мікроелементів ґрунту – Вуглецю та Азоту, що робить неможливим зростання більшості рослин

Рисунок 2.89 – Переваги та недоліки фітореMediaції нафтозабруднених ґрунтів

Вважають, що ефективним є очищення, коли рослина об'єднує здатність до фітовипару та фітодеградації. Тоді у повітря виводяться тільки безпечні продукти розкладу нафтопродуктів. Особливе місце посідає здатність рослин до ризодеградації, коли забруднюючі вуглеводні розкладає не власне сама рослина, а мікроорганізми, які живуть поблизу кореня, тобто у ризосфері<sup>3092</sup>. Коріння слугують мікроорганізмам поверхнею прикріплення та підвищують концентрацію органічних речовин у ризосфері. Саме тому, завдяки

кореневим виділенням рослин, у ґрунт потрапляє складна суміш органічних цукрів, вітамінів, пуринів, амінокислот, нуклеозидів, ферментів та ін<sup>3093</sup>.

При фіторемедіації важливим є біологічний моніторинг нафтозабруднених ґрунтів. За допомогою моніторингу виявляють критичні ситуації та фактори, що діють у середовищі, а також критичні (найчутливіші) елементи біосфери<sup>3094 3095 3096 3097 3098</sup>.

**За Ю.А. Ізраїлем, моніторинг складається з трьох основних частин<sup>3099</sup>:**

1) спостережень за антропогенними факторами і довкіллям;

2) аналізу й оцінки стану довкілля;

3) прогнозування зміни стану довкілля. І.М.Волошин вважає за необхідне додати ще одну частину, а саме управління природно-антропогенними процесами з метою їхньої оптимізації<sup>3100</sup>.

**Для оцінки екологічної небезпеки забруднення нафтопродуктами навколишнього природного середовища необхідно характеризувати такі показники<sup>3101 3102</sup>:**

1) вміст нафтопродуктів в окремих компонентах (такі дані отримують у стандартному режимі при здійсненні моніторингових спостережень);

2) швидкість їхньої хімічної та біологічної деструкції (на основі проведення комплексу довгострокових і трудомістких за обсягом експериментів у польових і лабораторних умовах);

3) рівень токсичності нафтопродуктів щодо живих організмів<sup>3103</sup>.

Унаслідок немонофакторного характеру дії нафти і нафтопродуктів, токсичну активність ґрунту важко прогнозувати, оскільки окремі компоненти, взаємодіючи між собою та ґрунтовим середовищем, спроможні активуватись або інактивуватись різноманітними зовнішніми чинниками. Нормативи екологічної регламентації є комплексними і враховують дію нафти на ґрунтову біоту й фізико-хімічні властивості ґрунту<sup>3104</sup>.

Нафтове забруднення є одним з найбільш небезпечних видів забруднення навколишнього середовища. Його негативна дія на ґрунтово-рослинний покрив, атмосферне повітря, поверхневі та підземні води, здоров'я людей відзначається на всіх етапах промислового освоєння нафтових родовищ: буріння, переробки, зберігання, транспортування і ліквідації обладнання. Найбільшого впливу зазнають водні та наземні екосистеми. Серед компонентів наземних екосистем нафтою, насамперед, забруднюється ґрунт. Завдяки високій адсорбуючій здатності, нафта та нафтопродукти тривалий час зберігаються у ньому, спричиняючи як деградацію земель, так і створюють небезпеку проникнення поллютантів у живильні ланцюги, однією з ланок яких є людина. Природне самоочищення ґрунту – довготривалий і складний процес, який не завжди завершується повним відновленням ґрунтової екосистеми. Нафта – рідкий природний розчин, що складається з великої кількості вуглеводнів різної будови і високомолекулярних смолисто-асфальтенових речовин. У її склад входить майже 3000 інгредієнтів, більшість з яких легко окислюються. Головними нафтоутворюючими

компонентами є: вуглець (83-87 %), водень (12-14 %), азот, сірка, кисень (1-2 %, рідше 3-6 % за рахунок сірки). Десяті та соті частини процента нафти складають мікроелементи<sup>3105 3106</sup> (табл.2.79).

Таблиця 2.79  
Класифікація нафти за вуглеводневим складом<sup>3107</sup>

Властивості нафти та груповий склад	Класы нефти, %			
	метанові	метано-нафтенові	нафтенові	нафтеново-ароматичні
	(А1)	(А2)	(Б2)	(Б1)
Метанові	40-55	20-40	5-15	0-10
Нафтенові	35-45	45-60	50-60	46-60
Ароматичні	5-10	10-25	20-30	20-35
Вихід бензинових фракцій при 200 °С	30-45	25-35	10-25	5-15

В якості еколого-геохімічних характеристик основного складу нафти прийнято вміст: легкої фракції (початок кипіння 200°C), метанових вуглеводнів (включаючи тверді парафіни), циклічних вуглеводнів, смол, асфальтенів і сірчистих сполук. До складу легкої фракції входять найбільш прості за будовою низькомолекулярні вуглеводні: метанові (алкани), нафтенові (циклопарафіни) і ароматичні.

Легка фракція нафти є найбільш рухомою та токсичною. Вона мігрує по ґрунтовому профілю і водоносних горизонтах, значно розширюючи ареал первинного забруднення. Метанові вуглеводні легкої фракції виявляють наркотичну і токсичну дію на живі організми. Особливо швидко діють алкани з коротким вуглеводневим ланцюгом. Ці вуглеводні краще розчиняються у воді, легко проходять в клітини організмів через мембрани.

Вважається<sup>3108 3109 3110 3111</sup>, що прямий токсичний ефект визначається саме легкими фракціями нафти. Внаслідок летючості і більш високої розчинності низькомолекулярних алканів їх дія, як правило, не є довготривалою. Зі зменшенням вмісту легкої фракції токсичність нафти знижується, але зростає токсичність ароматичних сполук, відносний вміст яких збільшується<sup>3112 3113</sup>. До циклічних вуглеводнів у складі нафти відносяться нафтенові (циклоалкани) та ароматичні (арени). Ароматичні вуглеводні – найбільш токсичні, багато з них характеризуються яскраво вираженою мутагенністю і канцерогенністю<sup>3114</sup>.

Про токсичність нафтенів відомостей майже не має. Разом з тим є дані про нафтени як стимулюючі речовини при дії на живі організми. Циклічні вуглеводні з насиченими зв'язками окислюються дуже важко. Біодеградацію циклоалканів утруднює їх мала розчинність та відсутність функціональних груп. Основні продукти окислення нафтенових вуглеводнів – кислоти та оксикислоти. В процесі ущільнення кислих продуктів частково можуть утворюватися продукти окисної конденсації – вторинні смоли та незначна кількість асфальтенів. Смоли та асфальтени відносяться до

високомолекулярних неуглеводневих компонентів нафти. В її складі вони відіграють важливу роль, визначаючи фізичні властивості та хімічну активність. Шкідливий екологічний вплив смолисто-асфальтенових сполук на ґрунт полягає не так у їх хімічній токсичності, як у зміні водно-фізичних властивостей ґрунту. Зазвичай, смолисто-асфальтенові компоненти сорбуються у верхньому, гумусовому горизонті, пори в ґрунті при цьому зменшуються. Гідрофобні компоненти, покриваючи коріння рослин, різко погіршують надходження до них вологи та поживних речовин, спричинюючи їх загибель<sup>3115 3116 3117</sup>.

Потенційно екологічно-небезпечними компонентами нафти є сполуки сірки, які суттєво підвищують її токсичність. При забрудненні нафтопродуктами відбувається порушення структурних та функціональних характеристик ґрунтової екосистеми, зниження продуктивності земель, зміна морфологічних характеристик, фізико-хімічних та біологічних властивостей ґрунтів<sup>3118 3119 3120</sup>.

До морфологічних змін відносять: більш темний колір в порівнянні з незабрудненим ґрунтом, велика щільність, наявність масляних плівок, поява стовпчастої структури в нижній частині профілю ґрунтів, посилення оглеєння. У нафтозабруднених ґрунтах переважають чорні, сіро-коричневі відтінки в верхній частині профілю і темно-бурі, коричнево-бурі, буро-охристі – в нижній<sup>3121</sup>. Зміна кольору поверхні ґрунту в результаті обгортання ґрунтових частинок нафтовою плівкою призводить до зниження його спектральної відбивної здатності. Зміна кольору забрудненого ґрунту сприяє також більшому його прогріванню<sup>3122</sup>.

Характер розподілу нафти і нафтопродуктів у ґрунтовому профілю залежить від властивостей ґрунту та складу нафти – співвідношення високомолекулярних і низькомолекулярних компонентів<sup>3123</sup>.

Вертикальне просування нафти вздовж ґрунтового профілю створює хроматографічний ефект диференціації складу нафти: у верхньому, гумусовому горизонті сорбуються високомолекулярні компоненти, які містять багато смолисто-асфальтенових речовин та циклічних сполук; в нижні горизонти проникають, в основному, низькомолекулярні сполуки, які володіють більш високою розчинністю у воді, ніж високомолекулярні компоненти<sup>3124 3125 3126</sup>.

В умовах лабораторних досліджень встановлено<sup>3127 3128</sup>, що основними процесами, які визначають міграцію вуглеводнів, є сорбція і водопроникність ґрунту. Зі збільшенням щільності ґрунту кількість адсорбованої нафти зростає. Зі зростанням вологості ґрунту спостерігається зменшення сорбції нафти, але збільшується глибина її вертикальної міграції<sup>3129</sup>.

При надходженні нафти в ґрунти піщаного гранулометричного складу, спостерігається її активна міграція з подальшим накопиченням в нижніх горизонтах, а також вихід у ґрунтові і підземні води. Повідомляється, що на території нафтових родовищ Апшеронського півострова Азербайджанської Республіки глибина забруднення ґрунту нафтою сягає більше 1,5 м<sup>3130</sup>.

Витоки нафтопродуктів з високим вмістом важких фракцій вуглеводнів утворюють на поверхні ґрунту щільну, в'язку бітумінозну кірку. Ґрунти, насичені нафтопродуктами, втрачають здатність вбирати і утримувати вологу, для них характерні більш низькі значення гігроскопічної вологості, водопроникності, вологоємності<sup>3131 3132 3133 3134 3135</sup>.

В результаті забруднення нафтою змінюється кількість і співвідношення макро- і мікроелементів. Зокрема, різко зростає співвідношення між вуглецем і азотом за рахунок вуглецю нафти, що погіршує азотний режим ґрунтів<sup>3136 3137</sup>.

Крім того, нафта має негативний вплив на бактерії, що беруть участь у кругообігу азоту<sup>3138</sup>.

Сорбція нафти на частинках ґрунту перешкоджає міграції рухомих форм поживних елементів: азоту, фосфору та калію у розчині, чим зменшує доступність для рослин елементів мінерального живлення<sup>3139 3140 3141</sup>.

Нафтове забруднення веде до перебудови ґрунтового-вбирного комплексу, що призводить до зміщення лужно-кислотних умов ґрунту – спостерігається підлужнення початково кислих і слабо-кислих ґрунтів або підкислення близьких до нейтральних і нейтральних ґрунтів на 0,1-0,3 одиниці рН<sup>3142</sup>.

При забрудненні нафтою початково нейтрального лужноалювіального ґрунту спостерігали підкислення ґрунтового розчину на 0,8-1,6 одиниць рН<sup>3143</sup>.

У ґрунтах нафтопромислів відзначається підвищення концентрації важких металів. Зокрема, дослідники вказують на перевищення фонового вмісту As, Pb, Cu, Zn, V і Ni<sup>3144 3145</sup>.

Біологічні властивості ґрунтів теж різко змінюються у відповідь на нафтове забруднення<sup>3146 3147</sup>. Відбувається зниження активності більшості ґрунтових ферментів<sup>3148 3149</sup>.

Проте існують публікації, в яких вказується на збільшення активності каталази<sup>3150</sup>, дегідрогенази<sup>3151 3152</sup>, уреази<sup>3153</sup>, інвертази<sup>3154</sup>.

Повідомляється, що ароматичні вуглеводні пригнічують активність ферментів, парафінові – активізують<sup>3155 3156 3157</sup>.

Зміна активності ґрунтових ферментів зазвичай корелює з чисельністю мікроорганізмів<sup>3158</sup>.

Вуглеводні нафти впливають на мікроорганізми через трансформацію фізико-хімічних властивостей ґрунту: зменшення доступності елементів мінерального живлення, погіршення водного і повітряного режимів, зміна реакції ґрунтового середовища і структури ґрунту<sup>3159</sup>, та прямий токсичний вплив, який пов'язаний, в першу чергу, з летючими ароматичними вуглеводнями (бензолом, толуолом, ксилолом і ін.), нафталіном і деякими іншими водорозчинними сполуками<sup>3160</sup>.

Аналіз публікацій показав неоднозначний вплив нафти на комплекс ґрунтових мікроорганізмів. Так, нафтове забруднення стимулює зростання певних видів і пригнічує розвиток інших, що залежить від концентрації і складу забруднювача та біологічних особливостей організмів<sup>3161</sup>.

Найбільш чутливі до нафтового забруднення актиноміцети, нітрифікатори<sup>3162 3163</sup>, целюлозоруйнуючі мікроорганізми<sup>3164 3165</sup>.

На протигагу зниженню чисельності або ж повному випаданню найбільш чутливих ланок мікробного угруповання ґрунту, відбувається збільшення чисельності нафтоокислюючих мікроорганізмів<sup>3166</sup> і мікроміцетів, які використовують вуглеводні нафти як поживний субстрат<sup>3167 3168</sup>.

В умовах природного мікробіоценозу можна спостерігати одночасну асиміляцію різних фракцій нафти різними групами мікроорганізмів<sup>3169</sup>. У ґрунтах досить поширені вуглеводоокислюючі бактерії, які відносяться до таких родів: - *Pseudomonas*; - *Rhodococcus*; - *Mycobacterium*; - *Arthrobacter*; - *Achromobacter*; - *Acinetobacter*; - *Alcaligenes Bacillus*; - *Brevibacterium*; - *Citrobacter*; - *Clostridium*; - *Desulfovibrio*; - *Enterobacteriaceae*; - *Sarcina*; - *Serratia*; - *Spirillum*; - *Streptomyces*; - *Thiobacillus*<sup>3170</sup>. При спільному використанні декількох штамів-деструкторів у об'єднанні їх нафтоутилізуюча дія підсилюється. Так, добре підібрана культура чи суміш штамів мікроорганізмів при таких сприятливих умовах середовища, як оптимальна температура, солоність, кислотно-лужний баланс, достатня аерація, забезпеченість елементами мінерального живлення – спроможні утилізувати нафтові вуглеводні<sup>3171</sup>.

У роботах<sup>3172 3173</sup> повідомляється про збільшення числа фітопатогенних та фітотоксичних ґрунтових грибів, накопичуються потенційно небезпечні та алергенні для людини види<sup>3174 3175</sup>.

Альгофлора ґрунтів реагує на забруднення нафтопродуктами багато в чому так само, як мікрофлора. Низька концентрація сирової нафти (0,01 %) стимулює зростання зелених водоростей *Chlorella homosphaera* і *Chlorella vulgaris* (на 16 і 15 %), тоді як більш висока концентрація (0,3 %) викликає істотне скорочення (15 і 20 %) чисельності<sup>3176</sup>.

Найбільш стійкими до нафтопродуктів виявилися представники синьо-зелених водоростей, або ціанобактерій, які домінували на забруднених ґрунтах: види *Nostoc punctiforte*, *Nostoc linckia*, *Anabaena oscillarioides*, *Phormidium autumnale* і *Plectonema gracillimum*<sup>3177 3178 3179</sup>. Є припущення, що ціанобактерії здатні засвоювати вуглеводні нафти<sup>3180</sup>.

Мезофауна (дошові черв'яки, багатоніжки, молюски, імаго і личинки комах) вважається однією з найбільш чутливих компонентів екосистем до вуглеводневого забруднення ґрунтів. Найчутливішими виявились молюски, а найстійкішими багатоніжки класу Chilopoda, здатні виживати на ділянках з забрудненням нафтою понад 20 % нафти. Проміжне становище займають дошові черв'яки, павуки і комахи<sup>3181</sup>.

Вплив нафтового забруднення на рослини відбувається двома шляхами: безпосередньо, внаслідок проникнення компонентів нафти через кореневу систему або продиhi листків і включення їх в метаболізм, та опосередковано, через зміни фізико-хімічного складу ґрунту і відповідно порушення його біотичних властивостей. Проникнення компонентів рідких фракцій нафтопродуктів у рослинний організм через кореневу систему зумовлює

мутагенні реакції, морфогенетичні і фенологічні відхилення від нормального розвитку<sup>3182</sup>.

Виявлено, що невисокі концентрації нафти у ґрунті (за різними даними до 5 %) не чинять істотного впливу або навіть можуть стимулювати ріст рослин, збільшуючи такі показники, як схожість, біомасу, довжину надземної чи підземної частини, вміст хлорофілів у листках<sup>3183 3184 3185</sup>.

При подальшому збільшенні вмісту нафти у ґрунті починає проявлятися істотний пригнічуючий вплив або ж повна загибель рослин<sup>3186 3187 3188 3189 3190</sup>. Важливе значення мають роботи, спрямовані на вивчення впливу забруднення нафтою і нафтопродуктами на рослинні угруповання в природних умовах.

Показано<sup>3191</sup>, що збереження ґрунтового покриву визначається глибиною проникнення нафти у ґрунт, а також глибиною розміщення в ґрунті органів вегетативного розмноження рослин. Так, повідомляється, що при рівні забруднення 1,5 л/м<sup>2</sup> нафта проникає в лісову підстилку на глибину не більше 2 см, що викликає загибель лишайників, сходів сосни і кедра. Внесення нафти в кількості 5 л/м<sup>2</sup> приводить до повного просочення лісової підстилки нафтою і викликає загибель не тільки мохів та лишайників, а й чагарників – брусниці і чорниці. При дозах 10 і 20 л/м<sup>2</sup> нафта проникає у ґрунт на глибину до 20 см. Всі представники ґрунтового покриву відчувають сильне пригнічення, зберігаються лише окремі особини. Концентрації нафти від 50 до 100 л/м<sup>2</sup> призводять до відмирання травяно-мохового покриву більш ніж на 98 %.

За деякими даними повна загибель трав'янистих рослин відбувається при обсязі витоку 1,1 л/м<sup>2</sup>, тобто вмісті 0,5 % нафти в 15 см шарі ґрунту, а припинення росту рослин спостерігається, зазвичай, при вмісті нафти > 3500 мг/кг, що становить 0,35 %<sup>3192</sup>.

В результаті нафтового забруднення зменшується число видів рослин, загальне проективне покриття видів і продуктивність фітомаси<sup>3193</sup>, відбувається перебудова у видовій структурі ґрунтового покриву, змінюється співвідношення видів і груп рослин<sup>3194</sup>.

В різних кліматичних умовах період відновлення рослинності на ґрунтах при їх сильному забрудненні може становити 10-20 років і більше<sup>3195 3196 3197</sup>.

У ґрунті можливі перетворення нафти в більш токсичні сполуки, що можуть у ньому адсорбуватися і накопичуватись. Як наслідок, такий ґрунт стає джерелом надходження токсикантів в організм людини трофічними ланцюгами: ґрунт – рослина – продукти харчування, ґрунт – ґрунтові води – людина, ґрунт – атмосферне повітря – людина, що збільшує ризик виникнення екологічно обумовлених захворювань<sup>3198</sup>.

Небезпечним вважається рівень забруднення ґрунту, який перевищує межу потенціалу самоочищення. Інакше кажучи, ґрунти вважаються забрудненими, коли концентрація нафтопродуктів у них досягає такого значення, при якому починаються негативні екологічні зміни в навколишньому середовищі: порушується екологічна рівновага в ґрунтовій

екосистемі, гине ґрунтова біота, падає продуктивність або настає загибель рослин, відбувається зміна морфології, водно-фізичних властивостей ґрунтів, знижується їх родючість, створюється небезпека забруднення підземних і поверхневих вод. Тому першочерговим завданням під час виконання аналізу рівня забрудненості ґрунтів є визначення допустимих або безпечних норм вмісту цього типу забруднення. Основною проблемою є власне те, що таких загальноприйнятних нормативів немає<sup>3199</sup>.

У Європі прийнято вважати верхнім безпечним рівнем вмісту нафтопродуктів у ґрунті 1-3 г/кг, початком серйозної екологічної шкоди – 20 г/кг і вище. В країнах ближнього зарубіжжя граничнодопустимі концентрації (ГДК) нафтопродуктів у ґрунті не розроблені, за винятком Татарстану (Росія). Для Татарстану ГДК нафтопродуктів у ґрунті становить 1,5 г/кг, що відповідає транслокаційному (фітоаккумуляційному) показнику шкідливості. Використовують також міграційний водний показник шкідливості (13,1 г/кг), міграційний повітряний (більше 5 г/кг) і загально-санітарний (більше 5 г/кг)<sup>3200</sup>.

В Україні ГДК нафти і продуктів її переробки у ґрунті не визначена, є лише посилання на орієнтовно допустиму концентрацію (ОДК) 0,2 мг/кг<sup>3201</sup>. У інших джерелах<sup>3202 3203</sup> визначена ОДК для ґрунту – 4 г/кг, яка широко використовується для аналізу забрудненості ґрунтів нафтопродуктами. Орієнтування на цей показник не може гарантувати отримання об'єктивних оцінок, особливо зважаючи на те, що кларк вмісту нафтових вуглеводнів у ґрунті в європейських країнах коливається в межах 0,01-0,5 г/кг, а у великих містах України досить звичні показники 1-3 г/кг.

На територіях, прилеглих до підприємств переробки, видобування та зберігання нафтопродуктів, фон досягає 6 г/кг<sup>3204</sup>.

Відповідно до<sup>3205</sup> для чорноземної зони України пропонується встановити такі градації забруднення ґрунтів нафтою та нафтопродуктами: незабруднені – менше 400 мг/кг (0,4 г/кг); слабо забруднені – 3000-6000 мг/кг (3-6 г/кг); середньо забруднені – 6000-12000 мг/кг (6-12 г/кг); сильно забруднені – 12000-25000 мг/кг (12-25 г/кг); дуже сильно забруднені – понад 25000 мг/кг (> 25 г/кг).

М.М. Мірошніченко<sup>3206</sup> пропонує систему екологічних, господарських і меліоративних нормативів у випадку вуглеводневого забруднення ґрунтів. Так, **для визначення ступеню нафтового забруднення ґрунтів суглинистого і глинистого гранулометричного складу автором запропоновано використовувати наступні градації:**

400-1000 мг/кг (0,4-1 г/кг) – незначне забруднення;

слабке – 1000-4000 мг/кг (1-4 г/кг);

середнє забруднення – 4000-20000 мг/кг (4-20 г/кг);

сильне – 20000-100000 мг/кг (20-100 г/кг);

уже сильне забруднення – понад 100000 мг/кг (>100 г/кг).

Враховуючи фізико-географічні умови України (клімат, типи і склад ґрунту, рослинність та ін.), а також характер землекористування, які



впливають на процеси самоочищення у разі забруднення нафтопродуктами, В.І. Соловйов<sup>3207</sup> пропонує **прийняти такі ступені градації забруднення ґрунтів нафтою і нафтопродуктами (з урахуванням кларку):**

незабруднені – до 1,5 г/кг;

слабо забруднені – від 1,5 до 5,0 г/кг;

середньо забруднені – від 5,0 до 13,0 г/кг;

сильно забруднені – від 13,0 до 25,0 г/кг;

дуже сильно забруднені – більше 25,0 г/кг.

Результати відповідного дослідження свідчать, що слабе забруднення може бути ліквідоване у процесі самоочищення ґрунту протягом наступних 2-3 років, середнє – протягом 4-5 років. Початком серйозного екологічного ушкодження є забруднення ґрунту нафтою в концентраціях, що перевищують 13 г/кг, оскільки за цих умов починається міграція нафтопродуктів у підземні води, істотно порушується екологічна рівновага у ґрунтовому біоценозі. Отже, нафтова галузь, відіграючи важливу роль у світовій економіці, є одним з найбільш інтенсивних джерел забруднення навколишнього середовища. Видобуток, транспортування, зберігання та збут нафти і нафтопродуктів значно впливають на стан довкілля, приводячи до глибокої зміни всіх його компонентів. Складність проблеми полягає не тільки в масштабах нафтового виливу, але й у розробці критеріїв оцінки і методів ліквідації наслідків цього не постійного за своїм складом забруднення.

Біотестування, біоіндикація та екотоксикологія, поряд із методами аналітичної хімії, дають змогу в цілому отримати повну картину деградації ґрунтів, забруднених нафтопродуктами. Принцип біоіндикації будується на тому, що кожен організм щодо діючого фактора володіє унікальним фізіологічним діапазоном реакції. У той же час на кожен конкретну групу організмів будуть впливати інші численні фактори, які не завжди можна врахувати. Тому комплексну оцінку екотоксичності нафтозабруднених ґрунтів доцільно здійснювати на основі біотестів різних трофічних рівнів, зокрема: ґрунтових екзоферментів, ґрунтової мікрофлори і фауни, рослиніндикаторів, рослин-ремедіантів тощо<sup>3208 3209 3210 3211 3212 3213</sup>.

При відборі тест-організмів суттєвим є використання біотестів, найчутливіших до дії забруднювальних компонентів. Друга важлива вимога щодо тест-організму полягає в тому, що дія токсиканта на нього має обов'язково викликати зворотну реакцію організму<sup>3214 3215</sup>.

Рослинні тест-системи є досить надійними та зручними у встановленні ступеня токсичності певних забруднювачів, також вони дають змогу оцінити сумарний ефект дії різних видів забруднювачів, у тому числі для оцінки ступеня деградації ґрунтових екосистем, що зазнають різнопланово антропогенного впливу. Найбільш інформативними даними щодо екологічної небезпеки нафтопродуктів для ґрунтової екосистеми є визначення фітотоксичності – здатності ґрунту чинити пригнічувальний вплив на рослини, що призводить до порушення фізіологічних процесів, погіршення якості рослинної продукції<sup>3216 3217 3218 3219</sup>.

Вплив нафтового забруднення на рослинні організми відбувається двома шляхами: безпосередньо (внаслідок проникнення компонентів нафти через кореневу систему або продири листків і включення їх у метаболізм) і опосередковано (через зміни фізико-хімічного складу ґрунту та порушення його біотичних властивостей)<sup>3220</sup>. Безпосередній вплив нафти на рослинний покрив виявляється в тому, що сповільнюється ріст рослин, порушуються функції фотосинтезу і дихання, відзначаються різні морфологічні порушення, сильно страждають коренева система, листки, стебла та репродуктивні органи<sup>3221 3222 3223</sup>. Для діагностування й оцінки токсичності нафтозабруднених ґрунтів зазвичай враховуються такі показники, як висота рослин, кількість, довжина і ширина листків, довжина черешків, кількість і довжина пагонів, кількість квіток, розміри частин оцвітини, кількість плодів і насінин у плоді, загальна маса рослини і маса окремих її частин тощо. Фізіолого-біохімічні та цитогенетичні параметри рослинних тестсистем є придатними для кількісної оцінки дії факторів в умовах техногенного забруднення.

Біоіндикацію нафтозабруднених ґрунтів у агроекосистемах проводять на основі реакцій сільськогосподарських рослин із різною чутливістю до даного фактора<sup>3224 3225 3226 3227</sup>.

На сьогоднішній день, проблеми фіторемедіації нафтозабруднених територій підлягають обговоренню чималої кількості дослідників. Багато із них пропонують використовувати трав'янисті рослини із роду злакових<sup>3228</sup>. Повідомляється, що основною перевагою трав є їх значна волокниста коренева система, що має досить велику площу поверхні кореня, у порівнянні з іншими видами, а також може проникнути у ґрунт на глибину до 3 м. Позитивна дія багаторічних трав пояснюється тим, що своєю значно розвиненою кореневою системою вони сприяють покращенню газоповітряного режиму забрудненого ґрунту, насичують його біологічно активними сполуками, що виділяються кореневою системою у процесі їх життєдіяльності. Усе це стимулює ріст мікроорганізмів та, відповідно, підсилює розкладання нафти та нафтопродуктів. Види з довгим корінням характеризуються високою стійкістю до несприятливих умов нафтозабруднених екотопів<sup>3229</sup>.

Багато досліджень<sup>3230</sup> вказують на стійкість бобових до нафтового забруднення, через здатність фіксувати атмосферний азот, а отже забезпечувати себе джерелом мінерального живлення в нафтозабрудненому ґрунті<sup>3231</sup>. Серед інших чинників стійкості виділяють властивості симбіотичних мікроорганізмів бобових поряд із азотфіксуючою здатністю розкласти вуглеводні нафтопродуктів.

Позитивні результати з використанням бобових і злаків підтверджено багатьма іноземними дослідниками<sup>3232</sup>. Показано, що у корневих виділеннях злаків домінують органічні кислоти, а кореневі виділення бобових багатші амінокислотами й іншими органічними сполуками.

Вважають, що рослини для проведення фітореMediaції повинні бути придатними для кліматичних та ґрунтових умов забруднених ділянок<sup>3233</sup> і переносити умови стресу<sup>3234</sup>. Взагалі, фітореMediaція повинна здійснюватися завдяки місцевим рослинам, особливо тим, що ростуть на забруднених ділянках, а не іноземних чи генетично модифікованих видах.

Способи фітореMediaції із використанням вищеназваних рослин є зручними, якщо говорять про очищення рівнинних, невеликих територій, або ж малозабруднених і добре зволжених ґрунтів. Проте, вони непридатні для очищення деградованих земель нафтовидобутку, які містять породу різного гранулометричного складу та є насипними, відвальними, горбистого рельєфу.

Найпоширенішим способом фітореMediaції кар'єрів є лісопосадки. Деревні види, завдяки своїй потужній та розгалуженій кореневій системі, можуть витягнути елементи мінерального живлення, які знаходяться в розсіяному стані у глибині літосфери, акумулюючи їх на поверхні.

Лісові насадження, що вирощені на техногенно порушених землях, виконують протиерозійну, полезахисну, водоохоронну, рекреаційну, санітарно-гігієнічну та ґрунтопокращуючу функції. У роботі И.В. Трещевського<sup>3235</sup> оцінено ґрунтопокращуючу роль деревних порід та чагарників як: – високу (швидкозростаючі види: акація та обліпіха); – середню (види, які добре розмножуються насіннєвим способом: клен); – низьку (види, які мають нерозгалужену кореневу систему та повільно ростуть: береза та верба).

Тому, перевагу потрібно віддавати швидкозростаючим видам, які розмножуються кореневими нащадками, і таким, які разом з симбіотичними мікроорганізмами, можуть перетворити токсичну частину забруднень, переводячи їх в менш рухому і активну форму.

Відомі способи використання деревних і чагарникових насаджень, розроблені для техногенних ландшафтів і шахтних відвалів.

Деревні та чагарникові види рослин теж можна використовувати й при нафтовому забрудненні. Відомо, що стійкість рослин до забруднення нафтопродуктами сильно залежить від стадії їх розвитку і біомаси. Найстійкішими до токсичного впливу нафтопродуктів є багаторічні дорослі рослини, тому як у них відбувається відростання нових органів із сплячих бруньок після гибелі частини рослин унаслідок забруднення.

Проте, дослідження із використання дерев і чагарників для фітореMediaції нафтозабруднених ґрунтів, практично не проводили. Зустрічаються тільки поодинокі повідомлення про ріст тополі і верби в умовах нафтового забруднення.

Вивчено фізіологічні аспекти адаптації стійких до забруднення ґрунту нафтою видів рослин – *Carex hirta* (Осока шорстковолосиста) та *Faba bona* (Кінські боби)<sup>3236 3237 3238</sup>.

Уперше виявлено вплив нафти на характер опушення верхньої частини листків *C. hirta*: на забруднених нафтою площах спостерігали форми з гладенькими неопушеними листками та блискучою поверхнею, а на

контрольних ділянках – листки опушені, мали матову поверхню<sup>3239</sup>; у дослідних рослин *C. hirta* спостерігали аномалії при утворенні продихів (злиття двох-трьох продихів). За дії нафтового забруднення ґрунту (50 г/кг) збільшувалася кількість продихів на листовій поверхні дослідних рослин, зокрема у *V. faba* майже на 43%, у *C. hirta* – на 13% щодо контролю.

Проте за дії сильного нафтового забруднення (100 г/кг ґрунту) спостерігали зменшення кількості продихів на одиницю площі листка: у *V. faba* на 18%, у *C. hirta* – на 15% щодо контролю<sup>3240</sup>. Відомо, що ризосферна зона рослин *C. hirta* має позитивний вплив на багато груп мікроорганізмів ґрунту, що можуть брати участь у деструкції вуглеводнів нафти<sup>3241</sup>. Так, встановлено, що рослини *C. hirta* зі стерильними кореневищами за 30 днів росту на нафтозабрудненому попередньо простерилізованому ґрунті спричинили очищення ґрунту від нафтопродуктів на 80,9 %. В той час як нафтозабруднений стерильний ґрунт без рослин очистився від нафтопродуктів за дії абіотичних чинників середовища на 72,3 % (табл. 2.80). Отже, за участю рослин осоки шорстковолосої вміст нафтопродуктів знизився на 8,6 % порівняно з контролем.

Визначено<sup>3242</sup> вміст важких металів у ґрунті та в рослинах *C. hirta* після 30-добового їх вирощування на нафтозабрудненому ґрунті (табл. 2.80). Результати таких досліджень показують, що в нафтозабрудненому ґрунті, на якому зростали рослини *C. hirta*, концентрація більшості важких металів достовірно не відрізнялась від значень у контролі.

Таблиця 2.80

Очищення нафтозабрудненого ґрунту за участю рослин *C. hirta* L<sup>3243</sup>

Назва досліджу	Внесено нафти	Залишилось нафти на 30 добу досліджу	Розклалось нафти на 30 добу досліджу	Відсоток деструкції нафти
Контроль: ґрунт стерильний + нафта	50г/кг	13,9 ± 1,7 г/кг	36,2 ± 1,6 г/кг	72,3 %
Дослід: ґрунт стерильний + нафта + осока (стерильне кореневище)	50г/кг	9,5 ± 1,8* г/кг	40,4 ± 1,8* г/кг	80,9 %

Примітка: \* – різниця між контрольним і дослідними варіантами достовірна при  $P < 0,05$ .

Імовірно, внесення нафти у ґрунт не спричинило нагромадження у ньому важких металів. Проте у місцях нафтопромислу, де нафтові розливи відбуваються хронічно, спостерігається підвищений вміст важких металів у ґрунті, що можна пояснити їх нагромадженням та акумуляцією<sup>3244</sup>. При цьому у рослин *C. hirta*, які зростали на ґрунті, забрудненому нафтою, вміст важких металів у надземній частині був значно вищий, ніж у контролю (табл. 2.81). Концентрація важких металів у надземній частині рослин перевищувала значення контролю: Ni та Mn – у 9 разів; Cu, Co – у 5 разів; Hg – у 4,5 рази; Zn, Cr, V, Pb, As, Cd – у 4 рази; Mo – у 3 рази. Водночас, вміст

важких металів у кореневищах рослин осоки був істотно нижчим, ніж у надземній частині.

Зроблено висновок<sup>3245</sup>, що досліджувані тест-реакції фіторемедіантів (табл. ) є чутливими до дії нафти, тому їх доцільно використовувати як тест-системи при фітоіндикації нафтозабруднених територій, а рослини *C. hirta* і *V. faba* – для відновлення нафтозабруднених ґрунтів.

Оперативну інформацію про фітотоксичність забрудненого нафтою ґрунту можна отримати, використовуючи як тест-об'єкти насіння та проростки рослин. Тест-функції, що використовують у біотестуванні, досить різноманітні: динаміка проростання насіння, відсоток схожості, довжина головного і бічних коренів, довжина пагона тощо. На їх основі визначають фітотоксичний ефект ґрунту<sup>3246</sup>.

Відмічається, що більшість рослин поглинають воду і мінеральні елементи за допомогою корневих волосків. У рослин *C. hirta* «поглинальний» пристрій є значно потужніший, бо крім корневих волосків сюди належить екстраметричний міцелій грибів, що колонізували рослинне кореневище. Причому міцелій за умов росту на нафтозабрудненому ґрунті є значно густішим у порівнянні з контролем, збільшує адсорбційну поверхню і, відповідно, рівень кореневого живлення рослин<sup>3247</sup>.

У багатьох рослин на шляху проникнення екзогенних токсичних сполук у рослинну клітину виникають природні «барикади» на рівні клітинної стінки. Відомо, що у стресових ситуаціях у клітинах зростає вміст калози – нерозчинного структурного полісахариду клітинної стінки<sup>3248</sup>.

Таблиця 2.81

Вміст важких металів у нафтозабрудненому ґрунті та 30-добових рослинах *C. hirta*, які зростали на ньому, мг/кг маси сухої речовини<sup>3249</sup>

Метал	Ґрунт		Рослини <i>C. hirta</i>			
			Надземна частина		Кореневища	
	Контроль (без нафти)	Нафта, 50 г/кг ґрунту	Контроль (без нафти)	Нафта, 50 г/кг ґрунту	Контроль (без нафти)	Нафта, 50 г/кг ґрунту
Mn	370,3±9,8	366,3±9,6	98,9±3,8	912,0±5,1	39,1±6,7	104,2±8,8
Zn	28,9±0,8	29,7±0,9	74,4±0,8	295,4±1,2	19,6±1,2	25,0±1,9
Cr	113,4±9,8	92,6±9,9	8,7±0,2	34,0±2,1	5,0±0,2	17,1±5,1
V	66,6±10,0	57,4±9,5	4,7±0,1	24,0±0,1	2,3±0,4	3,5±0,3
Cu	9,8±1,0	9,4±1,2	18,3±0,6	96,3±0,6	6,2±0,4	9,8±0,8
Ni	8,9±0,1	8,8±1,0	1,4±0,6	12,2±0,6	0,9±0,1	2,0±0,1
Mo	7,8±0,1	7,2±0,1	3,8±0,1	12,0±0,1	2,8±0,1	2,8±0,2
Co	27±1,1	27±1,2	2,8±0,1	15,0±0,8	1,6±0,1	3,8±0,4
Cd	1,2±0,1	1,4±0,1	0,8±0,1	2,3±0,1	1,2±0,1	1,3±0,1
Sn	6,0±0,1	6,0±0,1	1,4±0,1	3,7±0,1	1,4±0,1	1,3±0,1
Hg	2,7±0,1	2,7±0,1	1,2±0,1	5,4±0,1	0,5±0,1	0,4±0,1
Pb	8,1±0,8	8,3±0,8	1,1±0,1	4,5±0,1	0,7±0,1	1,6±0,4
As	2,6±0,2	2,7±0,2	0,5±0,1	2,1±0,1	0,2±0,1	0,2±0,1

Внаслідок нагромадження калози утруднюється взаємозв'язок між клітинами і, відповідно, поширення полютанта. У кореневищі осоки шорстковолосистої в умовах росту на нафтозабрудненому ґрунті нагромадження калози у стінках клітин різних тканин практично знаходиться на рівні контролю (табл. 2.82).



Рисунок 2.90 – Підземна частина рослини *C. hirta* (Осока шорстковолосиста)<sup>3250</sup>

Таблиця 2.82  
Нагромадження калози в тканинах кореневища *C. hirta*<sup>3251</sup>

Варіанти	Нагромадження калози в тканинах кореневища <i>C. hirta</i> (умовні одиниці)			
	Епідерма	Первинна кора	Ендодерма	Ксилема
Контроль (ґрунт без нафти)	8,7 ± 1,2	5,3 ± 0,7	14,7 ± 0,7	17,3 ± 1,3
Дослід (ґрунт + нафта 50 г/кг)	7,4 ± 0,4	3,3 ± 0,4	10,6 ± 0,4*	13,4 ± 1,2*

Примітка: \* – різниця між контрольним і дослідним варіантами достовірна при  $P < 0,05$ .

Таким чином у рослин *C. hirta* не виявлено природного бар'єру на шляху поступання мінеральних елементів з ґрунту, що може бути видоспецифічною ознакою. А це, можливо, пояснює вищий рівень нагромадження деяких важких металів у надземній частині рослини у порівнянні із підземною.

Отже, рослини осоки шорстковолосистої придатні для фіторе mediaції територій, які забруднені нафтою і супутніми важкими металами. Авторами дослідження<sup>3252</sup> рекомендується для очищення ґрунтів від надлишкової кількості металів необхідно весною висаджувати на нафтозабруднені ґрунти молоді рослини *C. hirta*, а в кінці вегетативного сезону косити надземну частину і вивозити на спеціально призначене місце для вилучення важких металів або їх знешкодження. Поглинені нафтопродукти рослина метаболізує

в процесі життєдіяльності. Оскільки рослини *C. hirta* багаторічні і вегетативно добре розмножуються, то їх одноразове висаджування забезпечить фіторе mediaційний ефект на тривалий час. Для порівняння токсичності за ростовим тестом фітоіндикатора розроблена шкала рівнів токсичності ґрунтів (табл. 2.83-2.84)<sup>3253</sup>. У плані оцінок токсичного впливу нафти та нафтопродуктів на формування структури асиміляційного апарату модельної рослини проведено дослідження щодо зміни анатомо-морфологічних показників за наявності стресора (сирої нафти) ранньої стадії вегетації, зосередивши увагу на особливостях організації хлоренхімного компоненту<sup>3254</sup>.

Таблиця 2.83

Рослинні тест-системи *Carex hirta* L. та *Faba bona Medic.* (*Vicia faba* L.) в умовах забруднення ґрунту нафтою<sup>3255</sup>

Тест-системи	Морфологічні та біометричні параметри
Насіння <i>V. faba</i>	Схожість насіння за дії різних концентрацій нафти і нафтопродуктів
Цілісна рослина <i>C. hirta</i> і <i>V. faba</i>	біомаса рослин; виживаність рослин у польових та лабораторних умовах
Вегетативні органи рослин	довжина кореневищ <i>C. hirta</i> ; висота пагонів рослин <i>C. hirta</i> і <i>V. faba</i>
Листки рослин <i>C. hirta</i> і <i>V. faba</i>	довжина і ширина листкової пластинки; кількість продихів на одиницю поверхні листка; вміст фотосинтетичних пігментів; наявність хлорозів, некрозів тощо; характер опушення листкової пластинки <i>C. hirta</i>

Таблиця 2.84

Шкала рівнів токсичності ґрунтів<sup>3256</sup>

Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %	Рівень токсичності
0-20	Відсутність або слабкий рівень токсичності
20,1-40	Середній рівень
40,1-60	Вище середнього рівня
60,1-80	Високий рівень
80,1-100	Максимальний рівень

Отримані дані переконливо свідчать про те, що за концентрації нафти у ґрунті 5 мл/кг визначається збільшення розмірів листкової пластини і вмісту хлоренхіми, об'ємна частка якої збільшується від 49,0 % (у нормі) до 59 % ( $m \pm 2,0$  %) (табл. 2.85).

Ріст об'ємної частки хлоренхіми обумовлений збільшенням сумарної площі зрізів клітин хлоренхіми в ЛП від  $210,0 \times 10^3$  мк<sup>2</sup> (у нормі) до  $390 \times 10^3$  мк<sup>2</sup> ( $m \pm 103$  мк<sup>2</sup>).

Отже, спостерігається стимуляція процесів анаболізму та збільшення вмісту асимілюючої паренхіми в ЛП відносно норми в 1,84 разу. За дози нафтового забруднення ґрунту 10 мл/кг відносно норми спостерігається незначне зменшення об'ємної частки хлоренхіми в ЛП і зменшення числових

значень площі асимілюючої тканини від  $210,0 \times 10^3 \text{ мк}^2$  (у нормі) до  $196,6 \times 10^3 \text{ мк}^2$  ( $m \pm 10^3 \text{ мк}^2$ ).

Таблиця 2.85

Кількісні показники хлоренхімного компоненту ЛП проростків<sup>3257</sup>

Показник	Концентрація сирової нафти у ґрунті, мл/кг						
	К (норма)	5	10	20	30	40	50
$S_{хл}, \text{ мк}^2$	210000 $\pm 1000$	390000 $\pm 1000$	196600 $\pm 1000$	170000 $\pm 1000$	150000 $\pm 1000$	130000 $\pm 1000$	122000 $\pm 1000$
$S_0 \text{ хл}, \text{ мк}^2$	350 $\pm 30$	500 $\pm 50$	351 $\pm 30$	340 $\pm 20$	326 $\pm 20$	325 $\pm 20$	320 $\pm 20$
$S_{хп}, \text{ мк}^2$	40000 $\pm 1000$	110000 $\pm 1000$	36000 $\pm 1000$	23900 $\pm 1000$	20000 $\pm 1000$	17000 $\pm 1000$	16500 $\pm 1000$
$N_{хп}$	600 $\pm 50$	780 $\pm 50$	560 $\pm 50$	500 $\pm 40$	460 $\pm 40$	400 $\pm 40$	390 $\pm 40$
$V_{хл}, \%$	49,0 $\pm 2,0$	59,0 $\pm 2,0$	48,0 $\pm 2,0$	48,7 $\pm 2,0$	50,0 $\pm 2,0$	52,0 $\pm 2,0$	51,0 $\pm 2,0$
$V_{хп}, \%$	19,0 $\pm 2,0$	28,4 $\pm 2,0$	18,3 $\pm 2,0$	14,0 $\pm 1,0$	13,5 $\pm 1,0$	13,1 $\pm 1,0$	13,5 $\pm 1,0$

Примітка: площа хлоренхіми –  $S_{хл}, \text{ мк}^2$ ; середня площа зрізів клітин хлоренхіми –  $S_0 \text{ хл}, \text{ мк}^2$ ; кількість зрізів клітин хлоренхіми –  $N_{хл}$ ; сумарна площа хлоропластів –  $S_{хп}, \text{ мк}^2$ ; об'ємна частка клітин хлоренхіми –  $V_{хл}, \%$ ; об'ємна частка клітин хлоропластів –  $V_{хп}, \%$ .

Під час збільшення дози нафтового забруднення ґрунту від 20 до 50 мл/кг спостерігається поступове зниження вмісту хлоренхіми в ЛП – від  $170,0 \times 10^3 \text{ мк}^2$  до  $122 \times 10^3 \text{ мк}^2$  ( $m \pm 10^3 \text{ мк}^2$ ). За мак-симальної концентрації сирової нафти в ґрунті у 50 мл/кг вміст хлоренхіми в ЛП, порівняно з нор-мою, зменшується в 1,7 разу.

Числові значення  $N_{хл}$  і  $S_0$  у досліджуваному інтервалі доз нафтового забруднення ґрунту (5-50 мл/кг) вказують на синхронізацію та одно-направленість процесів спочатку росту, а потім зменшення морфометричних показників. Так, за малих доз нафтового забруднення ґрунту (5 мл/кг) морфометричні дані вказують на наявність процесів активної проліферації та водночас фізіологічної гіпертрофії клітин хлоренхіми в ЛП четвертого листка проростків пшениці ярої.

Кількість зрізів цих клітин зростає від 600 (у нормі) до 780 ( $m \pm 50$ ). Водночас спостерігається також збільшення середньої площі їх зрізів від  $350 \pm 30 \text{ мк}^2$  (у нормі) до  $500 \pm 50 \text{ мк}^2$ . Вважається<sup>3258</sup>, що фізіологічна гіпертрофія клітин хлорен-хіми обумовлена не тільки збільшенням вакуолярного простору, але й, передусім, ростом вмісту кількості хлоропластів в цитоплазмі даних клітин. На це вказують дані морфометричних досліджень. Якщо в нормі об'ємна частка хлоропластів у клітинах асимілюючої тканини стано-вить 19 %, то за нафтового забруднення ґрунту у 5 мл/кг вона суттєво збільшується (до  $28,4 \pm 2,0 \%$ ).

За норми сумарна площа хлоропластів хлорен-хіми ЛП четвертого прикореневого листка пшениці ярої дорівнює  $40 \times 10^3 \text{ мк}^2$ , за нафтового



забруднення ґрунту у 5 мл/кг ця площа у ЛП зростає до  $110 \times 10^3 \text{ мк}^2$  ( $m \pm 103 \text{ мк}^2$ ).

В умовах нафтового забруднення ґрунту за концентрації нафти 10 мл/кг у хлоренхімому компоненті ЛП спостерігається певне зменшення числа зрізів клітин – від 600 (у нормі) до 560 ( $m \pm 50$ ). Під час збільшення концентрації нафти в ґрунті, від 20 мл/кг до 50 мл/кг, кількість зрізів клітин хлоренхіми повільно зменшується – від 500 до 390 ( $m \pm 40$ ). Відносно норми (600 клітин), в умовах максимального нафтового забруднення ґрунту число зрізів клітин хлоренхіми ЛП зменшується  $\approx$  в 1,5 разу. Результати досліджень свідчать, що за дози нафтового забруднення ґрунту від 10 мл/кг до 50 мл/кг спостерігається певна стабільність значень середньої площі зрізів хлоренхімних клітин. Так, у межах похибки вимірювань, середня площа зрізів клітин хлоренхіми становить  $351 \pm 30 \text{ мк}^2$  (10 мл/кг) до  $320 \pm 20 \text{ мк}^2$  (50 мл/кг), що близько норми ( $350 \pm 30 \text{ мк}^2$ ). Наведені дані дали змогу зафіксувати, що зниження вмісту в ЛП четвертого прикореневого листка проростків пшениці ярої домінуючого компонента хлоренхіми обумовлено зменшенням кількості клітин за відносно незмінного їх розміру.

Результати морфометрії хлоропластів у клітинах хлоренхіми свідчать про те, що зі збільшенням нафтового забруднення ґрунту (від 20 мл/кг до 50 мл/кг) несуттєво зменшується відносний об'єм цих органел (від  $14,0 \pm 1,0 \%$  до  $13,5 \pm 1,0 \%$ ). Однак у метричному вираженні сумарна площа хлоропластів значно знижується – від  $23,9 \times 10^3 \pm 103 \text{ мк}^2$  (20 мл/кг) до  $17,0 \times 10^3 \pm 103 \text{ мк}^2$  (40 мл/кг) та  $16,5 \times 10^3 \pm 103 \text{ мк}^2$  (50 мл/кг).

Результати проведених морфометричних досліджень дали змогу встановити три основні ефекти впливу сирої нафти на морфологію ЛП: перший ефект – стимуляція анаболічних процесів; другий ефект – резистентність; третій ефект – фітотоксичний: поява локальних ділянок деструкції та лізису хлоренхіми за нафтового забруднення ґрунту ( $\geq 20$  мл/кг).

З іншого боку у біотестуванні основним параметром оцінки забруднення виступає не концентрація поллютанта, а реакція та відповідь живого організму. Перевагою біотестування токсичності забрудненого середовища є врахування впливу антагоністичних і синергічних взаємодій поллютантів, оцінка сумісної біологічної активності впливу фізико-хімічних факторів на біоту<sup>3259</sup>.

Проведено оцінку токсичності нафтозабруднених ґрунтів методами фітотестування<sup>3260</sup>. Встановлено залежність «концентрація-ефект» між пригніченням росту коренів і пагонів досліджуваних фітотестів – льону звичайного (*Linum usitatissimum* L.) і соняшника однорічного (*Helianthus annuus* L.) та ступенем нафтового забруднення на проміжку 5-15% нафти. Виявлено специфічність і чутливість даних фітотестів, що вказує на можливість їх використання для біомоніторингу нафтозабруднених ґрунтів.

Здатність засвоювати вуглеводні нафти властива мікроорганізмам, що належать до різних систематичних груп<sup>3261</sup>.

Внаслідок процесу біодеградації здійснюється руйнування, детоксикація, утилізація та мінералізація вуглеводнів нафти<sup>3262</sup>.

Мікроорганізми-деструктори вуглеводнів відомі серед представників наступних родів бактерій:

*Acetobacterium*<sup>3263 3264</sup>, *Rhodococcus*<sup>3265 3266 3267 3268 3269 3270 3271 3272 3273 3274</sup>,  
*Pseudomonas*<sup>3275 3276 3277 3278 3279</sup>, *Azotobacter*<sup>3280 3281</sup>, *Bacillus*<sup>3282 3283 3284 3285</sup>,  
*Arthrobacter*<sup>3286 3287 3288</sup>, *Acinetobacter*<sup>3289 3290 3291 3292 3293 3294</sup>, *Sphingomonas*<sup>3295</sup>,  
*E. coli*<sup>3298</sup>, *Enterobacter*<sup>3299</sup>, *Cytophaga*<sup>3300</sup>, *Corynebacterium*<sup>3301 3302 3303</sup>,  
*Mycobacterium*<sup>3304 3305</sup>, *Flavobacterium*<sup>3306 3307</sup>, *Geobacillus*<sup>3308</sup>, *Zooglea*<sup>3309 3310</sup>,  
*Achromobacter*, *Alcanivorax*<sup>3311</sup>, *Alcaligenes*, *Brevibacterium*, *Bukholderia*,  
*Gordonia*<sup>3312</sup>, *Nocardia*, *Thermoleophilum*<sup>3313</sup>.

На основі аналізу літературних даних можна зробити висновок, що найбільше поширеними в забруднених нафтою місцеперебуваннями є бактерії, а саме представники родів *Rhodococcus*, *Arthrobacter*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*<sup>3314</sup>. До теперішнього часу накопичений великий матеріал про можливість мікроорганізмів утилізувати різноманітні вуглеводні нафти. В той же час вуглеводні володіють різною стійкістю до мікробної деструкції<sup>3315</sup>.

<sup>3316</sup>. Кожна група вуглеводнів окислюється певними видами мікроорганізмів, алкани окислюються представниками групи аеробних грамнегативних бактерій родів: *Pseudomonas*, *Methylococcus*, *Methylobacter*, *Methylosinus*. Тверді парафіни, газоподібні вуглеводні, ароматичні вуглеводні, окислюються бактеріями родів: *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Nocardia*, *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, спорогенними дріжджами родів *Candida*, *Cryptococcus*, *Rhodotorula*, *Trios*<sup>3317</sup>. Сила токсичної дії на мікроорганізми нафтових фракцій збільшується в наступній послідовності: парафіни, циклопарафіни, ароматичні вуглеводні<sup>3318</sup>.

Існує три етапи деградації вуглеводнів нафти у ґрунтах. У першому етапі переважають фізико-хімічні процеси – вивітрювання, вимивання, окислення. Тривалість цього етапу від кількох місяців до 1,5 років. У ґрунті за цей час збільшується чисельність вуглеводневих мікроорганізмів. Другий етап характеризується біологічним окисненням вуглеводнів. Зростає як чисельність, а й видове розмаїття мікроорганізмів, збільшується роль зелених і синьо-зелених водоростей. Тривалість цього періоду 3-4 роки. Під час третього етапу відбувається розкладання високомолекулярних та поліциклічних сполук і становить він 15-25 років<sup>3319 3320</sup>.

На розкладання нафти у ґрунті вирішальним чином впливає функціональна активність комплексу ґрунтових мікроорганізмів, що забезпечують повну мінералізацію нафти та нафтопродуктів до вуглекислого газу та води. На першій стадії зміна ґрунтової біоти характеризується масовою загибеллю мезо- та мікрофауни; на другій стадії – збільшенням активності спеціалізованих мікроорганізмів і наступною поступовою еволюцією біоценозу, що корелює з геохімічною ситуацією, що постійно змінюється, в ґрунті<sup>3321</sup>.

Швидкість розкладання вуглеводнів нафти залежить від температури, доступу кисню, кислотності, тобто тих чинників, які визначають її мікробіологічну активність<sup>3322</sup>.

Самоочищення ґрунту залежить від типу нафтопродукту. Для легких нафтопродуктів вирішальним є перший етап очищення, тому що вони легше випаровуються і за 1,5 місяці ступінь самоочищення може досягати 80% (Нікіфорова та ін., 1985). Для важких нафтопродуктів цей процес є більш тривалим, оскільки визначається другим етапом, тобто діяльністю мікроорганізмів.

Швидкість біодеструкції залежить від будови вуглеводнів. Найлегше піддаються мікробному окисненню розгалужені алкани з довгим ланцюгом, ненасичені вуглеводні, що не мають у своєму складі циклів.

Найважче піддаються біодеструкції ацени та нафтени<sup>3323</sup>.

У процесі трансформації нафти і нафтопродуктів утворюються органічні кисневмісні сполуки (спирти, альдегіди, кетони, карбонові кислоти), тверді високомолекулярні органічні сполуки у складі органомінеральних комплексів<sup>3324</sup>.

Як вільні, і малорухливі пов'язані форми нафтопродуктів віддають леткі фракції в атмосферу, а розчинні сполуки – у воду. Згодом цей процес повністю не припиняється, оскільки мікробіологічні процеси трансформації вуглеводнів частково призводять до утворення летких і водорозчинних продуктів їх метаболізму<sup>3325</sup>.

Небезпека забруднення та самоочищення ґрунту від нафти та нафтопродуктів в окремих ландшафтних зонах та областях істотно різняться. У межах ґрунтово-кліматичних зон та провінцій посилення накопичення нафтопродуктів при їх попаданні в ґрунт зростає з півдня на північ, від піщаних ґрунтів до глинистих, від середньозволожених до перезволожених, від оброблюваних до цілинних. Закономірності накопичення та деградації нафти та нафтопродуктів у ґрунтах визначаються вихідними властивостями ґрунтів, способами використання земель, наявністю у ґрунті геохімічних бар'єрів<sup>3326</sup>.

Глибина деградації нафтопродуктів є об'єктивним показником ступеня самоочищення ґрунтів від нафтовмісних забруднень. Визначення цього показника дозволяє обґрунтовано встановити величину зони забруднення від джерела викиду нафтопродуктів та межу екологічно безпечної території<sup>3327</sup>.

При аварійних розливах та ремонті нафтопроводів, коли рівень нафтового забруднення досить високий, рекультивація для сільськогосподарських, лісогосподарських та інших цілей, що потребують відновлення родючості ґрунтів, здійснюється послідовно у два етапи: технічний та біологічний. Технічний етап передбачає зняття та нанесення родючого шару ґрунтів, влаштування меліоративних та гідротехнічних споруд, а також проведення інших робіт, що створюють необхідні умови для подальшого використання рекультивованих земель за цільовим призначенням. Біологічний етап включає комплекс агротехнічних та

фітомеліоративних заходів, спрямованих на покращення агрофізичних, агрохімічних та біохімічних властивостей ґрунту. Він полягає у підготовці ґрунту, внесенні добрив, підборі трав та травосумішей, посіві, догляді за посівами. На сильно забруднених нафтою ділянках для прискорення процесу біодеградації вносяться біопрепарати<sup>3328</sup>.

Існуючі механічні, термічні та фізико-хімічні методи очищення ґрунтів від нафтових забруднень дорогі та ефективні лише за певного рівня забруднення (як правило, не менше 1 % нафти у ґрунті), часто пов'язані з додатковим внесенням забруднення та не забезпечують повноти очищення.

**Процес самовідновлення ґрунтів від нафтозабруднень складається із трьох етапів**<sup>3329</sup>:

1. Фізично процес (вивітрювання, вимивання, випаровування)<sup>3330</sup>.
2. Деструкція мікроорганізмами, що супроводжується збільшенням чисельності та видової різноманітності мікроорганізмів нафтодеструкторів<sup>3331</sup>.
3. Розкладання важких вуглеводнів, що залишилися після 2-го етапу, наприклад парафінів<sup>3332</sup>.

Цей процес дуже тривалий і може тривати понад 40 років, тому потрібна розробка способів очищення ґрунтів від нафтозабруднень<sup>3333</sup>.

Нафтозабруднення ґрунтів на сьогоднішній день є однією з основних екологічних проблем, що потребують технологічних підходів до вирішення<sup>3334</sup>.

Для розробки технологічних рішень щодо очищення ґрунтів від нафти та нафтопродуктів було проведено систематичний аналіз існуючих методів очищення ґрунтів від нафтозабруднень, які наведені у таблиці 2.86-2.87.

ФітореMediaція – один з нових напрямків біологічного очищення, заснований на застосуванні рослин їх здатності поглинати та накопичувати забруднення у своїх частинах, а також активізувати діяльність ґрунтових мікроорганізмів у боротьбі із забрудненнями, забезпечуючи їх необхідними поживними елементами.

Перевагами фітореMediaції є: можливість здійснення процесу на великій території та простота реалізації.

У таблиці 2.88 наведено систематичний аналіз найбільш ефективних і часто застосовуваних рослин фітореMediaнтів.

ФітореMediaція, як спосіб очищення ґрунтів від різних забруднювачів, у тому числі від нафти та нафтопродуктів, заснований на застосуванні рослин<sup>3335</sup>.

**ФітореMediaційний принцип дії рослин складається з декількох етапів**<sup>3336</sup>:

1. Поглинання та накопичення забруднювача в ризосфері рослин<sup>3337</sup>.
2. Трансформація забруднювача від коріння до стебла<sup>3338</sup>.
3. Виділення залишків переробленого забруднювача атмосферу з допомогою листя<sup>3339</sup>.

Переваги та недоліки біологічних методів ремедіації ґрунтів<sup>3340</sup>

Метод	Переваги	Недоліки
Обробіток ґрунту із внесенням мінеральних добрив	Не потрібно суттєвого контролю; певні класи забруднюючих речовин можуть бути повністю вилучені із ґрунту; Цей метод є природним біологічним процесом, що супроводжує обробіток сільськогосподарських земель	Застосування цієї технології вимагає тривалого часу; концентрацію деяких стійких токсикантів який завжди вдається знизити до граничного рівня, унаслідок чого обробка ґрунтів ефективна лише обмеженого числа забруднювачів; слив необхідно збирати з подальшою переробкою; даний метод не застосовується до ґрунтів, забруднених важкими металами та неорганічними сполуками
Очищення ґрунту в біореакторі із застосуванням біореактивів, біопрепаратів, біосорбентів, біодеструкторів	Метод є досить швидким проти іншими біологічними методами відновлення ґрунтів; дана технологія може бути частково використана по відношенню до забруднених глини	Використання біореакторів мало ефективно для ґрунтів, забруднених важкими металами; ефективність використання даної технології значною мірою залежить від особливостей ґрунтів та хімічних властивостей забрудненого середовища; необхідний контроль за процесом відновлення ґрунтів; Вартість даної технології істотно залежить від ступеня доочищення (води та ґрунту), попередньої обробки та відбору газу, а також використовуюваного обладнання
Біоремедіація	Метод досить швидкий, не вимагає складного технічного обслуговування	Аналізований метод чутливий до гетерогенних поверхонь, внаслідок чого у ґрунті можуть залишатися забруднюючі речовини; високий рівень забруднення може призвести до стерилізації ґрунту; необхідно проводити оцінку рівня підземних вод; мікроорганізми можуть бути недостатньо ефективними для всіх типів присутніх забруднень; метод не застосовний для відновлення ґрунтів, забруднених важкими металами
Фіторемедіація	Метод досить дешевий і не потребує складного технічного обслуговування	Коріння рослин здатне ефективно очищати ґрунт тільки на певній глибині; від залишків рослин необхідно позбавлятися як від шкідливих відходів; очищення сильно забруднених ґрунтів може бути довгостроковим, тому економічно доцільно використати даний метод для відновлення ґрунтів із низькою концентрацією забруднення

Таблиця 2.87

Основні способи очищення ґрунтів від нафтозабруднень<sup>3341</sup>

Метод	Способи	Характеристика	Переваги та недоліки
Механічний метод	Відкачування нафти	Здійснюється насосами	Тривалі дорогі процеси. Застосовуються при великих розливах для поверхневого очищення ґрунтів, не вирішують проблему очищення ґрунтів при проникненні забруднення на глибину <sup>3342</sup>
	Заміна ґрунтів	Здійснюється згрібання ґрунтів спец. технікою (трактори, екскаватори, бульдозери), потім вона прямує на полігони відходів	
	Спалювання	Значні кількості забруднювачів потрапляють в атмосферу	
Хімічний	Осадження	За допомогою введення хімічних речовин реагентів, в результаті ґрунтові забруднювачі переходять у менш токсичні та рухливі форми <sup>3343</sup>	З'єднання, що утворюються, легко розкладаються в ґрунтових водах, виносяться ними у водойми і забруднюють їх <sup>3344</sup>
	Окислення		
	Відновлення		
	Заміщення		
	Комплексоутворення		
Фізико-хімічний	Промивка	Здійснюється в промивних барабанах за допомогою миючих агентів, після відправляється на відстоювання	"+"Простота обладнання, низькі температури процесу. «-» Труднощі у видаленні екстрагента <sup>3345</sup>
	Екстракція	Поділ рідких сумішей за допомогою відповідного розчинника (екстрагента)	
	Сорбція	Заснована на здатності деяких речовин поглинати нафтозабруднення при розливах на невеликих площах (переважно твердих поверхнях)	
Біологічні	Біоремедіація	За допомогою мікроорганізмів біодеструкторів, супроводжується їх поміщенням у ґрунт періодичним підживленням та зволоженням	Економічність, екологічність, доступність, безпека
	Фіторемедіація	За допомогою рослин, здатних акумулювати нафтозабруднення та активізувати діяльність мікроорганізмів	

За літературними даними як фіторемедіанти для нафтозабруднень ґрунтів найбільш ефективними є рослини з сімейства бобових, саме вони переважно були використані в експериментальній частині даної роботи<sup>3346</sup>.

Таким чином, експериментальні дослідження стійкості рослин фіторемедіантів, що виростають на ґрунтових зразках забруднених нафтою та нафтопродуктами (гас, бензин) показали, що найбільш стійкими до забруднення ґрунтів нафтою виявилися рослини вика, люпин, і суміш вика+люцерна. До гасу – люпин, вика, та суміші вика+люцерна та люцерна+фацелію. До бензину – люпин, вика, та суміші вика+люцерна.

Найбільш чутливі (менш стійкі) до нафтових забруднень - люцерна, фацелія, і люпин у сумішах.

До гасових забруднень - люцерна і фацелія, і люпин в сумішах

До бензинових забруднень - люцерна і фацелію, і люпин у сумішах.

Найперспективнішими фіторемедіантами стійкими до нафтозабруднення виявилися вика, люпин, а серед сумішей вика+люцерна. ***Для очищення ґрунтів від нафти та нафтопродуктів пропонується здійснювати такі фіторемедіаційні заходи:***

1. Перевірка токсичності нафтозабруднених ґрунтів у лабораторних умовах за допомогою кресс-салату.

2. Фіторемедіація:

– Розорювання ґрунтів.

– Внесення органічних та мінеральних добрив з метою покращення живильного режиму необхідного для росту та розвитку рослин.

– Посів фіторемедіантів.

3. Прибирання фіторемедіантів та їхнє транспортування на спеціалізований полігон з можливістю деструкції мікроорганізмами.









4. Аналіз токсичності ґрунтів після очищення фіторемедіантами:

– Визначення токсичності ґрунтів, забруднених нафтопродуктами методом біотестування

– Біологічний етап рекультивації Посів фіторемедіантів вика та люпин або суміші фіторемедіантів вика+люцерна. Збір та утилізація рослин фіторемедіантів методом компостування. Перевірка токсичності ґрунтів після очищення. В даний час найбільш перспективним методом для очищення нафтозабруднених ґрунтів, як в економічному, так і в екологічному плані є біологічний підхід, заснований на використанні різних груп мікроорганізмів, рослин, грибів, комах, хробаків та інших організмів, що відрізняються підвищеною здатністю до біодеградації компонентів нафти та нафтопродуктів<sup>3347</sup>.

Біологічні методи очищення мають переваги та недоліки<sup>3348 3349 3350 3351 3352</sup> і представлені у таблиці 2.88. Недоліки методів очищення можуть бути пов'язані з присутністю у ґрунті інших забруднювачів, наприклад, важких металів<sup>3353</sup>. Для полегшення доступу кисню в ґрунт проводиться збирання сміття, видалення великого каміння, боронування, дискування та культивування, а для підвищення рН – вапнування ґрунту.

## Фіторемедіанти, здатні до очищення ґрунтів від нафти та нафтородуктів

Назва	Характеристика	Функції	Зовнішній вигляд
Родина злакові (Poaceae)			
Житняк ширококолосий ( <i>Agropyron rectiniforme</i> Roem. et Schult.)	Багаторічна трав'яниста рослина, невибаглива до ґрунтів	Поглинаються В: Хризен, бенз(а)пірен, бенз(а)антрацен, бенз(а)антрацен	
Вісяниця лучна ( <i>Festuca pratensis</i> )	Трав'яниста рослина, стійка до холодного клімату	Здатна очищати ґрунти від нафти, дизеля	
Просо посівне ( <i>Panicum miliaceum</i> )	Трав'яниста рослина, стійка до посухи	Очищення від антрацену, пірена	
Райграс багаторічний ( <i>Lolium perenne</i> )	Квіткова рослина, невибаглива до умов	Широкий спектр, що очищаються алкани, пристан, гексадекан, фенантрен, антрацен, флуорантен, пірен	
Родина (Fabaceae)			
Люцерна посівна ( <i>Medicago sativa</i> )	Трав'яниста рослина, потужна коренева система та її глибоке проникнення у ґрунт	Здатна до очищення. Бензолу, антрацену, пірена, нафталіну	
Люпин багатолістий ( <i>Lupinus polyphyllus</i> )	Накопичує необхідну біомасу та акумулює велику кількість поживних речовин	Очищення ґрунтів від нафти	
Соя культурна ( <i>Glycine max</i> )	Трав'яниста рослина, невисокі стебла, характеризується високою схожістю	Очищення ґрунтів від антрацену	
Родина вербові (Salicaceae )			
Тополя тремтяча ( <i>Populus tremula</i> )	Невибагливий до типу ґрунтів, оберігає ґрунти від ерозії	Очищення від бензолу, толуолу, о-ксилолу	



Для ґрунтів, забруднених нафтою, нафтопродуктами, канцерогенними вуглеводнями, характерно підвищений вміст азотофіксуючих, денітрифікуючих та сульфатредуючих мікроорганізмів, тому один із прийомів відновлення таких ґрунтів заснований на прискоренні розкладання азоту шляхом внесення органічних азотовмісних добрив та специфічних мікроорганізмів. Оптимізація ґрунтових режимів, створення оптимальних співвідношень C:N сприяє мінералізації нафтових відходів і скорочує час очищення ґрунтів від забруднюючих речовин<sup>3354 3355 3356 3357</sup>.

Біопрепарати являють собою масу життєздатних клітин мікроорганізмів – біодеструкторів і розрізняються штамми, що використовуються для їх отримання, які характеризуються різними фізіолого-біохімічними властивостями, такими як термотолерантність, осмофільність, оптимальні для зростання значення рН, здатність включати в метаболічні процеси різні класи угле. Ці фізіолого-біохімічні властивості штамів біодеструкторів визначають ефективність застосування біопрепаратів у різних ґрунтово-кліматичних зонах, для видалення певних за хімічним складом забруднень.

У природі немає якогось певного виду мікроорганізмів, здатного зруйнувати всі компоненти нафти. Бактеріальний вплив відрізняється високою селективністю, і повне розкладання нафти вимагає впливу численних бактерій різних видів, причому для руйнування проміжних продуктів, що утворюються, потрібні свої мікроорганізми.

Вуглеводнева кислота група мікроорганізмів природного походження таксономічно дуже різноманітна. Найбільш активні бактеріальні штами відносяться до родів: *Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Rhodococcus*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Corynebacterium*, *Xanthomonas*, *Alcaligenes*, *Nocardia*, *Brevibacterium*, *Mycobacterium*, *Beijerinckia*, *Bacillus*, *Enterobacter*. Серед актиноміцетів увагу привертає численний рід *Streptomyces*. З дріжджів виділяють рід *Candida* та *Torulopsis*<sup>3358</sup>.

Фактичний діапазон толерантності мікробного співтовариства при різному вмісті вуглеводневого забруднювача можна розділити на кілька адаптивних зон<sup>3359 3360 3361</sup>:

1 зона – гомеостаза мікробної системи – охоплення ,7 мл/кг ґрунту або < 0,06%), в якому всі показники стабільні та не відрізняються від контролю. Організація та видовий склад мікробної спільноти при цьому практично не змінюється. Загальна біомаса мікроорганізмів може дещо зростати, що свідчить про стимулюючу дію низьких концентрацій нафти.

2 зона – стресу (0,7-50,0 мл/кг ґрунту або 0,06-4,3%), де значно змінюється організація ампліотичного складу спільноти, оскільки відбувається перерозподіл популяцій мікроорганізмів за рівнем домінування. Виникають перші порушення у мікробному співтоваристві.

3 зона – резистентності визначається діапазоном концентрацій нафти (50,0-300,0 мл/кг ґрунту або 4,3-25,5%), відбувається різке зниження видової різноманітності та зміна складу спільноти. Активно розвиваються стійкі до високих концентрацій нафти популяції мікроорганізмів. Негативний ефект

від забруднення ґрунту призводить до повної зміни домінуючих форм у мікробному співтоваристві.

4 зона – репресії мікробної системи ґрунтів (діапазон концентрації нафти вище 300 мл/кг ґрунту або > 25,5%), у якому спостерігається повне придушення зростання та розвитку мікроорганізмів у забрудненому ґрунті.

Серед груп мікроорганізмів в умовах нафтового забруднення, особливий інтерес становлять вуглеводневі кислоти (ВК), яким належить визначальна роль у деградації поллютантів у ґрунті<sup>3362</sup>. ВК – неспецифічна група ґрунтових мікроорганізмів, здатних використовувати вуглеводні як джерело вуглецю та енергії. ВК представлені, головним чином, сапрофітними мікобактеріями і спорідненими з ними формами, що мають у клітинних стінках міколові кислоти (роди *Pseudomonas*, *Mycobacterium*, *Corynebacterium*, *Nocardia*, *Arthrobacter*, *Acinetobacter*, *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Trichodo* роду *Cunninghamella*, *Penicillium*, *Aspergillus*, *Cladosporium*)<sup>3363</sup>.

Клітини цих мікроорганізмів містять до 40% ліпідів, більшість яких сконцентрована в клітинній стінці. Ліпіди клітинної стінки УОМ не тільки забезпечують прямий контакт з вуглеводнями, а й відіграють роль у солюбілізації субстрату. ВК ділять на три групи: розкладають н-алкани; ароматичні вуглеводні, що окислюють; активні по відношенню до ізоалканів та, очевидно, до більшості інших вуглеводнів<sup>3364</sup>.

Різні групи мікроорганізмів неоднаково реагують забруднення ґрунту нафтою. Так кількість одних (азотфіксуючі, амоніфікуючі, денітрифікуючі, вуглеводневі, гетеротрофні, спороутворюючі, бактерії, дріжджі, мікроміцети) зростає, інших (актинобактерії, нітрофікуючі, целюлозорозкладні) – знижується.

У нафтозабруднених ґрунтах змінюється структура комплексів мікроміцетів - зростає велика кількість видів і частота народження фітопатогенних і фітотоксичних мікроскопічних грибів. Так, якщо у чистому ґрунті частка умовно потенційно-патогенних грибів становить 30% від загальної чисельності грибів, у забрудненій нафтопродуктами – 50-60% залежно від їхнього типу. Накопичуються потенційно небезпечні для людини види, наприклад, *Alternaria alternata*, *Aspergillus fumigatus*, *Aureobasidium pullulans*, *Fusarium moniliforme*, *Penicillium miczynskii* та *Ulocladium consortiale*<sup>3365</sup>. Останнім часом з'явилася велика кількість біопрепаратів для ліквідації забруднень нафтою та нафтопродуктами, що підтвердили свою ефективність у різних умовах очищення. Це такі препарати як Девороїл, Путідоїл, Нафтокс, Деградойл, Екойл, Екойл-М, Фежел-Біо, Олеоворин, Леноїл, Альбіт та ін. Основні характеристики деяких препаратів наведено у таблиці. Біоремедіація може проводитися двома способами: *in situ* – безпосередньо на місці забруднення та *ex situ* – поза місцем забруднення на спеціальних полігонах або в реакторах. Очищення в біореакторах може також здійснюватися і за допомогою сорбентів (тирса, лушпиння пшениці та вівса, солома, опад хвої, пінопласт, цеоліти) (табл. 2.89).

ФітореMediaція ґрунту від нафтопродуктів зазвичай є завершальним етапом ремедіаційних заходів, що пов'язано з фітотоксичністю високих концентрацій забруднювача. Вона може відбуватися за двома механізмами: фітостимуляція та фітодеградація. Стимуляція біодеградації здійснюється за рахунок секреції рослинами органічних речовин, що використовуються ризосферними мікроорганізмами як джерело енергії та вуглецю, а також різних вторинних метаболітів, що активують гени, відповідальні за синтез ферментів, що деградують. Для фітостимуляції мікробів-деструкторів кореневої зони застосовуються рослини, що мають велику щільну кореневу систему і секретують специфічні речовини, що сприяють зростанню мікробів. Зокрема використовуються різні трави (вів'яниця, кукуля) через їх велику і щільну кореневу систему і шовковиця (тутове дерево) через секрецію фенольних сполук – індукторів генів мікроорганізмів, залучених у руйнування циклічних вуглеводнів.

Фітодеградація заснована на можливості рослин, за допомогою своїх ферментів разом із ґрунтовими (ризосферними) мікроорганізмами здійснювати ферментативне розщеплення органічних забруднюючих речовин. Види, що застосовуються для фітодеградації, характеризуються наявністю великої щільної кореневої системи і високим рівнем синтезу ферментів деградації (найчастіше застосовують рослини тополі).

Вибір видів трав для фітореMediaції здійснюється виходячи з місцевих ґрунтово-кліматичних умов та рекомендацій зональної системи землеробства суб'єктів Російської Федерації<sup>3366</sup>.

Для лісостепової зони рекомендуються травосуміші:

– вівсяниця лучна, тимофіївка лучна, конюшина червона;

– тимофіївка лучна, костриця лучна, кострець безостий, конюшина червона;

– грястиця збірна, костриця лучна, конюшина червона;

регнерія волокниста, люцерна синьогібридна або буркун білий;

– тимофіївка лучна, лисохвіст лучний, люцерна синьогібридна;

– кострець безостий, пирій сизий; люцерна синьогібридна;

– кострець безостий, пирій безкореневищний, еспарцет піщаний.

Для степової та сухостепової зони рекомендується:

– різнотрав'я: житняки, кострець безостий, люцерна жовта та жовтогібридна, еспарцет, пирій безкореневищний, волосник сибірський, буркун, регнерія;

– травосуміш: житняк гребінчастий, еспарцет піщаний;

– травосміш: багаття безосте, еспарцет піщаний або люцерна жовтогібридна.

Найбільшого ефекту в очищенні забруднених нафтою та нафтопродуктами територій можна досягти при поєднанні різних стратегій ремедіації, наприклад, фітореMediaції та використання мікробних угруповань (біореMediaції) або внесення мінеральних добрив, біореMediaція та фітореMediaція.

Основні характеристики біопрепаратів<sup>3367</sup>

Препарат	Діюча речовина	Умови застосування	Норма витрати, кг/га ґрунту	Строк очисти в оптимальних умовах	Ефективність, %
Путідойл (розробка ЗапСибНІГНІ, м. Тюмень)	<i>Pseudomonas putida</i>	+10..+35 °С, концентрація забруднень у ґрунті не більше 10 % за глибини проникнення не більше 15 см	3-15	1-2 міс., 2-3 неділі на спеціальних площадках	75
Нафтокс (розробка ВНІГРІ, м. Санкт-Петербург)	<i>Mycobacterium</i> , <i>Pseudomonas</i> і ін.	pH = 6,0-6,5 глибина проникнення 20-25 см	50	4-6 міс.	70-75
Деворойл, (розробка ІНМІ РАН, м. Москва)	<i>Rhodococcus</i> spp, <i>Candida</i> sp	+5 ... +40°С, pH = 4,5-9,5, забруднення до 20 кг/м <sup>2</sup> поверхні ґрунту	5-10	1-2 міс.	70
Деградойл	<i>Azotobacter vinelandii</i> і ін.	+10..+35 °С, забруднення до 20 г/кг ґрунту, широка субстратна специфічність	5-10	1-2 міс.	50-60
Еконадін (розробка НВП «ЕКОНАД», м. Одеса)	<i>Pseudomonas fluorescens</i> на сфагново му торфі	+5 ... +32 °С вологість торфу трохи більше 10 %	30-50	3-4 міс.	
Біодеструктори Валентіс та Олеоворін, (розробка ДержНДІ Синтезбілок, м. Москва)	<i>Acinetobacter Valentis</i> , <i>Acinetobacter oleovorum</i>	+10 ... +50 °С, +20 . +42 °С pH = 6,5.7,2, концентрація забруднень не вище 20 кг/м <sup>2</sup>	10-15	1-2 міс.	50-60
Екойл, Екойл-М, Фежел-Біо, (розробка ГНЦ прикладної мікробіології, м. Оболенськ Московська область)	<i>Pseudomonas</i> sp., <i>Acinetobacter</i> sp, <i>Mycobacterium flavescens</i> .	не нижче +5 °С, забрудненість до 25 г/кг	30-50	3-4 міс.	

Були вивчені прийоми біорекультиваци<sup>3368</sup>, спрямовані на стимуляцію аборигенної вуглеводні кислоти мікробіоти (внесення мінеральних, органічних добрив та їх поєднання), внесення активного мулу, вуглеводні

мікроорганізмів у вигляді бакпрепарату Бациспектин і використання люцерни як . Виявлено, що проведені заходи значно підвищують біологічну активність ґрунтів, прискорюють процеси біорозкладання нафтових вуглеводнів, знижують їх токсичність, нормалізують ферментативну активність та у більш короткі терміни ведуть до відновлення ґрунтів до вихідного стану.

Вивчено<sup>3369</sup> роль природних матеріалів та мінеральних добрив у зв'язуванні та біодеградації паливних вуглеводнів у ґрунті. В якості сорбентів для рекультивації пропонується застосовувати породи, що містять цеоліт, торф, аміачну селітру. Як фітормедіант рекомендується застосовувати овес.

За дослідженнями Т.М. Щемеліної<sup>3370</sup> прийоми рекультивації (аерація, осушка за допомогою дренажних каналів, агростимулювання) та біоремедіації (внесення біопрепаратів – Родер, Універсал, Омуг, Деконтан, МКС, Петролан) посилюють мікробіологічну активність торф'яно-глейового ґрунту, забрудненого концентрату, активізують окисно-відновні та гідролітичні процеси. Серед випробуваних препаратів найбільш ефективними виявилися біопрепарати Петролан, Універсал, Родер та Омуг, застосування яких з агротехнічними прийомами активізувало процеси розкладання нафти та сприяло зниженню вмісту залишкових вуглеводнів за п'ять років на 74; 79; 66 та 70 %, відповідно.

Оцінювали<sup>3371</sup> ефективність рекультиваційних заходів, що включають внесення в забруднений ґрунт вуглеводневих мікроорганізмів на тлі мінеральних добрив. Проведені заходи сприяли зниженню вмісту нафтопродуктів на 18...82 % залежно від рівня початкового забруднення, підвищення ферментативної активності, а також збільшення вмісту рухомих форм фосфору та калію, валового азоту.

Досліджувалась<sup>3372</sup> ефективність способів стимуляції самоочищення нафтозабруднених ґрунтів: фітомеліорації, внесення біопрепарату Бациспектин, добрива Біонекс-Плюс та рослинних мас. Внесення біопрепарату, добрива, опадів хвої сосни, посів фітомеліорантів на нафтозабрудненому ґрунті прискорило розкладання вуглеводнів, підвищило чисельність вуглеводневих мікроорганізмів, активність ліпази і каталази, знизило фіто- та зоотоксичність ґрунту в діапазоні до 10% включно. За ефективністю рекультивуючі фактори розташовувалися таким чином: Бациспектин = Люцерна посівна = Опід хвої сосни > Кострець безостий > Біонекс-Плюс.

В лабораторних умовах вивчали<sup>3373</sup> вплив дощових хробаків (червоний каліфорнійський гібрид дощового хробака *Eisenia foetida*) та нафторуйнівного мікробіологічного препарату Дестройл, а також їх бінарної суміші на зразки нафтозабрудненого ґрунту. Додавання в ґрунт черв'яків, а ще більшою мірою мікробіологічного препарату суттєво активізувало процеси елімінування нафти у досліджуваних зразках. Спільна дія бінарної суміші була більш ефективною порівняно з дією біодеструкторів нарідно.

При вивченні спільного впливу біопрепарату Альбіт та суміші злакових трав (овсяниця червона та багаття житнього) на забруднення ґрунту нафтою в концентрації 15 % було відзначено зниження вмісту нафтових вуглеводнів у 10 разів<sup>3374</sup>. Спільне застосування двох біопрепаратів Альбіт та Байкал-ЕМ за один місяць знижує нафтове навантаження у п'ять разів<sup>3375</sup>.

Застосування біопрепарату Біорем спільно з фітомеліорантами (люцерна, еспарцет посівний, вівсяниця лучна, суданська трава) та мінеральними добривами показало більш ефективний вплив на забруднення ґрунту нафтопродуктами в концентрації до 48 г/кг, ніж тільки застосування фіторемієну.

Використання цеолітвмістких порід та торф'яного меліоранта знижує нафтове забруднення з початковою концентрацією 10% у 2 рази. А обробка насіння пшениці біопрепаратом на основі мікробної культури *Pseudomonas putida* при використанні перерахованих вище заходів сприяє зниженню фітотоксичності нафтозабрудненого ґрунту<sup>3376</sup>.

У дослідженнях<sup>3377</sup> з вивчення біорозкладання нафтопродуктів у максимальній концентрації 14 л/м<sup>2</sup> (або близько 5 %) під дією біопрепарату Мікозим та мінеральних та органічних добрив встановлено зниження концентрації світлих нафтопродуктів на 30...50 % за сезон. При цьому внесення мінеральних та органічних добрив при даній концентрації не менш ефективно, ніж обробіток ґрунту біопрепаратом.

При фіторемедіації вівсяницею торцевого нафтового забруднення при додаванні мінеральних добрив виявлено зниження вмісту нафтопродуктів на 49% за 6 місяців<sup>3378</sup>.

При порівнянні ефективності фіторемедіації травосумішами та зернобобовими культурами, було встановлено більше зниження вмісту дизельного палива в концентрації 2 % у супіщаному ґрунті при вирощуванні трав родини злакових<sup>3379</sup>. Фіторемедіація показала більшу ефективність порівняно з процесом самоочищення ґрунту від нафтопродуктів<sup>3380</sup> (Legrand et al., 2002).

Одночасне проведення фіто- та біоремедіаційних заходів на чорноземному ґрунті за один місяць у польових умовах знижує концентрацію нафтопродуктів у 1,5 раза.

Проведені дослідження дозволили систематизувати багаторічні рослини за їхньою терпимістю до забруднення нафтою таким чином: тимофіївка > райграс > конюшина > люцерна<sup>3381</sup>.

Таким чином, самоочищення ґрунтів від нафти та нафтопродуктів відбувається повільно і тому необхідно проводити їхню рекультивацію. Найкращі результати отримано при комбінуванні різних методів рекультивації.

Для міських ґрунтів, що мають середній рівень забруднення нафтопродуктами, пріоритетними методами є біоремедіація та фіторемедіація, оскільки є досить дешевими та не вимагають складного технічного обслуговування. Оскільки забруднення ґрунту нафтопродуктами

за умов міста носить постійний накопичувальний характер необхідно вивчення можливості та ефективності фіто- і биоремедиации для міських ґрунтів.

Для рекультивації ґрунтів, забруднених нафтою, у світовій практиці використовуються механічні, фізико-механічні, хімічні та біологічні методи<sup>3382 3383</sup>.

Механічні та фізичні методи, хоч і прискорюють розкладання нафти, не можуть забезпечити їх повного видалення з ґрунту, а процес природного розкладання забруднень у ґрунтах надзвичайно тривалий. При цьому виді рекультивації застосовується заміна або розведення забрудненого шару ґрунту. Поряд із вищезазначеними засобами очищення ґрунту від забруднень застосовуються екстракційні методи, що мають на увазі витяг ВМ із забрудненої шляхом застосування речовин, які здатні перевести їх із пов'язаного в розчинний стан. Подібними хімічними речовинами можуть бути мінеральні кислоти, різні солі, поверхнево-активні речовини, а також синтетичні комплексоутворюючі (хелатуючі агенти) комплексоутворювачі<sup>3384 3385</sup>.

Сорбційні методи очищення ґрунту займають особливе місце у заходах, спрямованих на ліквідацію нафтових забруднень. При незначних забрудненнях ґрунтів адсорбенти, що застосовуються для очищення, не вимагають, як правило, обов'язкового вилучення з очищеного ґрунту<sup>3386</sup>.

Фіторекультивація передбачає застосування трав'янистих рослин, що покращують структуру та збільшують повітропроникність ґрунтів.

Такі рослини мають властивість поглинання мутагенних і канцерогенних продуктів розпаду нафти, перешкоджають вимиванню з рекультивованого шару ґрунту необхідних мінеральних елементів. Діяльність рослин (кореневі виділення, кінцеві продукти розкладання трав) сприяє розвитку багатовидової ґрунтової біоти<sup>3387</sup>.

Однією з найефективніших технологій очищення та відновлення ґрунтів, забруднених нафтою та продуктами її переробки, є біологічна ремедіація з використанням функціонально-спрямованих технологій, що передбачають ефективне стимулювання окиснення вуглеводнів природними нафтоокислюючими мікроорганізмами<sup>3388</sup>.

Консорціум мікроорганізмів бере участь у біотрансформації органічних відходів, а також зменшує кількість техногенних та природних токсикантів, відновлює родючість ґрунту та підвищує врожайність сільськогосподарських культур<sup>3389</sup>.

Все частіше використовуються методи, засновані на стимуляції вуглеводневої кислоти аборигенної мікрофлори внесенням комплексу мінеральних добрив, сорбентів, поверхнево-активних речовин і ряд агротехнічних заходів<sup>3390</sup>. Ці заходи спрямовані на покращення повітряного, водного та мінерального режимів ґрунту.

Поліпшення повітряного та водного режимів ґрунту можливе при використанні плівкових укриттів<sup>3391</sup>. Так, комплексне застосування наноструктурного бентоніту та консорціуму аборигенних мікроорганізмів-

деструкторів дозволило прискорити терміни ремедіації нафтозабрудненого ґрунту у 3,5 рази<sup>3392</sup>.

В останні роки пильної уваги заслуговує метод ремедіації забрудненого ґрунту, заснований на застосуванні світлокоректуючих полімерних матеріалів, які містять у своєму складі фотолюмінофори, що виконують роль ефективних селективних фільтрів електромагнітного випромінювання сонця. Застосування світлокоректуючої плівки як укривного матеріалу в комплексі з мінеральним добривом показало, що процеси біодеградації нафтових забруднень у ґрунті протікають у 2-3 рази інтенсивніше, а чисельність основних фізіологічних груп ґрунтових мікроорганізмів, відповідальних за створення ґрунтової родючості. Використання світлокоректуючих полімерних плівок сприяє стимулюванню біохімічних окисних процесів нафти в ґрунті, призводить до прискорення процесів життєдіяльності рослин, що призводить до підвищення їх господарської продуктивності, а відповідно дана властивість може використовуватися при фіторекультивациі нафтозабрудненого ґрунту<sup>3393</sup>.

З метою підвищення біодоступності вуглеводневих ксенобіотиків використовують поверхнево-активні речовини (сурфактанти), які сприяють десорбції та солюбілізації нафтових компонентів, полегшуючи їх асиміляцію мікробними клітинами. Однак, повсюдно застосовувані в промисловості синтетичні сурфактанти – це екологічно небезпечні речовини з високим ступенем токсичності та низьким ступенем деградабельності, які активно акумулюються у ґрунтових біоценозах.

Оптимальне поєднання агротехнічних заходів дозволяє знизити рівень забруднення на 30-40% переважно за рахунок легкодегратованих компонентів нафти. При цьому високомолекулярні вуглеводневі компоненти, а також важкі метали, вміст яких нафти може досягати 1 г/кг, не руйнуються протягом ряду років. Рухливі ВМ не деградуються, перерозподіляються між окремими компонентами екосистеми, накопичуючись у біомасі мікроорганізмів та рослин, і по трофічних ланцюгах передаються в організми вищих тварин та рослин, пригнічуючи їхню біологічну активність та життєдіяльність<sup>3394</sup>.

Біологічні методи відновлення забруднених земель активізують у ґрунтовій мікрофлорі ауторемедіаційні процеси, творення мікробно-рослинної взаємодії<sup>3395</sup>.

Існуючі прийоми біологічної рекультивациі ґрунтів в основному спрямовані на усунення конкретного забруднювача та малоефективні при одночасному забрудненні ґрунту органічними та неорганічними політантами<sup>3396</sup>.

Деякі автори пропонують використовувати з метою очищення ґрунту від нафтозабруднення мікроорганізми. Так, вуглеводневі мікроорганізми, що містяться в нафтозабруднених ґрунтах, є одним із способів очищення. Біотехнологи з Індії провели роботу щодо можливості використання



*Acinetobacter baumannii* в процесі біодеградації нафтового забруднення при аварійних ситуаціях, пов'язаних з розливами нафти.

Вони провели генетичний аналіз послідовності гена 16S рРНК, досліджували вплив різних параметрів культивування (рН, температура, концентрації NaCl, первісна концентрація вуглеводнів, роль джерел вуглецю та азоту) на процес біодеградації. В результаті було зроблено висновок про можливість використання *A. Baumannii* для ефективної біодеградації забруднення.

Актуальні прийоми рекультивації з використанням функціонально-спрямованих технологій, що передбачають ефективне стимулювання окиснення вуглеводнів природними нафтоокислюючими мікроорганізмами<sup>3397 3398 3399</sup>.

Описано метод фіторемедіації, сутність якого полягає у посіві та вирощуванні на ґрунтах, забруднених нафтою та НП, рослини сільськогосподарського призначення – гірчиця сиза або сарептська (*Brassica juncea*) для вилучення (фітоекстракції) ВМ кореневою системою та накопичення їх у надземній біомасі<sup>3400 3401</sup>.

При цьому в результаті проведення модельних експериментів вчені сходяться на думці, що коефіцієнт біологічного накопичення ВМ рослинами підвищується за допомогою внесення в ґрунт хелатоутворюючих агентів як засобів, що сприяють прискоренню фітоекстракції забрудненого ґрунту<sup>3402</sup>.

Використовується ряд інших коефіцієнтів у системі оцінки акумуляції важких металів, зокрема:

Коефіцієнт затримки (КЗ) використовується для характеристики властивостей кореня, що депонують, у досліджених рослин

$$K3 = \frac{C_k}{C_c}$$

де  $C_k$  – вміст хімічного елемента докорінно, мг/кг;  $C_c$  – вміст хімічного елемента у стеблі, мг/кг.

Коефіцієнт біохімічної рухливості ( $K_{бхл}$ ) характеризує ступінь споживання рослинами елементів або їхню актуальну доступність рослинам

$$K_{бхл} = \frac{C_{врасл}}{C_{грунт}}$$

де  $C_{врасл}$  – вміст хімічного елемента у рослині, мг/кг;  $C_{грунт}$  – вміст у ґрунті його рухомих форм, мг/кг.

Коефіцієнт захисних властивостей (КХ) дозволяє оцінити буферні властивості ґрунту

$$K_x = 100 - \frac{C_{н.ф.}}{C_{в.ф.}} * 100\%$$

де  $C_{н.ф.}$  – Концентрація рухомих форм елемента,  $C_{в.ф.}$  – валовий вміст елемента в ґрунті.

Дослідники з Грузії пропонують методи та рекомендації щодо реабілітації та оздоровлення навколишнього середовища із застосуванням модифікованих та активізованих природних сорбентів<sup>3403</sup>.

Описано новий модифікований сорбент (СВ-I-A) на основі опок Астраханської області, що є унікальним поглиначем, здатним видаляти ВМ, не завдаючи шкоди здоров'ю людини<sup>3404</sup>.

Російські автори запатентували спосіб, сутність якого полягає в нанесенні на забруднену поверхню цементного пилу, що вловлюється електрофільтрами з газів, що відходять, обертових печей цементних заводів, з вологістю не більше 2% шаром 1-5 см і шаром ґрунту 5-10 см. За результатами експериментальних токсикологічних досліджень був зроблений висновок, що використання цементного пилу для знешкодження нафтозабрудненого ґрунту є перспективним. Як тест-об'єкт для оцінки ступеня токсичності ґрунту, що має забруднення нафтової етіології, використовувалися інфузорії-туфельки<sup>3405</sup>.

Власне методи ремедіації нафтозабруднених земель поділяються на дві основні групи. Перші реалізуються прямо на місці забруднення без виїмки та транспортування ґрунту. Другі здійснюються на спеціально підготовлених майданчиках або в апаратах, встановлених на відстані від місця забруднення.

Оптимальним варіантом є активізація внутрішніх регулюючих механізмів екосистеми для порушених процесів. Це дозволить зробити процес відновлення більш інтенсивним та ефективним.

У природних умовах самовідновлення порушених чи забруднених нафтою екосистем відбувається досить довго. Тому часто необхідно проводити спеціальні роботи з ліквідації наслідків антропогенного забруднення середовища вуглеводнями.

Рекультивация є комплекс робіт, що проводяться з метою відновлення продуктивності порушених земель та поліпшення стану навколишнього природного середовища<sup>3406</sup>.

Під якістю рекультивации розуміється сукупність властивостей відновлених земель, що зумовлюють їхню придатність для подальшого використання в сільському чи лісовому господарстві, рекреації тощо<sup>3407</sup>.

В даний час розроблено ряд методів ліквідації наслідків нафтових забруднень ґрунту, що включають термічні (спалювання), механічні (перемішування та фізичний поділ), хімічні (екстрагування або затвердіння із застосуванням добавок), фізичні (гравітаційне відстоювання, фільтрування), фізико-хімічні підібраних реагентів, що змінюють фізико-хімічні властивості, з подальшою обробкою на спеціальному устаткуванні) та біологічні (мікробіологічне розкладання, біотермічне розкладання, фіторемедіація).

Один з найчастіше використовуваних раніше методів - це спалювання. Головними недоліками такого методу є низька екологічність: ґрунт після спалювання не може відновити свої повноцінні властивості, а у процесі виділяються високотоксичні сполуки. Широке поширення цього методу пояснюється його дешевизною<sup>3408</sup>.

Для очищення ґрунтів з використанням піролізних та екстракційних установок необхідно проводити екскавацію забрудненого масиву та перевезення на місце обробки. В результаті значною мірою страждає природний краєвид. Крім того, термічні процеси можуть супроводжуватися утворенням канцерогенних поліциклічних ароматичних вуглеводнів, які залишаються в ґрунті.

Роботи з переміщення великих масивів забрудненого ґрунту може призвести до того, що утворюються приховані потоки поллютантів, що залишилися (нафти і пластових вод), здатні забруднити підземні води. Подібне може відбуватися і при простому складуванні нафтозабруднених ґрунтів.

При розливах рідких вуглеводнів часто застосовується їх збирання за допомогою сорбентів. В останні роки ведуться розробка та дослідження сорбентів із природних органічних матеріалів (торф, відходи сільського господарства, листовий опад), а також сорбентів, оброблених препаратами мікробних нафтодеструкторів, здатних згодом повністю розкласти забруднювач.

Метод електрохімічної обробки застосовується для очищення ґрунтів та стічних вод від вуглеводнів<sup>3409 3410</sup>.

Електрохімічна обробка не потребує виїмки ґрунту. При електрохімічному методі забруднений ґрунт занурюються електроди, до яких підводиться постійна електрична напруга. Механізм процесу очищення заснований на цілій низці процесів. Необхідною умовою перебігу процесу є висока вологість ґрунтів. Основною перевагою електрохімічного способу ліквідації наслідків нафтового забруднення є його застосування для малопроникних (глинистих) ґрунтів та можливість вилучення найрізноманітніших забруднювачів, включаючи метали та органічні сполуки<sup>3411</sup>.

До найперспективніших відносяться методи біологічного очищення ґрунтів.

До головних переваг відносяться екологічна безпека та можливість деградації забруднювачів до менш токсичних сполук за збереження структури ґрунту без додаткового забруднення<sup>3412</sup>.

Біологічна рекультивация – етап рекультивации земель, що включає заходи щодо відновлення їх родючості, що здійснюється після

технічної рекультивации. Прийнято розрізняти на біологічному етапі відновлення земель два напрями. Перше – це активизация розкладання вуглеводнів у ґрунтовому середовищі (ґрунтовідновлення), друге – відновлення рослинного покриву<sup>3413</sup>.

Біорекультивация включає: біоремедіацию та фіторекультивацию.

Особливу цінність мають роботи з біологічної рекультивации у випадках, коли порушеними виявляються колишні сільськогосподарські угіддя.

Основними методами біорекультивации є активизация аборигенної ґрунтової мікрофлори, а також внесення мікроорганізмів-нафтодеструкторів

(наприклад, мікроорганізмів родів *Arthrobacter*, *Rhodococcus*, *Pseudomonas*, *Bacillus* та ін.)<sup>3414</sup>.

ФітореMediaція – це комплекс методів очищення ґрунтів, вод та атмосферного повітря з використанням рослин. Після проведення процесів зниження вмісту нафтопродуктів у ґрунті на ділянках, що рекультивуються, до значень, що забезпечують можливість зростання та розмноження найбільш нафтостійких зелених рослин, приступають до фіторекультивациі забруднених земель. Для фіторекультивациі нафтозабруднених земель використовується найбільш доступне насіння однорічних і багаторічних трав, що мають розвинену кореневу систему, підвищену стійкість до нафтового забруднення ґрунту, адаптоване до місцевих умов.

До рослин, найбільш стійких до нафтозасолів, відносять багаття польове (*Bromus arvensis*), люцерну посівну (*Medicago sativa* L.), тимофіївку лучну (*Phleum pratense*)<sup>3415</sup>.

Найкращі результати відзначаються при комплексному методі рекультивациі забруднених ґрунтів з використанням агротехнологій із внесенням мінеральних добрив та висівом трав меліорантів. Подібні технології спрямовані на активизацію аборигенної нафтоокислювальної ґрунтової мікрофлори і не вимагають значних матеріальних витрат.

Електрохімічна обробка ґрунтів є одним із ефективних сучасних методів видалення різних хімічних речовин (нафтопродуктів, хлорвмісних вуглеводнів, важких металів та радіонуклідів).

Для проведення обробки ґрунту занурюються електроди, і пропускається електричний струм. При цьому провідним середовищем може служити або ґрунтова вода, або розчини, що спеціально закачуються. Відстань між електродами може становити до 10 м, глибина занурення досягатиме 10 м і більше<sup>3416</sup>.

Глибина насправді обмежується лише довжиною електродів.

Методи електрохімічної обробки можуть застосовуватись для очищення різних типів ґрунту (від глини до піску), а також опадів стічних вод<sup>3417</sup>.

Відмінною особливістю електроосмотичного способу очищення є можливість застосування для ґрунтів з низькою фільтраційною здатністю на місці забруднення.

Ефективність очищення зменшується зі збільшенням вмісту асфальтенів і смол, і навіть віку забруднення<sup>3418</sup>.

Механізм очищення ґрунтів в результаті електрообробки складний і ґрунтується на декількох процесах. Це електрокінетичні процеси, тобто, переміщення частинок забруднювача під дією електричного струму, електророзігрів, електроліз, окиснення, електрофлотація, а також біологічне окиснення за рахунок активизації ґрунтових нафтоокислюючих мікроорганізмів.

Електропровідність ґрунтів залежить від їхньої структури та кількості вмісту вологи. Електропровідність пісків і глин важливо відрізняється завдяки можливості глинистих частинок адсорбувати іони ґрунтового

електроліту. Тому електропровідність пісків забезпечується переважно електролітичною складовою, а глини – осмотичною. Різні питомі опір ґрунтів подібних ландшафтів можна пояснити різними пористістю, щільністю прилягання твердої фази і вологістю.

Питомий опір ґрунтів визначається переважно кількісним вмістом у ньому вологи, а також може змінюватися в широкому діапазоні залежно від пори року<sup>3419</sup>.

Електророзігрів може використовуватися для видалення нафти, дизельного палива, летких вуглеводнів, а також органічних хлорованих розчинників. При електрообробці нафтозабруднених ґрунтів підвищення температури призводить до випаровування легких фракцій, важкі фракції, що залишилися, концентруються переважно в анодній зоні.

Особливу важливість є те, що електророзігрів ґрунту до температури 30-75 °С призводить до активізації мікроорганізмів – біодеструкторів забруднювачів. Біоокислення використовується для видалення нафти, нафтопродуктів, летких органічних вуглеводнів та хлорорганіки. Найчастіше при реалізації процесу потрібне встановлення екранів та видалення газоподібних компонентів<sup>3420</sup>. Для ще більшої інтенсифікації діяльності мікроорганізмів можуть використовуватися спеціальні живильні середовища та біостимулятори зростання мікроорганізмів<sup>3421</sup>.

Хорошого результату дозволяє досягати елетробіоре mediaція з періодичною зміною полярності<sup>3422</sup>.

Діелектричні властивості ґрунту значною мірою залежать від вмісту вологи. При проведенні електророзігріву слід враховувати, що збільшення вологості ґрунту сприяє зростанню швидкості нагрівання та зменшенню глибини прогріву<sup>3423</sup>.

При електрофлотації видалення нафтопродуктів відбувається бульбашками газу, що утворюються при електролізі та піднімаються до поверхні.

Електрокоагуляція – це процес агрегації мікрочастинок мінерального походження та органічних молекул. У методі електрокоагуляції використовують залізні та алюмінієві електроди, при розчиненні яких утворюються гідроксиди, що адсорбують забруднення і потім випадають в осад<sup>3424</sup>.

Полікомпонентність нафтового забруднення, його трансформація у часі, комулятивність, висока стійкість та токсичність, мінливість вуглеводневого складу, відсутність для більшості з нафтопродуктів встановлених нормативів ГДК, неможливість урахування екологічної небезпеки сумісної дії вуглеводнів, продуктів їх розкладу та взаємодії з присутніми у воді та ґрунті іншими хімічними речовинами потребує комплексного підходу до вирішення проблеми. Ефективним у цьому плані є проведення екологічного моніторингу, що включає не лише виявлення змін фізико-хімічних властивостей ґрунтів, дослідження рівня нафтохімічного забруднення, а й визначення токсичної дії цього забруднення на живі організми та в кінцевому

результаті вибір оптимального методу відновлення навколишнього середовища. На даний час є тенденція використання для біоіндикації і біотестування не окремих біотестів, а так званих тест-батареї, що включають тест-організми різних трофічних рівнів: мікроорганізми, ґрунтові безхребетні та вищі рослини<sup>3425 3426 3427</sup>. Так, при оцінці токсичності нафтозабруднених ґрунтів повідомляється про використання тест-батареї: дощових черв'яків, ногохвісток і вищих рослин<sup>3428</sup>, редису і дегідрогеназної активності<sup>3429</sup>, вищих рослин: *Avena sativa* L., *Raphanus sativa* L., каталазної і ліпазної активності та ногохвісток: *Folsomia candida* і *Onychiurus stachianus*<sup>3430</sup>.

Отже, перехід до більш надійного екологічного контролю якості навколишнього середовища можливий тільки при умові розширення списку вимірюваних показників забруднення і обов'язкового використання методів біомоніторингу з використанням чутливих тест-об'єктів. Немає універсальних тест-об'єктів, в рівній мірі чутливих до різних токсикантів. З введенням кожного додаткового об'єкту надійність схеми випробувань підвищується, проте безмежне розширення асортименту обов'язкових об'єктів неможливе. У зв'язку з цим для кожного пропонованого методу біотестування має бути визначене строге цільове призначення, означена сфера застосування і очевидні переваги перед рекомендованими раніше.

Біотестування та біоіндикацію нафтозабруднених ґрунтів у агроєкосистемах проводять на основі реакцій сільськогосподарських рослин із різною чутливістю до даного фактора<sup>3431 3432 3433 3434 3435 3436</sup>.

Існує чимало методичних рекомендацій з використання того чи іншого виду рослин. Деякі дослідники для екологічної оцінки забруднених ґрунтів, в тому числі нафтою, використовують насіння пшениці (*Triticum* spp.)<sup>3437 3438</sup>.

Інші<sup>3439 3440</sup> в лабораторних фітотестах, пропонують застосовувати для цих цілей насіння вівса (*Avena* spp.), оскільки воно, на думку розробників, давало найбільш стабільні та відтворювані результати в порівнянні з насінням інших культур (pp. *Pisum*, *Cucumis*, *Triticum*, *Daucus* та ін.).

Перелік рослин, придатних для фіторемедіації ґрунтів, забруднених нафтою та нафтопродуктами, досить широкий і включає як дикорослі, так і окультурені види: жито багаторічне (*Secale cereale* L.)<sup>3441</sup>, грястиці збірної (*Dactylis glomerata*)<sup>3442</sup>, прибережниця берегова (*Aeluropus littoralis* (Gouan) Parl.)<sup>3443</sup>, костриця лучна (*Festuca pratensis* Huds.)<sup>3444</sup>, свинорій (Cy)<sup>3445</sup>, райграс (*Arrhenatherum*)<sup>3446</sup>, овес посівний (*Avena sativa* L.)<sup>3447</sup>, козлятник лікарський (*Galega officinalis* L.)<sup>3448</sup>, дягиль лікарський (*Angelica archangelica* L.)<sup>3449</sup>, люцерна серповидна (*Medicago falcata* L.), люцерна посівна (*Medicago sativa* L.)<sup>3450</sup>, костриця (*Bromopsis inermis* Holub.)<sup>3451</sup>.

Серед рекомендованих видів рослин для фіторемедіації нафтових вуглеводнів домінують представники родини злакових (Poaceae) та бобових (Fabaceae). Наявність добре розвиненої кореневої системи злаків дозволяє щільно пронизувати верхні шари ґрунту, тим самим забезпечуючи хорошу аерацію ризосфери та досить високу очистку. Бобові рослини цікаві завдяки симбіотичним відносинам з азотфіксуючими бактеріями<sup>3452 3453</sup>.

У багатьох роботах вітчизняних і зарубіжних авторів показана ефективність застосування насіння крес-салату (*Lepidium sativum*). Це один з найбільш часто використовуваних тест-об'єктів, що застосовується для біотестування вод, донних відкладень, ґрунтів, природних і техногенних субстратів, радіаційного впливу, впливу синтезованих хімічних речовин і їх сумішей<sup>3454</sup>. Дана тест-культура інформативна при забрудненні середовища поллютантами різних типів (важкими металами, вуглеводнями, радіоактивними речовинами та ін.) і при комплексному забрудненні. Повідомляється про метод визначення сумарної токсичності ґрунту з використанням насіння редису посівного (*Raphanus sativus* var. *radicula* Pers.), що пов'язано з високою чутливістю насіння до токсичних речовин<sup>3455</sup>. З допомогою редису також оцінюється фітотоксичність нафтозабруднених ґрунтів<sup>3457 3458</sup>.

Сорго (*Sorghum bicolor* L.) та квасоля (*Phaseolus vulgaris* L.) використовуються для визначення токсичності реактивного палива та гербіцидів. Ріст кореня проса (*Panicum miliaceum* L.) служить для визначення токсичності фенолів та хлорфенолів<sup>3459</sup>.

Показана ефективність застосування насіння цибулі ріпчастої (*Allium cepa* L.), як ефективної тест-культури для дослідження токсичного впливу широкого спектру хімічних речовин<sup>3460</sup>, в тому числі і нафтового забруднення<sup>3461</sup>.

С.А. Ілларіонов і ін.<sup>3462</sup>, вивчаючи фітотоксичність нафтозабруднених ґрунтів, як тест-об'єкт використовували конюшину. Показниками фітотоксичності були зниження схожості і виживання насіння, а також вага сухої біомаси вирощених рослин. Згідно з міжнародним стандартом ISO 11269-1 для біотестування рекомендується використовувати ячмінь звичайний (*Hordeum vulgare*).

Одночасно вказується, що можна застосовувати насіння й інших рослин. Міжнародний стандарт ISO 11269-2 регламентує вибирати мінімум два види рослин, при цьому один повинен бути однодольним, а інший дводольним<sup>3463</sup>.

Варто відзначити, що насіння різних видів вибірково реагують на певні види поллютантів. У публікаціях іноземних дослідників<sup>3464</sup> цей ефект продемонстрований відносно чутливості насіння салату, сорго та гірчиці на ґрунтах, забруднених комплексом важких металів і нафтопродуктів, у тому числі ПАВ.

Показано, що рослини по зниженню чутливості до токсичності ґрунтів розташовуються в наступному порядку: *Lepidium sativum* < *Sinapis alba* < *Sorghum saccharatum*. При дослідженні фітотоксичності річкових відкладень, забруднених переважно важкими металами і пестицидами, спостерігалася тенденція більшої чутливості дводольних рослин (*Lepidium sativum*, *Sinapis alba*), ніж однодольних (*Sorghum*)<sup>3465</sup>.

Разом з тим публікації інших авторів<sup>3466</sup> показують, що на нафтозабруднених ґрунтах більшою чутливістю володіє сорго цукрове (*Sorghum saccharatum*), однодольна рослина. У інших дослідженнях

фітотестування забруднень (відходів фосфогіпсу, біоґрунту, наноматеріалів), проведених на насінні гірчиці білої (*Sinapis alba*), була показана доцільність застосування цієї культури, так як вона продемонструвала добру схожість і відтворюваність результатів у досліджах<sup>3467</sup>.

Показана можливість використання *Sinapis L.* для оцінки токсичності ґрунтів гірничопромислового району<sup>3468</sup>.

Досліджено фітотоксичність нафтозабруднених бурого та сірого лісових ґрунтів з використанням трьох рослин: крес-салат, гірчиця звичайна, жито<sup>3469</sup>.

Кореляційна залежність між дозою забруднення ґрунтів нафтою і зміною тест-реакцій встановлена для гірчиці звичайної, що дозволило авторам рекомендувати гірчицю звичайну у якості тест-культури для діагностики стану нафтозабруднених ґрунтів.

Авторами<sup>3470</sup> встановлено відмінність реакцій насіння сільськогосподарських рослин на дію нафтопродуктів. За зменшенням чутливості до нафтопродуктів, вивчені рослини розміщуються в наступному порядку: ячмінь, редис, салат. Підсумовуючи вищесказане, вважаємо, що перспективним є підхід з використанням кількох видів рослин в якості фітотестів, який з більшою ймовірністю дозволяє вловити «мінімально» діючий токсичний компонент в умовах комплексного забруднення середовищ. Однак, слід підкреслити, що чутливість певного виду рослин до одного забруднювача часто не поширюється на інші речовини. Тому, незважаючи на досить велику кількість рослинних тест-систем, питання про можливість використання рослин для біотестування певного класу речовин залишається відкритим і потребує розробки оптимальних тест-систем до конкретних забруднень. Для діагностування й оцінки токсичності нафтозабруднених ґрунтів, зазвичай, враховуються такі показники, як висота рослин, кількість, довжина і ширина листків, довжина черешків, кількість і довжина пагонів, кількість квіток, розміри частин оцвітини, кількість плодів і насінин у плоді, загальна маса рослини і маса окремих її частин тощо.

Тест-параметри, що використовуються дослідниками фітотоксичності нафтового забруднення досить неоднозначні.

Так, в роботах<sup>3471</sup> оцінюється довжина коренів і пагонів молодих рослин; деякі дослідники аналізують схожість і довжину коренів проростків<sup>3472 3473</sup>.

У ряді робіт оцінюється тільки довжина коренів проростків<sup>3474</sup>.

Автори<sup>3475</sup> при вивченні фітотоксичної дії полютантів, в доповнення до таких показників, як схожість і довжина кореня проростків, рекомендують враховувати також динаміку і енергію проростання, що дозволить більш повно оцінити негативну дію.

Суперечливі результати були отримані при впливі нафти на проростання насіння рослин. У ряді робіт нафта чинить значний негативний вплив<sup>3476 3477 3478 3479 3480</sup>.

В окремих роботах відзначено відсутність впливу нафтового забруднення на проростання насіння<sup>3481</sup>. Як правило, в польових умовах



нафтове забруднення ґрунту діє негативно на проростання<sup>3482</sup>, в лабораторних умовах негативна дія є слабшою<sup>3483 3484 3485</sup>. Даний негативний вплив пояснюється не тільки токсичністю нафти, але і набуттям ґрунту гідрофобних властивостей, крім того, вуглеводні нафти сорбуються на поверхні насіння, перешкоджають надходженню до нього води<sup>3486</sup>.

В даний час більшість дослідників використовують водні витяжки для тестування ґрунтів. При цьому еталонним об'єктом, щодо якого оцінюється токсичність, в більшості випадків є дистильована вода. Однак, постановка фітотеста на водних витяжках може давати занижені результати токсичності<sup>3487</sup>.

Очевидно, що аналіз водної витяжки із забруднених ґрунтів не в повній мірі відображає ступінь потенційної небезпеки забруднених зразків, оскільки частина токсичних компонентів зв'язується в ґрунті і не переходить у розчин. Крім того, важливий гранулометричний склад досліджуваного об'єкта. Очевидно, що при однаковій концентрації речовини, токсичний ефект глинистих об'єктів буде менший, ніж піщаних через меншу доступність токсичних компонентів рослинам.

Як було показано<sup>3488</sup>, результати визначення токсичності ґрунтів і водних витяжок з них методом біотестування в деяких випадках істотно відрізняються. Наприклад, токсичність ґрунтів, що визначається методом пророщування насіння вищих рослин безпосередньо в ґрунті вища, ніж токсичність водних витяжок з цих же ґрунтів, яка визначається на традиційних 30 днів водної токсикології тест-об'єктах. Різниця результатів особливо велика при забрудненні ґрунтів токсикантами, малорозчинними у воді. Так, проведення аналізу нафтового забруднення на водних витяжках не є ефективним, оскільки більшість вуглеводнів нафти нерозчинні у воді, тому не всі токсичні сполуки перейдуть з ґрунтової фази у водну, і відповідно токсичність водної витяжки нафтозабрудненого ґрунту не відповідатиме його токсичності<sup>3489</sup>.

Тому вплив нерозчинних забруднювачів може бути оцінений лише контактним способом. Згідно з міжнародними стандартами ISO 11269-1 та ISO 11269-2 тесткультура вирощується в умовах безпосереднього контакту з тест-об'єктом. При цьому контрольний і забруднений ґрунти повинні бути як можна більше схожі один на одного по структурі і складу (за винятком досліджуваних хімікатів і забруднювачів)<sup>3490</sup>.

У зв'язку з цим доцільним є проведення тесту не на водному екстракті, а безпосередньо на ґрунті. Проте, автори методики по біотестуванню ISO 11269-1<sup>3491</sup> для швидкої оцінки якості ґрунту рекомендують пророщувати насіння рослин в горщиках діаметром 8 см і висотою 11 см. Це означає, що для одного варіанта досліду з триразовою повторністю потрібна проба ґрунту масою 1,5-2 кг. Однак у багатьох випадках у дослідників немає таких обсягів проб. Крім того, описані стандарти не передбачені для застосування на нафтозабруднених ґрунтах, є довготривалими – виконуються протягом 14-21

добу, працюють у вузькому діапазоні концентрацій забруднювача – 1-1000 мг/кг.

Отже, рослини є перспективними тест-об'єктами для біомоніторингу завдяки високій чутливості до змін довкілля, що відбуваються під впливом антропогенних чинників. За допомогою рослин і їх угруповань можна оцінити дію та наслідки антропогенних впливів: порушення природних ландшафтів, забруднення повітря, водного середовища та ґрунтів; обґрунтувати заходи з організації екологічного моніторингу. Простота обліку ефектів та інтерпретації результатів, їх чутливість і відтворюваність робить доцільним застосування рослинних тест-систем для діагностування та оцінки токсичності нафтозабруднених ґрунтів.

Важливими залишаються аспекти відновлення нафтозабруднених ґрунтів. Природна трансформація нафти у ґрунті є довготривалим процесом і становить приблизно 40-45 років<sup>3492</sup>. Тому вивчення і розробка екологічно нешкідливих прийомів прискорення деградації нафти є важливим завданням у вирішенні проблеми ремедіації техногенно порушених земель.

Ремедіація, як комплекс робіт, спрямованих на очищення території від небезпечних забруднювачів, відновлення продуктивності, народногосподарської цінності земель та поліпшення умов навколишнього середовища<sup>3493</sup> включає: ліквідацію розливу нафти, як джерела вторинного забруднення природного середовища, нейтралізацію залишкової нафти у ґрунті до рівня фітотоксичності і відновлення родючості забруднених ґрунтів до прийнятної господарської значущості.

Ліквідацію нафтових забруднень ґрунту здійснюють різноманітними методами: механічними – виїмка ґрунтів, збір нафтопродуктів; фізико-хімічними – спалювання, екстракція паром, промивання забрудненого нафтою ґрунту, сорбція, відновлення територій за допомогою ініційованого гумінового сорбенту, використання активованого торфу, очищення твердих поверхонь за допомогою гідрофобного органомінерального нафтового сорбенту та ін.; біологічними – біоремедіація, фіторемедіація. Відомі механічні, хімічні та фізичні методи трудомісткі, довготривалі, потребують великих витрат і не забезпечують повноти очищення. До того ж вони часто приводять до вторинного забруднення навколишнього середовища, а також ефективні лише при використанні на невеликих локальних територіях і при певному рівні забруднення, як правило, не менше 1% нафти у ґрунті<sup>3494 3495</sup>.

Такі способи очищення забруднених ґрунтів мають одноразовий ефект, в той час як біологічні характеризуються тривалішим впливом і стабільним покращенням екологічної ситуації. Одним із сучасних методів біологічної очистки нафтозабруднених ґрунтів є біоремедіація, що основана на використанні мікроорганізмів-деструкторів нафти та нафтопродуктів (бактерій, дріжджів, грибів, плісневих грибів тощо) та їх рекомбінантних штамів, а також асоціацій мікроорганізмів-деструкторів, біосурфактантів (поверхнево-активних речовин мікробного походження, здатних емульгувати

вуглеводні нафти). Виділяють два основних підходи до здійснення біоремедіації: біостимуляцію та біоаугментацію<sup>3497 3498</sup>.

Біостимуляція, що основана на активізації існуючої мікрофлори в середовищі, використовується скрізь, де природний мікробіоценоз зберіг життєздатність і характеризується достатнім видовим різноманіттям. Активізацію мікрофлори здійснюють шляхом створення оптимального середовища для розвитку певних груп мікроорганізмів-нафтодеструкторів. В цьому випадку в ході лабораторних випробувань з використанням зразків ґрунту, забрудненого нафтою і нафтопродуктами, встановлюють які саме добрива і в яких кількостях слід внести, щоб стимулювати зростання мікроорганізмів, здатних утилізувати забруднювач<sup>3499 3500 3501</sup>.

Відомо, що нафтозабруднений ґрунт характеризується дефіцитом азоту, фосфору, мікроелементів, містить мало води і кисню<sup>3502 3503</sup>.

У мікроорганізмів, які відчувають нестачу тих чи інших елементів, спостерігається різке зниження вуглеводоокислюючої активності, що призводить до зупинки процесу біоремедіації<sup>3504</sup>.

Поліпшення повітряного, водного і поживного режиму ґрунтів досягається оранкою, розпушуванням, внесенням поживних речовин, сорбентів<sup>3505 3506</sup>.

В якості поживних речовин рекомендують досить широке коло субстратів: мінеральні та органічні добрива<sup>3507 3508</sup>, соломі і тирсу, пептонну воду, відходи дріжджових виробництв, біогумус, сидерати, білково-вітамінний концентрат, гній<sup>3509</sup>, пташиний послід з додаванням торфу<sup>3510</sup> і ін., внесення яких призводить до значного зниження загальної кількості вуглеводнів за рахунок прискорення зростання мікробної популяції.

За даними *R. Voopathy*<sup>3511</sup> вологість і температура ґрунту визначальні при проведенні біоремедіації. Оптимізація водного режиму ґрунтів забезпечується відкачуванням ґрунтових вод для зняття затоплення ґрунту або, навпаки, застосуванням зрошувальних систем для запобігання висихання, а також використанням поліетиленової плівки, для збереження необхідного рівня вологості<sup>3512</sup>.

На територіях з холодними кліматичними умовами пропонується покриття забруднених територій темною поліетиленовою плівкою<sup>3513</sup> або використання пристосувань для закачування пари<sup>3514</sup>.

Численні публікації<sup>3515 3516</sup> вказують на перспективність біоаугментації, що полягає в додаванні у забруднений ґрунт відносно великої кількості спеціальних мікроорганізмів, які заздалегідь виділяють з різних забруднювачів або генетично модифіковані<sup>3517</sup>. Вибирають саме той мікроорганізм, який найбільш ефективно утилізує даний забруднювач<sup>3518</sup>.

При відборі мікроорганізмів-нафтодеструкторів для впровадження у середовище враховують загальну здатність мікроорганізмів до зростання на вуглеводневому субстраті і їх стійкість до токсичної дії вуглеводнів<sup>3519 3520</sup>.

Один мікроорганізм не здатний володіти всім спектром ферментів, необхідних для біодеградації нафти, що по суті є багатоконпонентною

сумішшю. Тому, в більшості, пропонується використання декількох штамів, що відрізняються за спектром поживаних субстратів і можуть призводити до повної деструкції нафти<sup>3521</sup>.

В умовах природного мікробіоценозу спостерігається одночасна асиміляція різних фракцій нафти різними групами мікроорганізмів<sup>3522</sup>.

У ґрунтах поширені вуглеводоокислюючі бактерії, що відносяться до родів *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Mycobacterium*, *Arthrobacter*, *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Alcaligenes Bacillus*, *Brevibacterium*, *Citrobacter*, *Clostridium*, *Corynebacterium*, *Desulfovibrio*, *Enterobacteriaceae*, *Sarcina*, *Serratia*, *Spirillum*, *Streptomyces*, *Thiobacillus*<sup>3523 3524</sup>.

При спільному використанні декількох штамів-деструкторів в консорціумі їх нафтоутилізуюча дія посилюється<sup>3525</sup>. Хоча, більшість досліджень сконцентровано на бактеріях, повідомляється про використання грибів, зокрема родів *Candida*, *Yarrowia*, *Pichia* як ефективних деструкторів нафти<sup>3526</sup>. Отже, вдало підібрана культура або суміш штамів мікроорганізмів при сприятливих умовах середовища: оптимальна температура, солоність, рН, 34 достатня аерація, забезпеченість елементами мінерального живлення – здатні утилізувати нафтові вуглеводні.

Проте, поряд з очевидними перевагами застосування біоремедіації, виділяється і ряд недоліків, а саме – багатостадійність біохімічних процесів розкладання вуглеводнів різними групами мікроорганізмів, додаткові витрати на підготовчі роботи та на створення оптимальних умов, витрати на створення оригінальної технології і суворого її виконання в процесі використання препарату, причому для кожної ґрунтово-кліматичної зони дана технологія повинна коригуватися. Крім того, необхідно знати фізіологічні особливості інтродуцента, а також враховувати мікробні взаємодії, оскільки основний недолік використання мікробіологічних препаратів зумовлений певним біологічним ризиком. Внесення чужорідних бактерій пригнічує місцевий біоценоз, що, своєю чергою, змінює середовище. Очевидно, що найсерйознішу небезпеку представляє використання для біоремедіації мікроорганізмів, які можуть виявитися патогенними для людини і навколишнього середовища або які зможуть обумовлювати утворення токсичних сполук, наприклад, в результаті неповного окислення забруднювачів<sup>3527</sup>. Так, серед активних мікроорганізмів-нафтодеструкторів, які розвиваються на нафтових розливах, нерідко зустрічаються види, патогенні або умовно патогенні для людини і тварин. У зв'язку з цим виникає необхідність вивчення і розробки альтернативних методів ремедіації нафтозабруднених земель.

Найбільш перспективним методом для очищення забруднень у промислово розвинених країнах вважається фіторемедіація – використання рослин для очищення ґрунтів та ґрунтових вод від поллютантів: важких металів, радіонуклідів, вуглеводнів та інших шкідливих сполук<sup>3528 3529 3530 3531</sup>.

Перевагами фіторемедіації в порівнянні з традиційними ремедіаційними технологіями є відсутність або невелика кількість, виникаючих вторинних

відходів, мінімальні порушення природних екосистем; можливість застосування, як на малих так і на великих територіях; естетичність, відносна простота реалізації, економічність<sup>3532 35333534 3535</sup>. Крім того, вирощування рослин призводить до поліпшення властивостей ґрунту і запобігає ерозії. Економічна ефективність фітореMediaції є вагомим аргументом на користь цієї технології. Причина порівняно низької вартості у тому, що рослини є природними установками з очищення ґрунту, які працюють на сонячній енергії.

За оцінками американських фахівців фітореMediaція однієї тонни забрудненого ґрунту обходиться в 10-35 доларів, біореMediaція *in situ* – в 50-150 доларів, відмивання ґрунту в 80-200 доларів, екстракція розчинниками в 360-440 доларів, а спалювання в 200-1500 доларів<sup>3536</sup>.

Спочатку фітореMediaція, як метод очищення, була розроблена для усунення забруднення важкими металами. Виявлено, що деякі види рослин здатні не тільки витримувати наявність, але і поглинати й нагромаджувати значні кількості іонів свинцю, ртуті, цинку або інших токсичних металів<sup>3537</sup>.

Іншим напрямком, перспективність якого вже доведена, і який має великий потенціал розвитку, є очищення вуглеводневих забруднень (нафта і нафтопродукти) за допомогою рослин<sup>3538 3539 3540 3541 3542 3543</sup>.

Сучасні фітореMediaційні технології можуть ґрунтуватися на різних методологічних підходах – це фітостабілізація, фітодеградація, фітовипар, ризодеградація та інші<sup>3544 3545</sup>.

Вважається, що ефективним є очищення, коли рослина поєднує здатність до фітовипару й фітодеградації<sup>3546</sup>. Тоді в повітря виводяться лише безпечні продукти розкладу нафтопродуктів. Особливе місце займає здатність рослин до ризодеградації, коли забруднюючі вуглеводні розкладає не безпосередньо сама рослина, а мікроорганізми, що живуть поблизу кореня, тобто в ризосфері<sup>3547 3548</sup>.

Повідомляється, що коріння слугують мікроорганізмам поверхнею прикріплення і збільшують концентрацію органічних речовин в ризосфері<sup>3549 3550</sup>. Так, завдяки кореневим виділенням рослин у ґрунт потрапляє складна суміш органічних аніонів, цукрів, вітамінів, амінокислот, пуринів, нуклеозидів, ферментів і ін.<sup>3551</sup>

На сьогодні проблеми фітореMediaції нафтозабруднених територій торкаються чимало дослідників. Багато з них пропонують використовувати трав'янисті рослини зі злакових<sup>3552 3553</sup>.

Повідомляється, що головною перевагою трав є їх велика волокниста коренева система, яка має велику площу поверхні кореня, порівняно з іншими видами, а також може проникати у ґрунт на глибину до 3 м<sup>3554 3555</sup>.

Позитивний вплив багаторічних трав пояснюється тим, що своєю розвиненою кореневою системою вони сприяють поліпшенню газоповітряного режиму забрудненого ґрунту, збагачують його біологічно активними сполуками, які виділяються кореневою системою в процесі їх життєдіяльності. Все це стимулює ріст мікроорганізмів і відповідно

інтенсифікує розкладання нафти і нафтопродуктів. Довгокореневищні види відзначаються високою стійкістю до несприятливих умов нафтозабруднених екотопів<sup>3556</sup>.

Експериментально показано, що рослини осоки шорстковолосої *Carex hirta* L., приживаючись у нафтозабрудненому ґрунті, сприяють покращенню його властивостей, а зокрема – позитивно впливають на сорбційні властивості ґрунту, оптимізують його рН, спричинюють доступність елементів мінерального живлення, а також сприяють функціонуванню нафтоокислюючих мікроорганізмів, унаслідок чого зменшується кількість нафти у забрудненому ґрунті. Так, впродовж 2-ох місяців росту рослин *Carex hirta* на ґрунтах, забруднених нафтою у кількості 48 г/кг, вміст нафтопродуктів знижувався на 6,1 %<sup>3557 3558 3559</sup>.

Численні дослідження<sup>3560 3561</sup> вказують на стійкість бобових (*Fabaceae*) до нафтового забруднення, внаслідок здатності фіксувати атмосферний азот і таким чином забезпечувати себе джерелом мінерального живлення у нафтозабрудненому ґрунті.

Серед інших чинників стійкості називають властивості симбіотичних мікроорганізмів бобових *Rhizobium* поряд із азотфіксувальною здатністю розкласти вуглеводні нафти<sup>3562 3563</sup>. Зокрема встановлено, що *Vicia faba* L. підвищує ступінь очищення ґрунтів на середньо і сильно забруднених нафтою ділянках, знижує їх фітотоксичність, забезпечує ріст і розвиток трав'яної рослинності за один вегетаційний період після посадки, без додаткового внесення мікробіологічних препаратів, органічних чи мінеральних добрив. Спосіб дозволяє очищати сильнозабруднені нафтою ґрунти (105 г/кг) до 65,7 %<sup>3564</sup>.

Люцерна посівна (*Medicago sativa* L.) також широко використовується для фіторе mediaції нафтозабруднених територій, оскільки вона стійка до нафти, володіє добре розвиненою кореневою системою, збагачує ґрунт азотом, в її ризосфері створюються сприятливі умови для розвитку мікроорганізмів-деструкторів нафти і нафтопродуктів<sup>3565 3566 3567 3568 3569</sup>.

Позитивні результати по використанню бобових та злаків підтверджено багатьма іноземними дослідниками<sup>3570 3571 3572 3573</sup>.

Показано, що у кореневих виділеннях злаків переважають органічні кислоти, тоді як кореневі виділення бобових більш багаті амінокислотами та іншими органічними сполуками, до складу яких входить симбіотично фіксований азот.

Також показано<sup>3574</sup>, що коріння деяких рослин родин бобових, злакових і пасльонових виділяють достатню кількість оксидоредуктаз, щоб брати активну участь в деградації ґрунтової органіки. Рослини, які використовувалися для ремедіації забрудненого нафтовими вуглеводнями ґрунту, стимулювали активність ґрунтових ферментів дегідрогеназ і пероксидаз, що беруть участь в детоксикації і деградації забруднювача<sup>3575</sup>.

Соя (*Glycine hispida* Max.) також внесена у список рослин, здатних рости на нафтозабруднених ґрунтах і відновлювати їх<sup>3576 3577</sup>. Показана можливість

використання чорнобривців (*Tagetes erecta*), дягеля лікарського (*Archangelica officinalis*) і стоколоса безостого (*Bromopsis intermis*) як фітомеліорантів нафтозабруднених ґрунтів<sup>3578</sup>.

Іноземні вчені<sup>3579</sup> досліджуючи здатність різних однорічних і багаторічних рослин рости на торф'яному штучно забрудненому нафтопродуктами (1-5 %) субстраті, встановили, що протестовані однорічні рослини відповідно до їх толерантності по відношенню до нафтового забруднення розміщуються наступним чином: кукурудза > овес > люпин > боби > гірчиця. Багаторічні – тимофіївка > райграс > червона конюшина > люцерна.

Часто деякі дослідники пропонують посилювати та пришвидшувати ефект фіторемедіації внесенням у нафтозабруднений ґрунт мінеральних добрив<sup>3580</sup> чи інокуляцією рослин бактеріями<sup>3581</sup>, або ж пропонують посадку дорослих рослин, які, на їх думку, володіють більш високою стійкістю до нафти, ніж проростки<sup>3582</sup>.

Так, Г. М. Салахова пропонує рекультивувати нафтозабруднений ґрунт (3-6 %) насінням культурних рослин (пшениця, жито, чорнобривці, звіробій, базилік) спільно з біопрепаратом “Баціспецин”<sup>3583</sup>.

Повідомляється і про фіторемедіаційну систему озимого жита з додатковим посівом люцерни, збагаченням ґрунту азотними добривами та інокуляцію рослин мікроорганізмом *Azospirillum brasilense* SR80. Такий підхід дозволив досягти 70 % деградації забруднювача<sup>3584</sup>.

Вважається, що рослини для фіторемедіації повинні бути придатними для кліматичних і ґрунтових умов забруднених ділянок<sup>3585</sup> та переносити умови стресу<sup>3586</sup>. Загалом, фіторемедіація повинна здійснюватися за допомогою місцевих рослин, особливо тих, які ростуть на забруднених ділянках, а не іноземних або генетично модифікованих видах<sup>3587</sup>. Способи фіторемедіації з використанням вищеперелічених рослин є зручними, якщо йдеться про очищення рівнинних, відносно невеликих територій, або ж малозабруднених та добре зволжених ґрунтів. Однак, вони мало придатні для очищення деградованих земель нафтовидобутку, що містять збіднену породу різного гранулометричного складу, засолені пластовими водами і є насипними, відвальними, горбистого рельєфу. Найпоширенішим способом фіторемедіації та фіторекультивації кар'єрів є лісопосадки. Деревні види, завдяки потужній і розгалуженій кореневій системі, здатні витягувати елементи мінерального живлення, що знаходяться у розсіяному стані у товщі літосфери, акумулюючи їх на поверхні. На відміну від трав'янистої рослинності, багаторічні дерева і кущі концентрують і зберігають елементи живлення у деревині тривалий час, створюють велику масу «живої речовини».

Продуктивність деревостанів, на відміну від сільськогосподарських культур і трав, менше залежить від родючості ґрунтів, адже ліси часто займають території, що мало придатні для зростання, а також ростуть на скелястих ґрунтах та за різних несприятливих екологічних умов<sup>3588</sup>.

В ідеальних умовах для фіторекультивуації відвалів необхідно провести виположування схилів та нанесення на всю поверхню екрануючого шару пухких гірських порід та шару родючого ґрунту. Але це також не завжди економічно доцільно, тому на практиці, останнім часом, впроваджуються технології «прямої фіторекультивуації», під час якої безпосередньо в субстрат відвалів проводять посадку стійких і невибагливих культур, зростання яких в обмежені терміни сприяє формуванню чистого шару ґрунту<sup>3589 3590</sup>.

Дослідження з вивчення стану і росту рослин підтверджують перспективність окремих порід для біологічної ремедіації та рекультивуації відвалів. Основна увага звертається на низьку вимогливість до родючості ґрунту, посухостійкість рослин, їх меліоративні функції і відносно високу продуктивність. Хороші результати росту і розвитку мають: тополя, осика, в'яз присадкуватий, обліпіха крушиновидна, шипшина, верба, свидина, терен, клен, акація, маслинка, береза<sup>3591</sup>.

Лісові насадження, вирощені на техногенно порушених землях, виконують протиерозійну, водоохоронну, полезахисну, санітарно-гігієнічну, рекреаційну, меліоративну та ґрунтопокрощуючу роль.

***В роботі И. В. Трещевского<sup>3592</sup> оцінено ґрунтопокрощуючу роль деревних порід і чагарників як:***

- високу (швидкозростаючі та азотонакопичувальні види: акація і обліпіха);
- середню (види, які добре розмножуються насінневим способом і з багатим листовим опадом: клен);
- низьку (види, що мають нерозгалужену кореневу систему і повільно ростуть: береза і верба). Тому перевагу слід віддавати швидкозростаючим видам, що розмножуються кореневими паростками, та таким, які разом із симбіотичними мікроорганізмами здатні трансформувати токсичну частину забруднень, переводячи їх у менш рухому та активну форму.

Відомі способи використання деревних та чагарникових насаджень, розроблені для техногенних ландшафтів та шахтних відвалів. Зокрема проведені рекультиваційні роботи з відновлення териконів Донбасу<sup>3593 3594</sup>, техногенних ландшафтів Криворіжжя<sup>3595</sup>, родовищ сірки та інших техногенно-змінених ґрунтів<sup>3596</sup>.

Деревні та чагарникові види рослин також можна використовувати і при нафтовому забрудненні. Відомо, що стійкість рослин до нафтового забруднення сильно залежить від стадії їх розвитку та біомаси. Найбільш стійкі до токсичного впливу нафтопродуктів багаторічні дорослі рослини, так як у них відбувається відростання нових органів зі сплячих бруньок після загибелі частини рослин внаслідок забруднення. Тому ділянки, забруднені нафтою і нафтопродуктами, заселяють, перш за все, види рослин здатні до вегетативного розмноження, при якому утворюються вже цілком розвинені рослини малочутливі до нафти у ґрунті<sup>3597</sup>.

Проте, дослідження з використання дерев та чагарників для фіторемедіації нафтозабруднених ґрунтів практично не проведені.



Зустрічаються лише поодинокі повідомлення про ріст тополі та верби в умовах нафтового забруднення<sup>3598 3599 3600</sup>.

Зовсім новим і ще не достатньо вивченим є використання актиноризних рослин – тих, що здатні до симбіозу з азотфіксуючими актинобактеріями. Зокрема, широко вивчається асоціація *Frankia-Alnus* для фіторекультивуації забруднених ґрунтів, в тому числі і нафтопродуктами<sup>3601</sup>. Тому використання деревних порід для фіторемедіації нафтозаруднених ґрунтів представляє особливий інтерес. Отже, фіторемедіація має істотні переваги, як технологія очищення нафтозабрудненого ґрунту. З економічного погляду вона вигідніша від інших технологій, не передбачає великих одноразових капіталовкладень, пов'язані з нею витрати можуть бути розподілені на кілька років. Фіторемедіація не вимагає екскавації ґрунту й може застосовуватись на великих площах, що особливо важливо для вітчизняної нафтової промисловості. Вона сприяє збереженню й відновленню навколишнього середовища, оскільки пов'язана з вирощуванням рослин, поліпшенням ґрунтів і захистом їх від ерозії. Це найестетичніша технологія очищення ґрунту, що теж важливо.

Разом з тим, проблема нафтового забруднення потребує розробки ефективних методів екологічної оцінки стану ґрунтової екосистеми. Перспективними у цьому плані є біотестування та біоіндикація з використанням рослинних тест-об'єктів, як найбільш зручних, дешевих та інформативних. Однак, опубліковані методики оцінки токсичності ґрунтів за участю рослин стосуються, переважно, забруднення важкими металами<sup>3602 3603 3604 3605</sup>. Питання екологічної оцінки ґрунтів, забруднених нафтою, залишається не вирішеним. Нечисленні публікації<sup>3606 3607 3608 3609 3610</sup> із цього питання важко співставити, через різну техніку виконання досліджень та відмінні параметри, що використовуються для екологічної оцінки. Не виясненим залишається питання рослинних тест-об'єктів, селективно чутливих до нафтового забруднення, не встановлено, на якій стадії проростання рослин доцільно вимірювати ростові параметри, яка чутливість тест-об'єктів при різних рівнях забруднення, та як провести цифрову оцінку токсичності. Важливим етапом у розробці методу біотестування та біоіндикації є пошук рослинних об'єктів, чутливих до нафтового забруднення. Тому на першому етапі ми проводили підбір рослин, які мають достовірний відгук на зміну концентрації нафти у ґрунті, серед доступних сільськогосподарських насінневих культур. Були опробовані: льон звичайний (*Linum usitatissimum* L.), соняшник однорічний (*Helianthus annuus* L.), ріпак озимий (*Brassica napus* L.), просо дике (*Panicum miliaceum* L.), крес-салат (*Lepidium sativum* L.), огірок звичайний (*Cucumis sativus* L.), кріп городній (*Anethum graveolens* L.), конюшина лучна (*Trifolium pratense* L.), овес посівний (*Avena sativa* L.), гречка посівна (*Fagopyrum vulgare* St.), насіння яких пророщували в чашках Петрі на нафтозабрудненому ґрунті у концентрації 5 %.

Чутливість біотестів до забруднення проявляється значним відхиленням від фізіологічної норми<sup>3611</sup>. Для досліджуваних рослин визначали схожість

насіння, довжину кореня, висоту пагона, їх відносні величини, коефіцієнти варіації морфометричних параметрів. Показано різну чутливість досліджуваних фітотестів до нафтового стресу. Зокрема, відносна схожість насіння для всіх тест-об'єктів, крім крес-салату, конюшини та гречки не відрізнялася статистично від контролю. Для *L. sativum* відносна схожість була меншою на 14,3 %, *T. pratense* на 20 %, *F. vulgare* на 30,56 %, порівняно з контролем. Результати показали чутливість льону звичайного (*Linum usitatissimum* L.) до нафтового забруднення ґрунту: відносна довжина кореня становить 60 %, відносна висота пагона – 70 %, дані всередині вибірки були однорідними (рис. )<sup>3612</sup>.

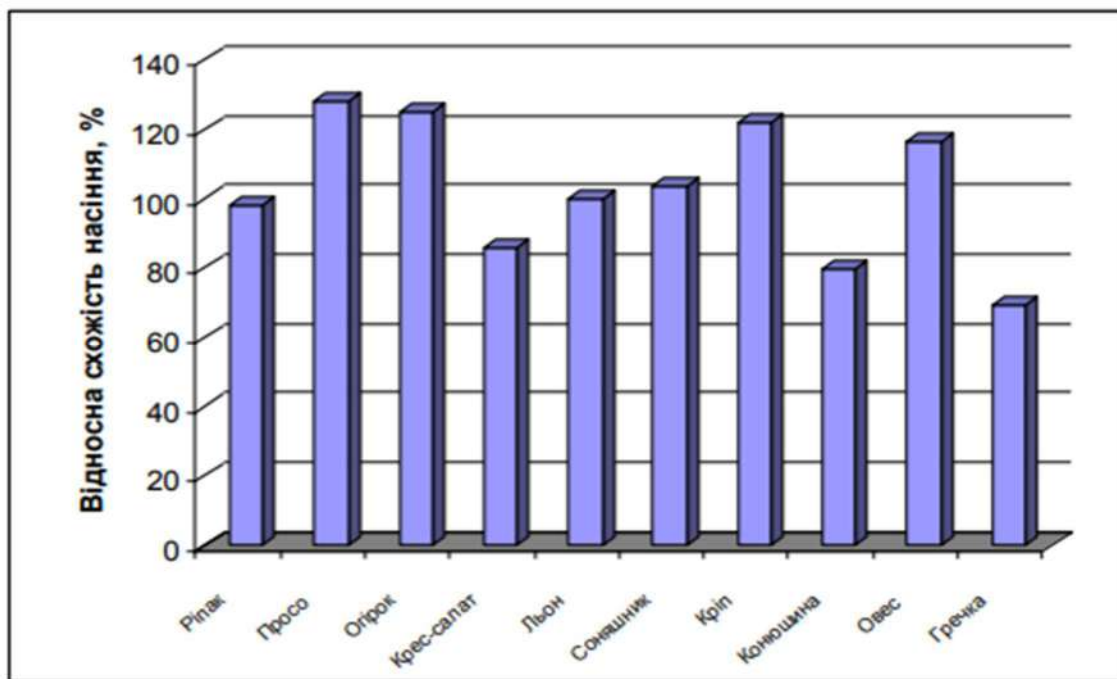


Рисунок 2.91 – Чутливість схожості насіння різних видів рослин до забруднення ґрунту нафтою (5 % нафти у ґрунті)

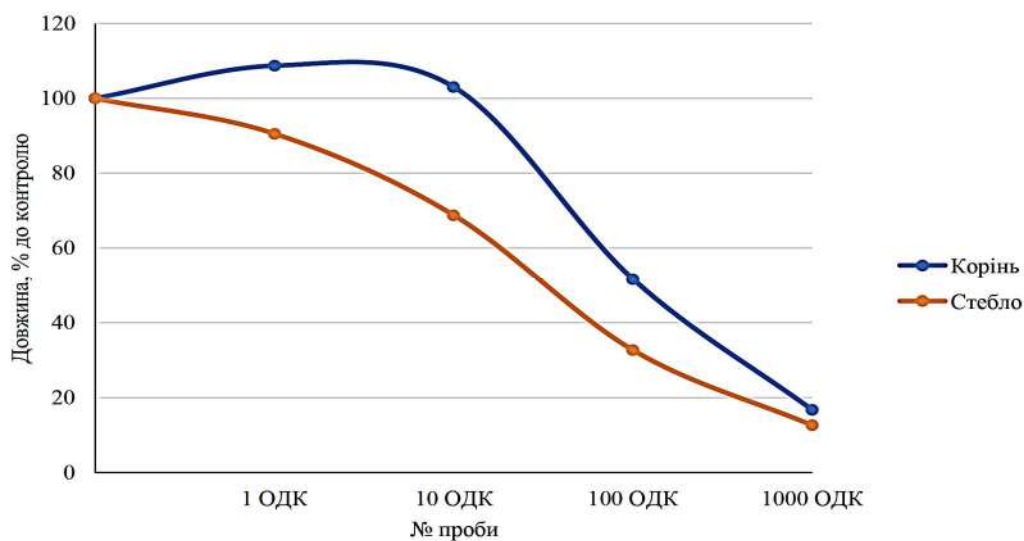


Рисунок 2.92 – Залежність довжини кореня та стебла проростків льону звичайного (*Linum usitatissimum* L.) від рівня забруднення керосином (3 доба)  
3613

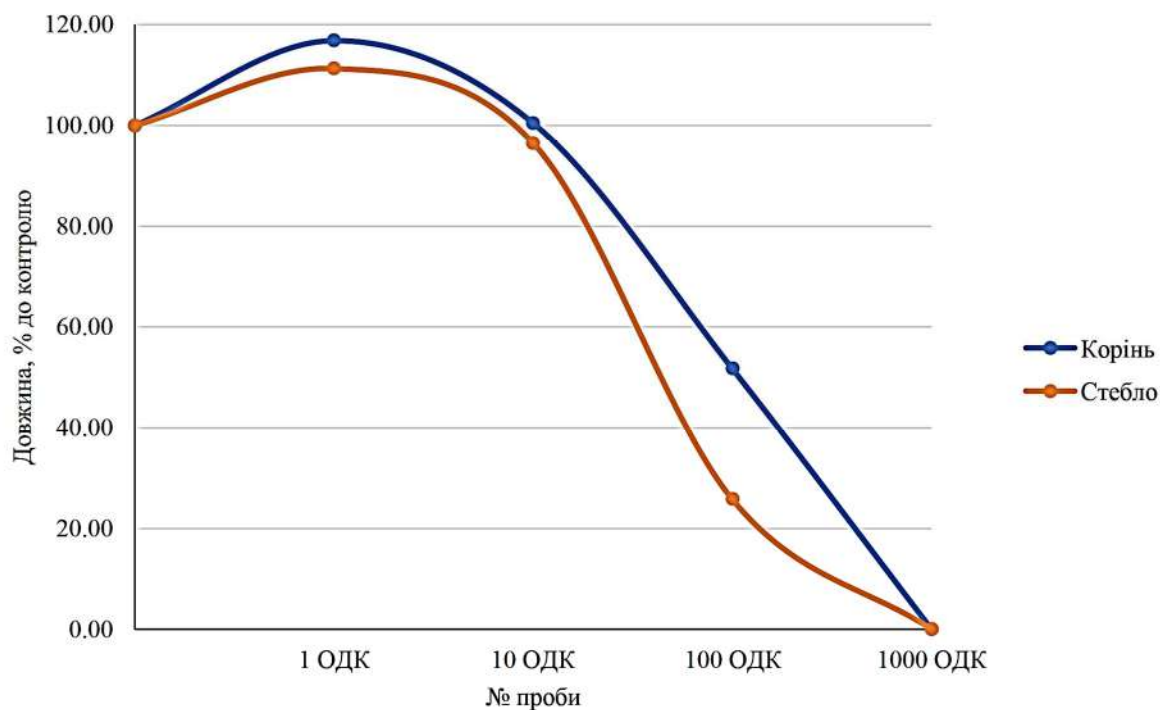
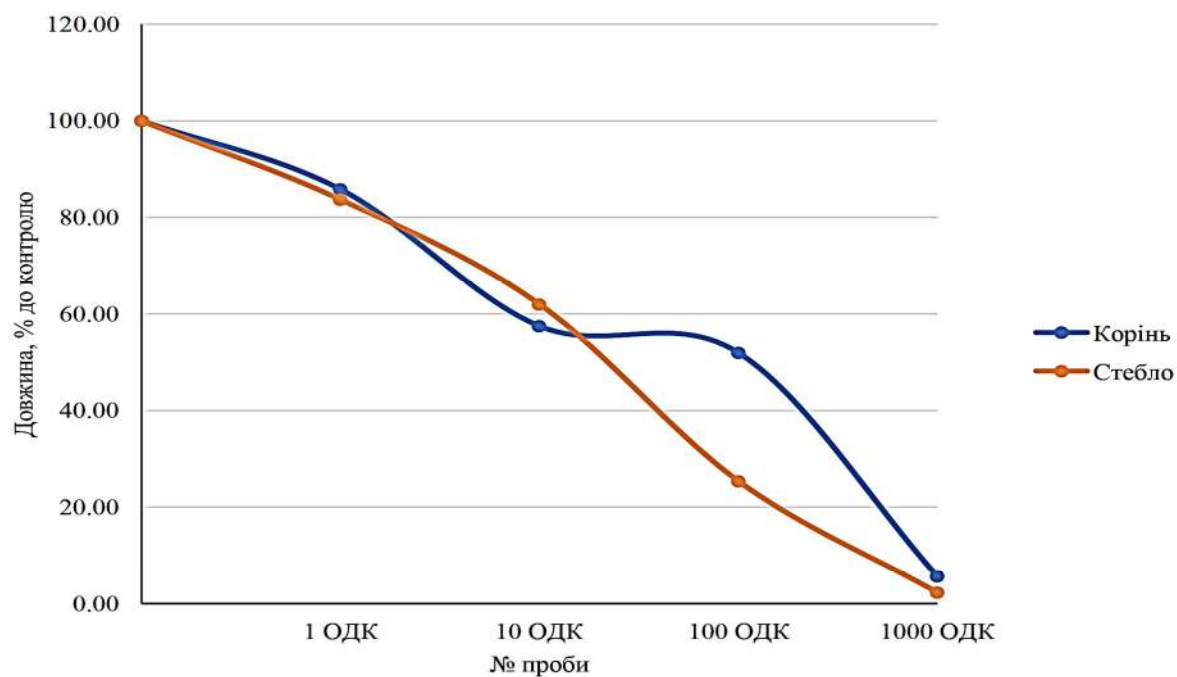


Рисунок 2.93 – Залежність довжини кореня та стебла проростків льону звичайного (*Linum usitatissimum* L.) від рівня забруднення керосином (5 доба верхня позиція та 7 доба – нижня позиція)<sup>3614</sup>

На підставі отриманих результатів<sup>3615</sup> було виділено основний критерій для льону звичайного (*Linum usitatissimum* L.) – довжина кореня тест-об'єкту, оскільки одним із основних механізмів фітореMediaції ґрунтів від вуглеводнів нафти є їх деструкція мікроорганізмами, об'єднаними із корінням рослин у ризосфері. Це є свідченням того, що свідчить про те, що льон звичайний

може бути використаний з метою не лише біотестування ґрунту, забрудненого нафтопродуктами, а й для фітореMediaції.

Щодо крес-салату, то даний вид є класичним тест-об'єктом і широко використовується у біотестуванні забруднень важкими металами та неорганічними сполуками<sup>3616</sup>. Однак, нами встановлено, що вже при середній ступені нафтового забруднення (5 %) відбувалося значне інгібування росту *L. sativum*: зменшення відносної довжини кореня на 85 % та відносної висоти пагона на 68 % порівняно з контролем, що робить даний тест-об'єкт малоприсадабленим для тестування нафтозабруднених ґрунтів (табл. ).

В умовах нафтового забруднення виявлено неоднозначність різних тест-реакцій проса звичайного: відносна довжина кореня залишалася на рівні контролю, а відносна висота пагона становила лише 26,9 %. Для останнього параметра характерний високий рівень мінливості – коефіцієнт варіації 81,6 % (табл. 2.90). Саме тому ми не можемо використовувати даний фітотест для подальших досліджень.

Таблиця 2.90

Чутливість довжини кореня різних видів рослин до забруднення ґрунту нафтою (5 % нафти у ґрунті)<sup>3617</sup>

Тест-об'єкти	Довжина кореня, мм	Коефіцієнт варіації, %	Рівень достовірності (p<0,05)	Відносна довжина кореня, %
<i>Brassica napus</i> L.	46,4±2,8	39,4	0,05	59,70
<i>Panicum miliaceum</i> L.	42,8±1,4	32,5	–	115,50
<i>Cucumis sativus</i> L.	59,9±2,2	56,9	0,01	45,41
<i>Lepidium sativum</i> L.	19,0±1,1	22,5	0,001	15,60
<i>Linum usitatissimum</i> L.	31,6±1,0	23,1	0,001	60,67
<i>Helianthus annuus</i> L.	52,3±1,8	30,5	0,001	58,57
<i>Anethum graveolens</i> L.	26,2±1,5	38,1	–	112,15
<i>Trifolium pratense</i> L.	15,8±1,0	39,5	–	98,14
<i>Avena sativa</i> L.	36,9±2,0	23,1	0,001	37,77
<i>Fagopyrum vulgare</i> St.	45,1±1,9	30,4	0,001	66,17

За літературними джерелами соняшник однорічний відзначається стійкістю та ремедіаційним потенціалом в умовах нафтового забруднення ґрунту<sup>3618</sup>.

Для об'єктивної екологічної оцінки стану нафтозабруднених ґрунтів необхідна розробка достовірних методів оцінювання їх токсичності, які б найповніше відображали екологічну ситуацію на досліджуваній території.

Показано<sup>3619</sup>, що найінформативнішим при нафтовому забрудненні є моніторинг з використанням методів біоіндикації та біотестування, що дають інтегральну оцінку якості середовища проживання будь-якої біологічної популяції, включаючи людину.

Найбільш придатними для біотестування нафтозабруднених ґрунтів показали себе: льон звичайний, соняшник однорічний та гречка посівна, які чутливі до нафтового забруднення на ранніх стадіях проростання у широкому діапазоні концентрації поллютанта 0-20 %. Було визначено, що використання для оцінки токсичності даних початкових ростових параметрів цих рослин, отриманих на 5 добу росту в темноті, в умовах термостатування + 24 °С є оптимальним. У всіх досліджуваних пробах відмічено достовірне зменшення довжини кореня та висоти пагона в порівнянні з контрольними значеннями.

Зазвичай чим вища доза, тим сильніша реакція. Проте, інколи, поряд із фізіологічним впливом не спостерігається статистичного впливу фактора.

Статистичний вплив має місце, коли різні градації чинника неоднаково впливають на ознаку. Для розуміння, як кількісно одна ознака міняється в міру зміни іншої, проводять регресійний аналіз. Останній дозволяє оцінити вид залежності між ознаками та отримати кількісну оцінку ступеня біологічного пошкодження при певній концентрації.

При проведенні регресійного аналізу встановлено, що залежність між тест-параметрами досліджуваних рослин та концентрацією нафти у ґрунті відповідає лінійній, а тому отримані залежності між схожістю, відносною довжиною коренів та висотою пагонів *L. usitatissimum*, *H. annuus*, *F. vulgare* та концентрацією нафти в ґрунті придатні в якості калібрувальних для екологічної оцінки нафтозабруднених ґрунтів.

Вважаємо, що вимірювання схожості насіння, довжини кореня та висоти пагона є основними і оптимальними тест-параметрами, що відображають ступінь нафтового навантаження на ґрунт. 78

Аналіз достовірно значущої різниці<sup>3620</sup> ( $P < 0,05$ ) для ростових параметрів експеримента і контролю та між експериментальними даними всередині інтервалів: 0-0,4; 0,4-1,0; 1,0-2,5; 2,5-5,0; 5,0-8,0; 8,0-10,0; 10,0-15,0; 15,0-17,0 % вказав на інтервали нафтового забруднення, для яких є оптимальним використання того чи іншого тест-об'єкта. Встановлено, що при низьких концентраціях нафти у ґрунті  $< 1$  % доцільно використовувати *F. vulgare*, що дає можливість зафіксувати токсичність слабозабрудненого ґрунту, навіть на рівні ОДК (0,4 % нафти у ґрунті). При вищих концентраціях нафти у ґрунті: 2,5-10,0 %; 15,0-17,0 % можливе використання будь-якої із трьох запропонованих рослин (табл. 2.91).

Запропонована шкала<sup>3621</sup> містить п'ять рівнів забруднення ґрунтів нафтою, які узгоджені з відповідними інтервалами вмісту нафти у ґрунті та інтервалами значень фітотоксичності ґрунтів, отриманими при використанні рослин *L. usitatissimum*, *H. annuus*, *F. vulgare*.

Встановлено<sup>3622</sup>, що для ґрунтів, забруднених нафтою менше 0,4 % (згідно діючих нормативів це орієнтовно-допустима концентрація нафти у ґрунті) рівень забруднення характеризується як допустимий, а значення фітотоксичності є меншим за 0,6. Дані ґрунти, протягом одного року відновлюють свою продуктивність, а негативні наслідки для ґрунтового біоценозу самостійно ліквідуються<sup>3623</sup>. При значенні фітотоксичності – 0,6-1,5, вмісті нафти у ґрунті 0,4-2,5 %, рівень забруднення – загрозовий. Це середнього степеня забруднені ґрунти, для очищення яких потрібно задіювати процеси природної біодеградації (розпушування, внесення азотних добрив і ін..) протягом 3-5 річного періоду рекультивації<sup>3624</sup>.

Таблиця 2.91

Рекомендовані тест-об'єкти до використання при різному вмісті нафти у ґрунті<sup>3625</sup>

Тест-об'єкти	Вміст нафти у ґрунті, %					
	0-0,4	0,4-1,0	1,0-2,5	2,5-10,0	10,0-15,0	15,0-17,0
<i>Linum usitatissimum</i> L.	–	–	+		+	+
<i>Helianthus annuus</i> L.	–	–	+		–	+
<i>Fagopyrum vulgare</i> St.	+	+	–	+	+	+

+ - використання тест-об'єкта

При фітотоксичності 1,5-3,0, вміст нафти у ґрунті є в межах 2,5-10 %, рівень забруднення передкризовий. Це сильно забруднені нафтою ґрунти, для відновлення яких необхідні ефективні методи біо- та фіторекультивації.

Для ґрунтів, забруднених нафтою 10-15 %, фітотоксичність – 3,0-4,0, рівень – кризовий. Це дуже сильно забруднені ґрунти, для відновлення яких потрібна спеціальна рекультивація або ж очищення на стаціонарних установках.

При фітотоксичності більше 4, вміст нафти у ґрунті більше 15 %, а рівень забруднення – катастрофічний. При такому забрудненні відбувається повна деградація ґрунтів, які надовго стають джерелом забруднення повітря, поверхневих та підземних вод. Для відновлення таких ґрунтів та запобіганню екологічній катастрофі необхідна негайна ліквідація нафтового забруднення комбінованими технологіями ремедіації.

Таким чином, оцінка фітотоксичності нафтозбруднених ґрунтів здійснена при використанні початкових ростових параметрів тест-об'єктів *L. usitatissimum*, *H. annuus*, *F. vulgare* та обрахована за величиною ефективної токсичності, забезпечує отримання конкретного цифрового значення величини токсичності і найповніше відображає стан ґрунту – визначається фітотоксичність, рівень забруднення та вміст нафти у ґрунті. Це робить запропоновану методику привабливою для використання у моніторингу нафтозбруднених територій.

Ефективним у плані визначення фіто токсичності ґрунту при забрудненні нафтою та нафтопродуктами є використання біотестових систем на основі крес-салату (*Lepidium sativum*). Вибір цієї рослини базувався на тому, що в публікаціях багатьох вітчизняних і зарубіжних авторів по-казана ефективність її використання у фітотестуванні. Ця тест-культура інформативна в разі забруднення ґрунтів важкими металами, вуглеводнями, радіоактивними речовинами та при комплексному забрудненні<sup>3626</sup>

Встановлено<sup>3627</sup>, що забруднення ґрунтів нафтою негативно впливає на ріст стебла крес-салату. Так, 5 % забруднення обох ґрунтів супроводжується зменшенням довжини стебла в 2 рази порівняно з контролем. В подальшому більш помітний інгібуючий вплив токсиканта спостерігається в сірому лісовому ґрунті. Встановлено залежність "концентрація-ефект" між висотою стебла та ступенем нафтового забруднення сірого лісового ґрунту на проміжку 15-40 %. Забруднення бурого лісового ґрунту нафтою в концентраціях від 10 до 50 % не зумовлює істотних змін у висоті стебла. Результати досліджень впливу нафти на довжину кореня крес-салату вказують на інгібуння його росту. Треба зазначити, що 5 % забруднення бурого лісового ґрунту не супроводжується помітним негативним впливом токсиканта на довжину кореня, тоді як у сірому лісовому ґрунті такий рівень забруднення призводить до зменшення довжини кореня майже вдвічі порівняно з контролем. Досліджено, що за умов однакової концентрації нафти у ґрунтах більш негативний вплив на довжину кореня спостерігається у бурому лісовому ґрунті. Аналізуючи рівні токсичності нафтозабруднених ґрунтів стосовно довжини кореня крес-салату, встановлено, що 5 % забруднення бурого лісового ґрунту нафтою відповідає слабкому рівню токсичності (див. табл. 2.92), тоді як така ж концентрація забруднювача в сірому лісовому ґрунті вказує на його середній рівень токсичності. Подальше збільшення концентрації нафти в досліджуваних ґрунтах супроводжується збільшенням рівня токсичності. Високий рівень токсичності характерний для концентрації нафти в межах від 15 до 50 % – у бурому і від 40 до 50 % – у сірому лісових ґрунтах. Досліджено, що за однакової концентрації у ґрунті нафта проявляє більший токсичний ефект на довжину кореня у бурому лісовому ґрунті, що пояснюється його гранулометричним складом та більшими сорбційними властивостями порівняно із сірим лісовим. Щодо токсичності нафтозабруднених ґрунтів на висоту стебла крес-салату, то рівень токсичності вище середнього відовідає таким концентраціям нафти: від 5 до 15 % – для бурого і від 5 до 30 % – для сірого ґрунтів. Збільшення концентрації нафти до 50 % в обох типах ґрунтів зумовлює високий рівень токсичності. Отже, отримані результати щодо різної токсичності нафтозабруднених ґрунтів на довжину кореня та висоту стебла крес-салату свідчать про те, що негативний вплив нафти залежить від гранулометричного складу ґрунту.

Згідно з результатами досліджень, забруднення бурого лісового ґрунту зумовлює більшу токсичність на довжину кореня та меншу токсичність на висоту стебла порівняно зі сірим лісовим ґрунтом.

З іншого боку, проблема забруднення нафтопродуктами ґрунтів зумовлює необхідність розробки методів їх відновлення. Природне самоочищення ґрунтових екосистем – довготривалий і складний процес, обумовлений токсичністю нафти, її гідрофобністю, полікомпонентністю складу, низькою біодоступністю.

Таблиця 2.92

Токсичний ефект нафтозабруднених ґрунтів на ростові показники стебла і кореня *Lepidium sativum*<sup>3628</sup>

Забруднення ґрунту нафтою, %	Фітотоксичний ефект, %			
	бурий лісовий ґрунт		сірий лісовий ґрунт	
	довжина кореня	висота стебла	довжина кореня	висота стебла
5	3,6	48,5	47,8	45,4
10	53,0	58,9	47,8	49,0
15	64,5	58,2	48,8	39,2
20	71,7	61,0	51,8	45,4
30	72,5	62,3	52,8	60,6
40	74,6	62,8	61,1	77,5
50	76,8	63,2	61,7	80,6

Тому проблема нафтового забруднення є складною у вирішенні і потребує комплексного підходу, зокрема дослідження змін, що відбуваються з ґрунтом при потраплянні в нього різних кількостей нафти, динаміки вертикального та латерального поширення забруднювача, вкладу абіотичних факторів у процес самовідновлення, зміни токсичності при різних ступенях забруднення та використання стійких рослин.

Випаровування – один із фізичних процесів, що визначають поведінку нафти у ґрунті в початковий період після її розливу. У перші тижні після забруднення ґрунту відбуваються переважно фізичні процеси міграції й розсіювання вуглеводнів нафти в результаті випаровування й вилуговування<sup>3629 3630</sup>.

Швидкість вивітрювання залежить від властивостей середовища, погодних умов та складу нафти. При випаровуванні нафти зростає в'язкість залишкової частини, і сповільнюється міграція, збільшується кількість вуглеводнів з довжиною ланцюга більше ніж C<sub>10</sub>, ароматичних і циклічних вуглеводнів, оскільки випаровуються переважно низькомолекулярні вуглеводні. У результаті видалення найтоксичніших легких вуглеводнів зменшується токсичний вплив залишкової суміші на мікроорганізми-деструктори, що полегшує мікробіологічну деградацію, але підвищується частка компонентів, менш летких і розчинних, тобто стійкіших до розкладання<sup>3631</sup>. Важкі фракції нафти можуть виводитись з ґрунту десятками років.



Нами показано, що значний вплив на процеси випаровування нафти з ґрунту має не лише температура, а й тип ґрунту та рівень забруднення.

У дослідженні<sup>3632</sup> були задіяні два типи ґрунту різного ступеню забруднення (5, 10, 15 % нафти у ґрунті).

Встановлено<sup>3633</sup>, що із дерново-підзолистого нафтозабрудненого ґрунту нафта випаровується більш активно, ніж з нафтозабрудненого чорноземного (рис. 2.93). Це помітно вже з перших діб впливу абіотичних чинників на нафтозабруднені ґрунти. Так, при забрудненні ґрунту нафтою в кількості 10 % на 8 добу кількість залишкової нафти у нафтозабрудненому чорноземному становила 8,90 %, а у дерново-підзолистому ґрунті лише – 6,97 %. Причому швидкість випаровування нафти з більш забруднених ґрунтів є вищою, ніж з менш забруднених (рис. 2.93).

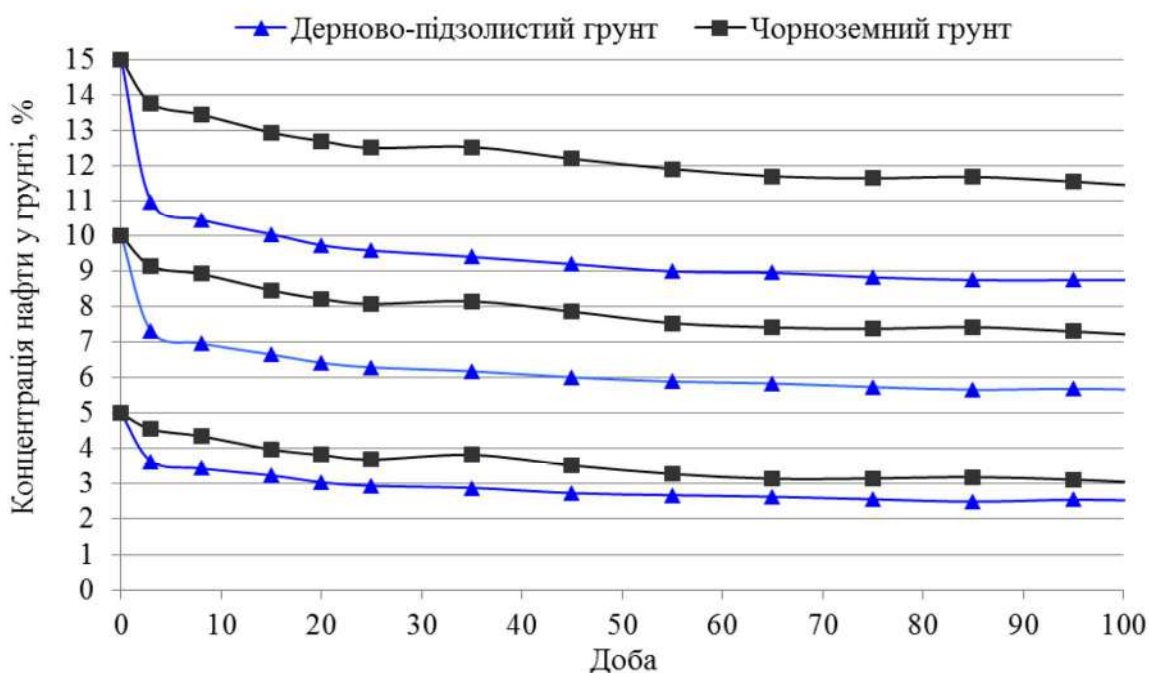


Рисунок 2.94 – Часова динаміка зміни кількості нафти у дерново-підзолистому та чорноземному ґрунтах в процесі випаровування, при початковій концентрації нафти у ґрунті 5, 10, 15 %<sup>3634</sup>

Проведеними дослідженнями встановлено, що починаючи з 45 доби інтенсивне випаровування нафти припиняється, і це може вказувати на те, що леткі сполуки вже вивітрилися, а у ґрунті залишилися важка фракція, смоли, асфальтени тощо. Тому, наступний етап деградації нафти належить біотичним чинникам (мікроорганізмам, рослинам), які здатні розкласти більш важкі компоненти нафти.

Показано<sup>3635</sup>, що в процесі природного випаровування нафти з ґрунту не тільки знижується її вміст, але й зменшується фітотоксичність нафтозабрудненого ґрунту. Тест-показники льону звичайного, соняшника однорічного та гречки посівної на нафтозабруднених ґрунтах, які піддавалися вивітрюванню, є вищими за тест-показники на свіжозабруднених нафтою

грунтах при тій же концентрації (рис. 2.95-2.97). Така закономірність спостерігається для двох типів досліджуваних ґрунтів.

Оскільки в природних умовах потрапляння нафти у ґрунт відбувається при певній природній вологості (~ 20 %), то важливим було дослідити також випаровування нафти з вологого ґрунту. Нами встановлено, що при потраплянні нафти (10 %) у вологий ґрунт (20 % вологості) відбувається інтенсивне випаровування води разом із нафтою протягом перших 10 діб.

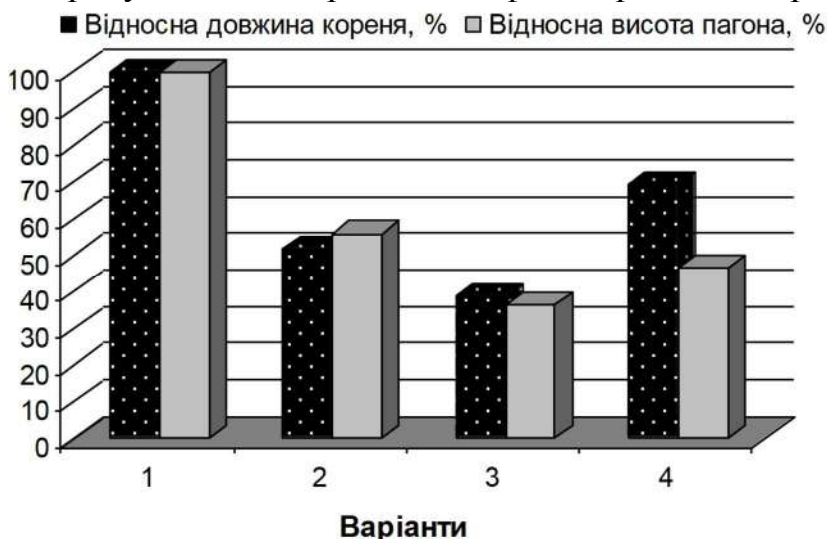


Рисунок 2.95 – Фітотоксичність дерново-підзолистих нафтозабруднених ґрунтів до і після випаровування нафти, визначена за допомогою тест-об'єкта *L. usitatissimum*. 1 – контроль, 2 – свіжозабруднений нафтою ґрунт – 10 % нафти у ґрунті, 3 – свіжозабруднений нафтою ґрунт – 15 % нафти у ґрунті, 4 - нафтозабруднений ґрунт (початкове забруднення 15 % нафти у ґрунті) після 25 діб вивітрювання, залишковий вміст нафти 10 %<sup>3636</sup>

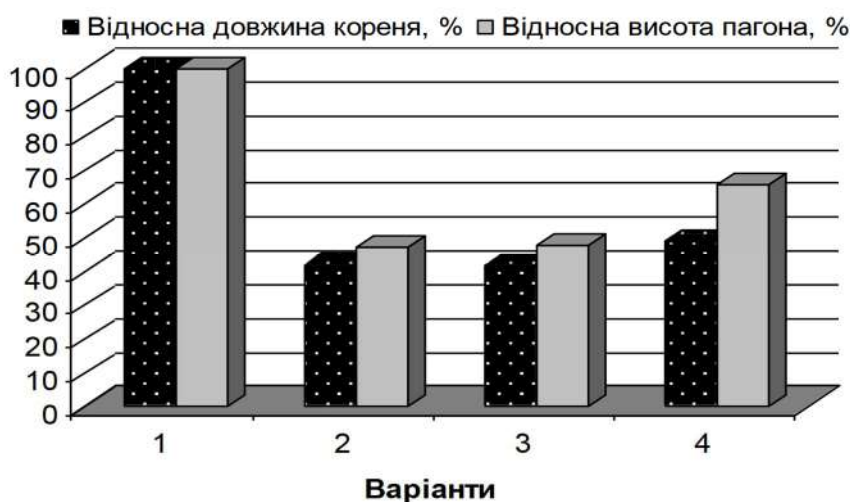


Рисунок 2.96 – Фітотоксичність нафтозабруднених чорноземних ґрунтів до і після випаровування нафти, визначена за допомогою тест-об'єкта *H. annuus*. 1 – контроль, 2 – свіжозабруднений нафтою ґрунт – 8 % нафти у ґрунті, 3 – свіжозабруднений нафтою ґрунт – 10 % нафти у ґрунті, 4 - нафтозабруднений ґрунт (початкове забруднення 10 % нафти у ґрунті) після 25 діб вивітрювання, залишковий вміст нафти 8 %<sup>3637</sup>

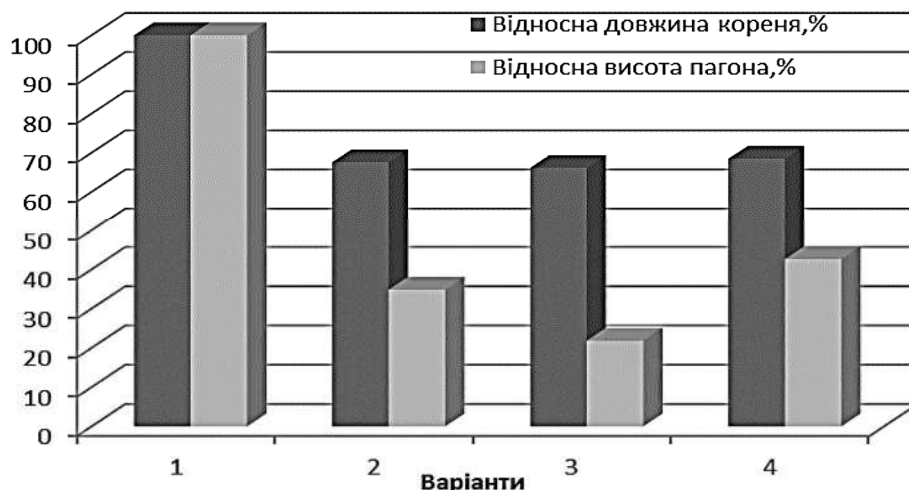


Рисунок 2.97 – Фітотоксичність нафтозабруднених дерново-підзолистих ґрунтів до і після випаровування нафти, визначена за допомогою тест-об'єкта *F.vulgare*. 1 – контроль, 2 – свіжозабруднений нафтою ґрунт – 2,5 % нафти у ґрунті, 3 – свіжозабруднений нафтою ґрунт – 5 % нафти у ґрунті, 4 – нафтозабруднений ґрунт (початкове забруднення 5 % нафти у ґрунті) після 95 дів вивітрювання, залишковий вміст нафти 2,5 %<sup>3638</sup>

Встановлено<sup>3639</sup>, що подальша інтенсивність випаровування знижується і поступово затухає до 45 доби. Варто зазначити, що залишковий вміст нафти після її випаровування з сухого та вологого нафтозабруднених ґрунтів (10 % нафти у ґрунті) є близьким і в середньому коливається в межах 6-8 % для двох типів ґрунтів (рис. 2.98). Тобто, до 45 доби, як з сухого так і з вологого ґрунту вивітрюється до 40 % нафти.

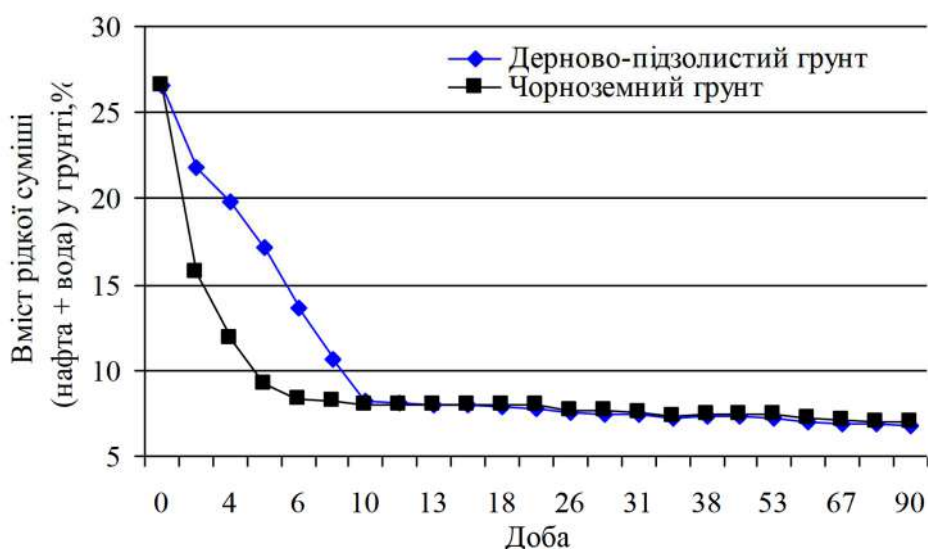


Рисунок 2.98 – Часова динаміка зміни кількості рідкої суміші (нафта + вода) у дерново-підзолистому та чорноземному ґрунтах в процесі випаровування. Початковий вміст (у перерахунку на сухий ґрунт) нафти 10 %, води 20 %<sup>3640</sup>

Відмічено<sup>3641</sup>, що в перші тижні після забруднення ґрунту нафтою відбувається інтенсивне вивітрювання її летких фракцій і, відповідно, зниження токсичності ґрунту, як за рахунок зменшення кількості летких токсичних сполук, так і загальної кількості нафти. Тому перед проведенням фітореMediaції свіжозабруднені нафтою ґрунти пропонуємо витримувати не менше, ніж 45 діб, для максимального задіяння абіотичних чинників самоочищення. Це здешевить подальшу ремедіацію ґрунтів, оскільки найбільш токсичні компоненти нафти вже будуть видалені.

Вказується<sup>3642</sup>, що при потраплянні у ґрунт сирової нафти у його товщі відбувається вертикальне і латеральне (горизонтальне) розділення забруднювача. Нафта і нафтопродукти, будучи багатоконпонентними сумішами, при внутрішньогрунтовій міграції піддаються диференціації: високомолекулярні компоненти сорбуються у верхньому, гумусовому горизонті, а низькомолекулярні надходять в нижні шари через більш високу їх розчинність у воді. Таким чином, концентрація смолистих речовин у верхніх горизонтах ґрунту в кілька разів більше, ніж у нижніх генетичних горизонтах. Багатьма дослідженнями в різних країнах було встановлено, що на акумуляцію і трансформацію вуглеводнів нафти у ґрунті, впливає дуже велика кількість факторів. Зокрема, важливе значення має інтенсивність забруднення, склад самої нафти, гранулометричний склад ґрунту, його вологість, щільність, структурність, рельєф місцевості, температура, рівень засолення ґрунтових вод, тип водного режиму та ін (табл. 2.93).

Оскільки кінцевою метою екологічного моніторингу нафтозабруднених ґрунтів є розробка заходів по їх реабілітації, то важливим було вивчити, як швидко і на які глибини проникає нафта у ґрунт, так як фітореMediaція передбачає висаджування рослин на різні глибини та використання рослин з різним проникненням кореневої системи у ґрунт.

Таблиця 2.93

Температура на поверхні нафтозабрудненого ґрунту  
(липень-серпень, 2014 р.)<sup>3643</sup>

Вміст нафти у ґрунті, %	Температура ґрунту, °C
0,0	25,0±0,4
0,4	26,2±0,7
2,5	27,1±1,0
5,0	27,0±1,2
8,0	28,5±0,9
10,0	29,0±1,1
15,0	29,9±0,9

Температура є одним із основних чинників зовнішнього середовища, який безпосередньо впливає на процеси міграції і трансформації нафти у ґрунті. Нафтозабруднені ґрунти мають темніший колір, це сприяє інтенсивнішому поглинанню сонячної радіації та підвищенню температури на поверхні. Нами встановлено, що температура нафтозабрудненого ґрунту є в середньому вища на 1-5°C, порівняно з контролем (табл. 2.93). Причому, чим вища концентрація нафти у ґрунті, тим більша інтенсивність прогрівання

Тому потрібно підібрати такі види рослин, які будуть затінити забруднений ґрунт в сонячні дні, що забезпечить зниження фотохімічного перетворення нафтопродуктів та температури ґрунту, його пересушування і ерозії. Відмерлі рештки рослин утворюватимуть підстилку та створять оптимальні умови для рекультивації та подальшого поселення інших видів рослин із меншими пристосувальними можливостями<sup>3644</sup>.

Однією з важливих характеристик ґрунту є його рН. За значенням рН судять про придатність того чи іншого субстрату для росту рослин та життя інших ґрунтових організмів. Досліджувалось<sup>3645</sup> як змінюється рН ґрунту при забрудненні нафтою. Для цього вимірювали актуальну і потенційну кислотність нафтозабрудненого ґрунту при різному вмісті нафти у ньому (0,4; 2,5; 5,0; 8,0 %) через 1 рік після забруднення. Встановлено<sup>3646</sup>, що рН соляної та водної витяжок нафтозабруднених ґрунтів істотно не відрізняються від контролю (табл. 2.94).

Таблиця 2.94

Кислотність ґрунтів, при різному ступені забруднення нафтою  
(липень-серпень, 2014 р.)<sup>3647</sup>

Вміст нафти у ґрунті, %	рН соляної витяжки	рН водної витяжки
0,0	7,25±0,3	7,59±0,2
0,4	7,24±0,2	7,62±0,2
2,5	7,13±0,5	7,56±0,6
5,0	7,06±0,7	7,45±0,3
8,0	7,01±0,5	7,43±0,7

Подібні результати зустрічаються і в інших дослідженнях, де нафтове забруднення практично не змінює реакцію ґрунтового розчину<sup>3648</sup>. Проте, не поодинокі дослідження вказують на його підлужнення при забрудненні нафтою<sup>3649 3650</sup>.

Отже, нафта неоднозначно впливає на реакцію ґрунтового розчину. Тому для ефективного проходження процесів ремедіації, які часто найбільш оптимальні в певних межах рН, пропонується<sup>3651</sup> враховувати даний показник.

Відмічається<sup>3652</sup> також, щотехногенні нафтозабруднені ґрунти повинні бути ізольовані від водної ерозії, просякання нафтопродуктів у товщу ґрунту,

грунтові та підземні води. Для цього ідеально підходить рослинний покрив, правильно підібравши який, можна ефективно очистити забруднену ділянку до нормативних показників. Необхідно підібрати такі види рослин, які б максимально швидко і ефективно вбирали токсичні речовини і перетворювали їх в нетоксичні, були невибагливими до умов середовища, давали швидкий приріст біомаси, накопичували азот та утворювали гумусовий шар.

Проведений аналіз літературних даних<sup>3653</sup>, де в якості фіторемедіантів використовуються різні вищі рослини, перспективність яких доведена, а саме бобів кормових *Vicia faba* L., осоки шорстко волосистої *Carex hirta* L., сої щетинистої *Glicine hispida* Maxim і ін. виявили певні недоліки їх використання для техногенних нафтозабруднених ґрунтів: багатостадійність, трудоємкість, необхідність ретельної попередньої обробки ґрунту, поливу рослин, необхідності повторення процесу висажування насіння у наступні роки, можливість використання лише на рівнинних, відносно невеликих територіях, або на не сильнозабруднених ґрунтах. Вище перелічені рослини мало придатні для очищення деградованих земель нафтовидобутку, що містять збіднену породу різного гранулометричного складу, засолені пластовими водами і є насипними, відвальними. Тому ми продовжили пошук рослин-фіторемедіантів.

Вперше<sup>3654</sup> для очищення техногенних нафтозабруднених ґрунтів обрано обліпиху крушиновидну (*Hippophae rhamnoides* L.), яка є багаторічною, швидко росте, розростається в куртину, невибаглива до ґрунтових умов та забезпечує себе джерелом мінерального живлення, завдяки симбіозу кореневої системи з азотфіксаторами.

Відомо, що коренева система *H. rhamnoides* має виражені гігроморфні властивості і здатна переносити довготривалі періоди підтоплення та перезволоження. В той же час густе опушення листка, щільна кутикула – захисне пристосування, що забезпечують економну витрату води при високих інсоляції і температурі повітря. Надземна частина обліпихи дозволяє переносити рослині внутрішній водний дефіцит, і активно його регулювати швидкими змінами осмотичного тиску клітинного соку<sup>3655</sup>. Таке поєднання стійкості до умов підтоплення та посухи роблять рослину оптимальною до використання для фіторемедіації техногенних нафтозабруднених ґрунтів.

Встановлено<sup>3656</sup>, що обліпиха є стійкою до несприятливих умов техногенних нафтозабруднених ґрунтів, які внаслідок набутої гідрофобності періодично можуть бути як підтопленими, так і пересушеними. Дослідження показали, що рослини *H. rhamnoides* стовідсотково приживаються на сильнозабруднених нафтою ґрунтах, 97-150 г нафти на 1 кг ґрунту (9,7-15 %), і суттєво прискорюють процес біодеградації нафти вже у перший рік росту. Сумарне очищення ґрунту складає 76,7-84,6 % (табл. 2.95).

На четвертий рік росту обліпихи ступінь очистки ґрунту підвищується до 92,7 %, за початкового забруднення ґрунту нафтою 123 г/кг.

Таблиця 2.95

Вплив рослин *N. rhamnoides* на біодеградацію нафти у ґрунті упродовж першого року (вересень, 2009 р.)<sup>3657</sup>

Вміст нафти у ґрунті (початкове забруднення), г/кг	Вміст нафтопродуктів у ґрунті після ремедіації (залишкове забруднення), г/кг	Сумарне очищення ґрунту, %
97	15,5	84,6
123	26,5	77,5
150	34,9	76,7

Знижується також токсичність, про що свідчить зростання відносної схожості насіння тест-об'єкту льону звичайного від 0 до 100 % (табл. 2.96). При цьому зменшується токсичність не лише на ділянці, де росте обліпиха, але й на відстані 4-6 м від ділянки, завдяки розростанню кореневої системи обліпихи. Так, відносна схожість насіння *L. usitatissimum* на відстані 4 м від фіторемедіаційної ділянки вже складала 88,57 %, в той час як початкова становила 0 %.

Таблиця 2.96

Вплив рослин *N. rhamnoides* на біодеградацію нафти у ґрунті упродовж 1-4 років зростання, початкове забруднення ґрунту 123 г/кг (2009-2012 рр.)<sup>3658</sup>

	Часовий період ремедіації			
	0-й рік	1-й рік	2-й рік	4-й рік
Вміст нафти у ґрунті, г/кг	123	26,5	13,9	9,0
Сумарне очищення ґрунту, %	0	77,5	88,7	92,7

Встановлено<sup>3659</sup>, що під дією рослин *N. rhamnoides* відбулось не лише зниження токсичності ґрунту, але й покращення його мікробіологічних властивостей. Так, на четвертий рік зростання обліпихи на нафтозабрудненому ґрунті кількість ґрунтових мікроорганізмів значно зросла: гетеротрофів у 104 раз, деструкторів нафти у  $6 \times 10^2$  раз в порівнянні з не рекультивованим ґрунтом. Покращилась якість ґрунту і на відстані 4-6 м від ділянки: кількість гетеротрофів зросла у  $2 \times 10^2$  раз, деструкторів нафти у 103 раз (табл. 2.97).

Важливою біологічною особливістю обліпихи є її здатність до симбіозу з азотфіксуючими актинобактеріями роду *Frankia*. Ці бактерії фіксують азот шляхом перетворення атмосферного азоту в біологічно корисний аміак і

постачають рослину-господаря джерелом відновленого азоту. Симбіоз з *Frankia* дозволяє актиноризним рослинам-господарям рости в суворих умовах, на бідних поживними речовинами ґрунтах. Зовсім недавно іноземні дослідники почали вивчати метаболічний потенціал цих бактерій в контексті біоремедіації і встановили, що *Frankia* має здатність протистояти та розкладати поліароматичні вуглеводні, нафталін, феноли<sup>3660 3661</sup>.

Таблиця 2.97

Вплив нафти і *H. rhamnoides* на фітотоксичність нафтозабрудненого ґрунту на 4-й рік ремедіації. Початкове забруднення 123 г нафти на 1 кг ґрунту (вересень, 2012 р.)<sup>3662</sup>

Варіанти	Токсичність по <i>L.usitatissimum</i>			Ґрунтові мікроорганізми, КОУ/г ґрунту	
	Відносна схожість насіння, %	Відносна довжина кореня, %	Віднос на висота пагона, %	Гетеротрофи	Деструктори нафти
Забруднений ґрунт	0	0	0	$2 \times 10^4$	$5 \times 10^2$
Ґрунт після 4 років ремедіації	100	100	100	$2 \times 10^8$	$3 \times 10^5$
Ґрунт, взятий у радіусі 4-6 м від ремедіаційної ділянки	88,57	100	52,37	$4 \times 10^6$	$6 \times 10^5$

Встановлено<sup>3663</sup>, що в процесі фіторемедіації нафтозабрудненого ґрунту рослинами *H. rhamnoides* збільшується кількість та видова різноманітність олігонітрофілів, у тому числі азотфіксаторів (*Azotobacter*, *Achromobacter*, *Azospirillum*, *Rhizobium*, *Bradyrhizobium*, *Frankia*, *Azotomonas*, *Beijerinckia*, *Klebsiella*, *Derxia* і ін.). Так, після чотирьох років фіторемедіації кількість азотфіксуючих мікроорганізмів зросла на один порядок (табл. 2.98).

Для не забрудненого ґрунту характерні однотипні невеликі колонії, а у ґрунті після фіторемедіації обліпихою спостерігали колонії різного розміру, форми, кольору, консистенції.

З літературних джерел відомо, що обліпиха є головною ґрунтопокращуючою породою, порівняно з іншими фіторемедіантами: акація, клен, береза, верба. Їй належить утворення потужної лісової підстилки, багатой на азот, збагачення ґрунтосуміші органічною речовиною, фосфором і калієм<sup>3664</sup>.

Встановлено також<sup>3665</sup>, що після чотирьох років ремедіації кількість рухомого фосфору у ґрунті не зросла, а навпаки була дещо нижчою, ніж у нерекультивованих ґрунтах. Це можна пояснити тим, що проби ґрунту були



відібрані у вересні, в період її інтенсивного росту. Оскільки обліпиха росте на ґрунтах, багатих на фосфор, то можна припустити, що відбулось засвоєння фосфору обліпихою із значним виносом його із ґрунту. Спостерігали також нагромадження нітратів у нафтозабрудненому ґрунті, кількість яких після фітореMediaції істотно знижується – вміст нітратного азоту у нафтозабрудненому ґрунті після 4 років росту обліпихи зменшився у 2,6 рази в порівнянні з не рекультивованим ґрунтом (табл. 2.98). Явище підвищення вмісту нітратного азоту на фоні нафтового забруднення є відомим фактом<sup>3666</sup>  
3667

Таблиця 2.98

Вплив нафти і *Hipporhae rhamnoides* на чисельність азотфіксуючих мікроорганізмів (вересень, 2012 р.)<sup>3668</sup>

Варіанти	Азотфіксуючі мікроорганізми, КОУ/г ґрунту
Нафтозабруднений ґрунт	$2,9 \times 10^7$
Ґрунт після ремедіації <i>H. rhamnoides</i>	$2,2 \times 10^8$

На кількість нітратного азоту у ґрунті впливають також процеси денітрифікації, здійснювані мікроорганізмами денітрифікаторами, здатними відновлювати іон  $\text{NO}_3^-$  – до молекулярного азоту. Унаслідок цього процесу наявний нітратний азот у ґрунті втрачається.

Попри інтенсивний ріст обліпихи та засвоєння нею органічних елементів із ґрунту, в останньому спостерігали збільшення загального та амонійного азоту. Так, вміст амонійного азоту у забрудненому ґрунті сягав 23,6 мг/кг, а у нафтозабрудненому ґрунті після фітореMediaції обліпихою становив 30,00 мг/кг. Збільшується і мінеральний азот, який є сумою нітратного і амонійного та характеризує забезпеченість ґрунтів азотом та його доступність для рослин (табл. 2.99).

Таблиця 2.99

Вміст фосфору та азоту у нафтозабруднених ґрунтах до і після фітореMediaції обліпихою (вересень, 2012 р.)<sup>3669</sup>

Нафтозабруднений ґрунт (123г нафти на 1 кг) Вміст фосфору та азоту	до фітореMediaції	після чотирьох років фітореMediaції
$\text{P}_2\text{O}_5$ (рухомий), мг/кг	$6,0 \pm 0,3$	$5,0 \pm 0,4$
N- $\text{NO}_3^-$ , мг/кг	$5,90 \pm 0,2$	$2,19 \pm 0,3$
N- $\text{NH}_4^+$ , мг/кг	$23,6 \pm 0,3$	$30,00 \pm 0,2$
N (Мінеральний) (N- $\text{NO}_3^-$ + N- $\text{NH}_4^+$ ), мг/кг	$29,5 \pm 0,2$	$32,19 \pm 0,2$
N (загальний), %	$0,05 \pm 0,01$	$0,15 \pm 0,02$

Ґрунти нафтовидобутку часто є засоленими і містять надлишковий вміст важких металів. Обліпіха є толерантною до засолення ґрунту, що підтверджено в ході наших польових досліджень – обліпіха стовідсотково приживається на ґрунтах озокеритовидобутку, вміст солей в яких складає 3 %<sup>3670</sup>. Дослідження вмісту важких металів у надземній і підземній частинах обліпіхи показало, що при надлишковому вмісті важких металів у нафтозабруднених ґрунтах відбувається незначне їх накопичення у рослинах обліпіхи на четвертий рік росту (табл. 2.100).

Завдяки поверхневій кореневій системі обліпіхи, добре розвиненим шнуроподібним кореням, що дають кореневі паростки, вона успішно поширюється на сусідні території, тим самим розпушує забруднений ґрунт, покращує його водно-повітряні властивості, сприяє швидкому накопиченню біомаси, гумусоутворенню та забезпечує пролонгацію фітомеліоративної дії.

Так, фітореMediaційна ділянка за чотири роки розрослася в куртину, площа якої вже у 3 рази перевищувала вихідну ділянку.

Крім того, відмічено<sup>3671</sup>, що обліпіха створює умови для прискореної біодеградації нафти у ґрунті та сприяє вторинному заростанню нафтозабруднених ґрунтів. Виявлено, що серед рослин вторинного заростання найбільш поширені види: осока (*Carex L.*), кульбаба лікарська (*Taraxacum officinale*), люцерна хмелевидна (*Medicago lupulina L.*), конюшина лучна (*Trifolium pratense L.*) та ін.

Таблиця 2.100

Вміст важких металів у чотирирічних рослинах обліпіхи  
крушиновидної (червень, 2012 р.)<sup>3672</sup>

Елемент	Вміст важких металів, мкг/г сухого зразка			
	в обліписі, що росла на нафтозабруднених відвальних ґрунтах*		в обліписі, що росла на умовно чистих ґрунтах (дачні угіддя)	
	Надземна Частина	Корінь	Надземна частина	Корінь
Fe	94,08±0,09	183,23±0,34	108,27±0,22	349,83±0,29
Mn	107,71±0,28	27,36±0,0,21	84,96±0,18	32,61±0,09
Cu	10,67±0,02	8,99±0,12	7,15±0,08	7,32±0,06
Zn	29,64±0,08	13,09±0,09	28,06±0,11	10,69±0,09
Ni	1,50±0,04	1,87±0,10	1,80±0,07	8,00±0,04
Co	0,12±0,02	0,12±0,04	0,125±0,06	0,12±0,02
Pb	1,25±0,04	1,25±0,05	1,25±0,04	1,25±0,02
Cd	0,41±0,03	0,39±0,40	0,10±0,02	0,10±0,02

Примітка. Вміст у ґрунтах озокеритовидобутку рухомих форм Mn 2-3 ГДК, Zn 1,4 ГДК.

Отже, обліпіха крушиновидна є перспективною рослиною для очистки сильно забруднених нафтою ґрунтів, так як покращує їх фізико-хімічні, мікробіологічні показники, знижує токсичність, забезпечує багаторічну пролонгацію фіторе mediaційної дії та сприяє високому ступеню очистки від нафтопродуктів<sup>3673</sup>. Найважливішу роль під час проведення електрохімічної очистки грають електрокінетичні процеси.

В результаті проведених досліджень<sup>3674</sup> встановлено, що ґрунт, що містить у шарі 0-10 см більше 5 г/кг світлих нафтопродуктів (ДП) та понад 13 г/кг темних нафтопродуктів (мазут), а також продуктів їх трансформації, надає сильну токсичну дію на рослини жита багаторічного, тому прийоми фіторе mediaції з використанням даного виду рослин доцільно проводити при залишкових рівнях забруднення, не вище вказаних. У той же час наявність у ґрунті вуглеводнів мазуту та продуктів їх трансформація у кількості менше 3 г/кг призвела до стимулювання росту рослин.

Внаслідок проведення фіторе mediaції вміст вуглеводнів у ґрунті, забрудненому ДП у кількості 1,4 та 2,8 л/м<sup>2</sup>, знизилося на 75% та 35% відповідно. При забрудненні ґрунту мазутом прийоми фіторе mediaції з використанням жита багаторічного дозволили знизити вміст вуглеводнів на 25%. Таким чином, показана можливість використання жита багаторічного при фіторе mediaції ґрунтів, забруднених нафтопродуктами в умовах північного заходу Європейської частини Росії. Вивчення стану рослин жита протягом другого та наступних вегетаційних періодів у ході етапу фіторе mediaції, а також можливість включення її в асоціацію з іншими видами стійких рослин вимагає проведення подальших досліджень.

В даний час застосування біопрепаратів для очищення ґрунту від забруднення нафтою та нафтопродуктами посідає чільне місце. Біопрепарати можуть застосовуватися для таких цілей:

- Для очищення ґрунту та води від нафти та нафтопродуктів та деяких видів палива;
- Для видалення парафінових вуглеводнів з нафти у нафтових свердловинах;
- Для очищення бурових шламів існують такі види біопрепаратів для очищення ґрунту від нафти та нафтопродуктів. 1. На основі аборигенних мікроорганізмів – нафтодеструкторів 2. На основі штучно створених асоціацій нафтоокислювальних бактерій 3. На основі одного активного штаму бактерій нафто деструкторів.

Велике поширення отримали технології із застосуванням різних біопрепаратів, що містять мікроорганізми, здатні руйнувати токсикант.

Такі біопрепарати першого покоління (1980-1990 рр.), Як правило, містили мікроорганізми-деструктори одного виду і роду, наприклад, відомі в Росії бактеріальні препарати «Путидойл», «Руден», або консорціум мікроорганізмів, такі як препарат «Деворойл» (5 бактеріальних культур та 2 дріжджові), препарат серії «Біодеструктор» (два штами бактерій), «Родер» (2 штами бактерій).

Біопрепарат «Путидойл» є спільною роботою Західно-Сибірського науково-дослідного геологорозвідувального нафтового інституту з НВО «Вектор». Цей біопрепарат був розроблений у 1988 році і є першим біопрепаратом нафтодеструктором. Біопрепарат «Путидойл» створено на основі нафтоокисного штаму бактерій *Pseudomonas putida* [36]. Біопрепарат «Деворойл» був розроблений Інститутом мікробіології РАН на основі об'єднання бактерій *Pseudomonas stutzeri.*, *Rhodococcus longus*, *Rhodococcus erythropolis* та дріжджів *Candida sp.*, *Yarrowia lipolytica*. Дані мікроорганізми можуть залишатися активними при підвищеній солоності ґрунту до 150 г/л та рН від 4,5 до 9,5, стійкі до різких перепадів температури від +5 до +40, залишаються активними при забрудненні ґрунту нафтою понад 5 відсотків. При кислому ґрунтовому середовищі найкраще розвиваються *Yarrowia lipolytica*, *Rhodococcus erythropolis*, при нейтральному середовищі розвиваються всі представлені мікроорганізми, при лужному середовищі *Rhodococcus maris*, *Alcaligenes sp.* Ефективність застосування біопрепарату «Деворойл» обумовлена здатністю мікроорганізмів окислювати ароматичні сполуки, фенол, пірокатехін, крезол та гідрофільні алкани (C<sub>9</sub>-C<sub>30</sub>), а також важких фракцій нафти – дизельне паливо та мазут.

Біопрепарат «Руден» створено Державним Науково – Дослідницьким Інститутом Генетики та Селекції Промислових Мікроорганізмів на основі штаму бактерій *Rhodococcus sp.* НХ7, отриманий із ґрунтів тундри Архангельської області. Штам проявляє активність при високому рівні забруднення до 90 відсотків, температурі середовища від плюс 5 до плюс 18, рівні рН від 4,5 до 10 та солоності від 0 до 4 відсотків. Здатний руйнувати асфальтени та ароматичні сполуки. Біопрепарат «Родер» має у своєму складі такі мікроорганізми, як: *Rhodococcus ruber*, *Rhodococcus erythropoplis*. Цей біопрепарат є спільною розробкою ВНДІ нафти та газу, та МДУ ім. М.В. Ломоносова.

Випробування даного препарату проводилися на нафтозабруднених ґрунтах Республіки Комі, Західного Сибіру, Московської області, а також ґрунти штату Монтана у США.

Подальші дослідження та випробування розроблених препаратів дозволили визначити напрямок розвитку та конструювання біопрепаратів. Було показано, що ефективність біопрепаратів підвищується при іммобілізації мікроорганізмів-деструкторів на матеріалах, що володіють спорідненістю до забруднювача. Перевагою біопрепаратів, що складаються з іммобілізованих на носіях мікроорганізмів-деструкторів (у тому числі біосорбентів), є більш висока виживання клітин мікроорганізмів, що істотно збільшує терміни зберігання препаратів; носії можуть містити живильні компоненти, необхідні для підтримки деструктивної активності клітин, що спрощує технологічний процес застосування біопрепаратів. Розроблено багато біопрепаратів, що включають і сорбенти, і мікроорганізм-деструктори. Такі біосорбовані препарати можна зраховувати до другого

покоління. Це, наприклад, препарати «Екойл», «Еколан», сімейство препаратів «БАК» та інші. Вони більш технологічні, не вимагають попередньої підготовки для застосування, хоча і виявилися складності у виробництві та підтримці їх у виробничих та лабораторних умовах.

Третє покоління сучасних біопрепаратів на основі змішаних культур і асоціацій мікроорганізмів має ширші адаптаційні можливості для використання. Вони застосовуються не тільки для очищення ґрунтів і ґрунтів, але і для знешкодження таких органічних відходів, як кре-озот, сланцеві масла, відпрацьовані машинні та моторні масла, мастильно-охолодні рідини та інші вуглеводневі забруднення. Для розширення сфери застосування та ефективності в сучасні біопрепарати додають різні емульгатори, біодобавки, поверхнево-активні речовини та інші стимулятори біологічних процесів. Відбувається подальше ускладнення як методів отримання таких біопрепаратів, так і технологій застосування.

Імобілізація клітин мікроорганізмів на носії дозволила вдосконалити технологію отримання біопрепаратів та сприяла збільшенню терміну зберігання. При додаванні до складу препарату органічних та мінеральних добавок, необхідних для живлення нафтоокислюючих мікроорганізмів, збільшується ефективність деградації нафти.

Біопрепарати, що створені з використанням таких технологій, є препаратами другого покоління. Біопрепарат Еконадин, створений науково-виробничим підприємством «ЕКОНАД», має у своєму складі асоціацію двох штамів *Pseudomonas fluorescens*, іммобілізовані на торфі. Цей біопрепарат не накопичується в природному середовищі за рахунок органічного носія Розроблений Санкт-Петербурзьким ЗАТ «Поліінформ» біопрепарат «Сойлекс» є консорціум бактерій нафтодеструкторів, сорбований інертних носіях. Біопрепарат здатний працювати при температурі від 3 до 40 градусів та рН від 4,5 до 8,2.

Іншими прикладами біопрепаратів другого покоління є препарати Родотрін, Лессорб, Псевдомін та ін. Із зарубіжних біопрепаратів можна назвати Noggies, Hydrobac, Biocrack<sup>3675</sup>.

Препаратами третього покоління є такі біопрепарати до складу яких входять не тільки вуглеводні мікроорганізми, але і різні добавки, що підвищують активність мікроорганізмів, а також мікроорганізми здатні виділяти поверхнево-активні речовини.

Прикладами таких біопрепаратів є препарати "Лестан" та "Біосурфактант". При створенні біопрепаратів на основі змішаних культур та консорціумів мікроорганізмів підвищуються їх адаптаційні та екологічні властивості, але такі біопрепарати складніше виробляти. Прикладом ефективності таких препаратів може бути біопрепарат МікрозимТМ Петро Трит, який має у своєму складі консорціум з 12 видів мікроорганізмів. Завдяки виділенню мікроорганізмами біосурфактантів, відбуваються структурні зміни забруднення, що покращує ефективність очищення. Серед казахстанських біопрепаратів можна виділити такі, як Міко-Ойл,

KazBioRem, Нафтодеструктор КазБіо. В основі біопрепарату "Міко-Ойл" знаходяться аборигенні штами мікроорганізмів, які були виділені із ґрунтів Західного Казахстану.

Нафтоокислюючі мікроорганізми в даному препараті представлені бактеріальними та дріжджовими культурами: *Rhodococcus erythropolis* 119ГМ, *Bacillus subtilis* 109КС, *Rhodococcus globerulus* 51 КС, *Pseudomonas aeruginosa* 122АС, Trich Дані мікроорганізми зберігають свою активність при солоності ґрунту до 4 відсотків, температурі навколишнього середовища до 50 градусів та за умови низької вологості ґрунту. Біопрепарат «KazBioRem» було створено ТОВ «Екостандарт.kz» у 2018 році. В основі даного препарату знаходяться 2 штами нафтоокислювальних мікроорганізмів – *Rhodococcus erythreus* АТ7, *Dietzia maris* 22К. Як органічний носій в даному біопрепараті були використані висівки.

Штам *Rhodococcus erythreus* АТ7 був виділений з нафтозабрудненого ґрунту Актюбінської області, родовища Алібекмолу. Штам *Dietzia maris* 22К був виділений із ґрунту родовища Кумколь, у Кизилордінській області<sup>3676</sup>.

Біопрепарат «НафтодеструкторКазБіо» розроблений ТОВ «КазЕкоБіосистема». В основі біопрепарату знаходиться штам нафтоокислюючого мікроорганізму *Rhodococcus erythropolis* КД. Оптимальною температурою зростання мікроорганізмів є 28 градусів. Імобілізація клітин на носії забезпечує кращу виживання клітин при зберіганні та взаємодії з високими концентраціями забруднюючих речовин. Найчастіше як органічний носій застосовується торф та його похідні, тирса, деревна кора та стружка; серед неорганічних матеріалів як носій використовують вермікуліт, цеоліт, каолін тощо; з полімерних синтетичних матеріалів виділяють полікапроамідні волокна та пінополіуретан.

**Узагальнюючи всі розглянуті вище методи ремедіації земель, забруднених нафтою, можна зробити такі висновки.**

1. Мікроорганізми відіграють провідну роль у самоочищенні ґрунту, відтворенні його родючості та переведенні техногенної органіки у форму сполук, які можуть засвоюватися рослинами.

2. Інтенсивна хімізація земель пригнічує ґрунтову мікрофлору та тваринне населення, що, на нашу думку, необхідно враховувати при виборі технологій очищення забруднених земель та підвищення її родючості.

3. На сьогоднішній день ефективними та екологічно чистими надаються технології, що використовують мікроорганізми (у тому числа мікроорганізми, що живуть у нафті та нафтопродуктах) та різні біопрепарати на їх основі. Проте слід враховувати особливості мікрофлори різних ґрунтів та ступінь їх забруднення.

4. Найкращих результатів щодо відновлення ґрунтів, забруднених нафтою та нафтопродуктами можна добитися, застосовуючи комбіновані методи (орання, розпушування, внесення штамів бактерій та добрив, висадження певних рослин тощо). На жаль, ці методи ремедіації займають від 3 до 5 років і більше; можуть помітно збільшити ціну гектара.

Перелік потенційних рослин для придатних для фітореMediaції ґрунтів ґрунтів забруднених нафтою та нафтопродуктами представлено у таблиці 2.101.

Таблиця 2.101

Рослини, які можуть бути використані у системі фітореMediaції ґрунтів забруднених нафтою та нафтопродуктами<sup>3677</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Забруднювач (у міжнародній індексації)	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
<i>Acer platanoides</i>	Клен звичайний	ВТЕХ (Тут і надалі: бензол, толуол, етилбензол і ксилол)	Дерево	Європа	3678
<i>Agropyron cristatum</i>	Житняк гребінчастий	ТРН (Тут і надалі: загальна кількість нафтових вуглеводнів)	Трав'яниста рослина	Азія	3679
<i>Alnus glutinosa</i>	Вільха чорна	МОН (Тут і надалі: моно циклічні нафтові вуглеводні)	Дерево/кущ	Європа, Аірика	3680
<i>Andropogon gerardii</i>	Бородач Жерара	РАН (Тут і надалі: поліциклічні ароматичні вуглеводні)	Трав'яниста рослина	Північна Америка	3681 3682 3683 3684 3685 3686
<i>Avena sativa</i>	Овес посівний	ТРН (Загальна кількість нафтових вуглеводнів)	Трав'яниста рослина	Єропа	3687
<i>Axonopus compressus</i>	Коврова трава	ТРН (Загальна кількість нафтових вуглеводнів)	Трав'яниста рослина	Півічна та Південна Америка	3688
<i>Betula péndula</i>	Береза повисла	РАН	Дерево	Єропа	3689
<i>Bouteloua curti péndula</i>	Дикий вівсюг	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Півічна та Південна Америка	3690 3691
<i>Bouteloua dactyhides</i>	Буйволова трава	РАН ТРН	Трав'яниста рослина	Північна Америка	3692 3693
<i>Bouteloua gracilis</i>	Бетула граційна	РАН	Трав'яниста рослина	Північна Америка	3694 3695
<i>Brachiaria decumbens</i>	Signal Grass	ТРН	Трав'яниста рослина	Африка	3696

<i>Brachiaria serrata</i>	Брахарія	ТРН	Трав'яниста рослина	Африка	3697
<i>Brassica juncea</i>	Гірчиця сарептська	РАН	Трав'яниста рослина	Азія, Європа, Африка	3698
<i>Bromus inermis</i>	Кострець тий	ТРН	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	3699
<i>Canna X generalis</i>	Кана карлик червоний	ВТЕХ	Трав'яниста рослина	Центральна і південна Америка, південні регіони США	3700
<i>Carex cephalophora</i>	Осока якірцева	РАН	Трав'яниста рослина	Схід США	3701 3702
<i>Carex stricta</i>	Осока гостра	ТРН	Трав'яниста рослина	Північна Америка	3703
<i>Ceitis occidentalis</i>	Каркас звичайний	ВТЕХ ТРН РАН	Дерево	Північна Америка	3704 3705
<i>Cereis canadensis</i>	Багрянник канадський	РАН	Трав'яниста рослина	Північна Америка	3706
<i>Chrysopogon zizanioides</i>	Ветіверія циціановидна	РАН	Дерево/ Трав'яниста рослина	Індія	3707
<i>Conocarpus lancifolius</i>	Конокарпус ланцетолистий	ТРН	Дерево	Африка	3708 3709
<i>Cordia subcordata</i>	Кордія напівсерцевидна	ТРН РАН	Дерево	Гаваї, Океанія, Африка	3710
<i>Cymbopogon citrullus</i>	Лимонна трава	ТРН	Трав'яниста рослина	Індія	3711
<i>Cynodon dactylon</i>	Свинорій пальчатий	Фторантен фенантрен Пірен ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Африка	3712 3713 3714 3715 3716 3717
<i>Cyperus brevifolius</i>	Сить тонка.	ТРН	Трав'яниста рослина	Австралія	3718
<i>Cyperus rotundus</i>	Сить кругла	ТРН	Трав'яниста рослина	Індія	3719 3720



<i>Dactylis glomerata</i>	Грястиця збірна	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Європа	3721
<i>Eleusine coracana</i>	Просо пальчасте	ТРН	Трав'яниста рослина	Арика	3722
<i>Elymus canadensis</i>	Пирій канадський	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Північна Америка	3723 3724
<i>Elymus hystrix</i>	Колосняк	РАН	Трав'яниста рослина	Північна Америка	3725
<i>Elytrigia repens</i>	Пирій повзучий	ТРН	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	3726
<i>Eucalyptus spp.</i>	Евкалипти	ВТЕХ	Різні форми	Австралія	3727
<i>Fabaceae</i>	Legumes	ТРН РАН	Різні форми	По всьому світу	3728 3729 3730
<i>Festuca spp.</i>	Вівсяниці	ТРН РАН ВТЕХ	Трав'яниста рослина	По всьому світу	3731 3732 3733
<i>Festuca arundinacea</i>	Вівсяниця очеретяна	Антрацен Етиленгліколь Фторантен фенантрен Пірен ТРН РАН РАЕ	Трав'яниста рослина	Європа	3734 3735 3736 3737 3738 3739 3740 3741 3742 3743 3744 3745 3746 3747
<i>Festuca pratensis</i>	Вівсяниця лучна	ТРН	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	3748
<i>Festuca rubra</i>	Вівсяниця червона	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Північна Америка, Європа	3749
<i>Ficus infectoria</i>	Фікус зеленіючий	ТРН	Дерево	Індія	3750 3751
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Ясен пенсільванський	РАН	Дерево	Схід США	3752 3753
<i>Geranium viscosissimum</i>	Липка фіолетова герань	РАН	Трав'яниста рослина	Захід Північної Америки	3754
<i>Gleditsia triacanthos</i>	Гледичія трьохколючкова	ВТЕХ	Дерево	Північна Америка	3755 3756

<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний	РАН	Трав'яниста рослина	Північна та Південна Америка	3757 3758
<i>Hibiscus tiliaceus</i>	Гібіскус липовидний	РАН	Дерево/ Трав'яниста рослина	Австралія	3759 3760
<i>Hordeum vulgare</i>	Ячмінь звичайний	ТРН Пірен	Трав'яниста рослина	Азія, Північна Африка	3761 3762
<i>Juncus effusus</i>	Сить розлога	РАН	Водно-болотна рослина	По всьому світу	3763 3764
<i>Juniperus virginiana</i>	Ялівець Вірджинський	ВТЕХ	Дерево	Схід США	3765
<i>Kochia scoparia</i>	Басія вінична	ТРН	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	3766
<i>Leymus angustus</i>	Алтайський дикий	ТРН	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	3767
<i>Linum usitatissimum L.</i>	Льон звичайний	ТРН	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	3768
<i>Lolium multiflorum</i>	Райграс агатоукісний	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Європа	3769 3770 3771
<i>Lolium perenne</i>	Райграс багаторічний	Аценафтен Бензо(а)антрацен Бензо(а)пірен Бензо(б)флуорантен Бензо(гі)перилен, Бензо(к)флуорантен Хризена Дибензо(ах)антрацен Фторантен Indeno(123cd)пірен Нафталін Пірен ТРН РАН ВТЕХ РАЕ	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	3772 3773 3774 3775 3776 3777 3778 3779 3780 3781 3782
<i>Lolium spp.</i>	Райграс	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Європа, Азія, Північна Африка	3783 3784 3785

<i>Lotus corniculatus</i>	Лядвенець рогатий	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Європа	3786
<i>Medicago sativa</i> <i>Medicago sativa Mesa</i> <i>var. Cimarron</i> <i>VR</i>	Люцерна	Антрацен Етиленгліколь МТВЕ Фенол РАН (повний пріоритет) Пірен Толуол ТРН РАН Бензин Перхлоретилен, Тетрахлоретен	Трав'яниста рослина	Середній Схід	3787 3788 3789 3790 3791 3792 3793 3794 3795 3796 3797 3798 3799
<i>Melilotus officinalis</i>	Буркун лікарський	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	3800
<i>Microlaena stipoides</i>	Мікролена типчакова	ТРН	Трав'яниста рослина	Австралія	3801
<i>Miscanthus giganteus</i>	Мискантус гігантський	РАН	Трав'яниста рослина	Японія	3802
<i>Morus alba</i>	Шовковиця біла	РАН	Дерево	Китай	3803
<i>Morus rubra</i>	Шовковиця червона	РАН	Дерево	Східні райони США	3804 3805
<i>Myoporum sandwicense</i>	Несравжне сандалове дерево	ТРН РАН	Дерево	Гаваї	3806
<i>Onobrychis viciifolia</i>	Еспарцет піщаний	ТРН	Трав'яниста рослина	Європа	3807 3808
<i>Panicum coloratum</i>	Просо пруткове	РАН	Трав'яниста рослина	Африка	3809 3810
<i>Panicum virgatum</i>	Свічграс	Антрацен РАН (повний пріоритет) Пірен ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Північна Америка	3811 3812 3813 3814 3815 3816
<i>Pascopyrum smithii</i> (syn. <i>Agropyron smithii</i> )	Західні злакові трави	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Північна Америка	3817 3818 3819 3820

<i>Paulownia tomentosa</i>	Павловнія войлочна	РАН	Tree	Китай	3821
<i>Pennisetum glaucum</i>	Африканське просо	ТРН	Трав'яниста рослина	Африка, Азія	3822
<i>Phalaris arundinacea</i>	Канарник тростинний	РАН	Трав'яниста рослина	Європа	3823
<i>Phragmites australis</i>	Осока звичайна	Бензол Біфеніл Етилбензол Толуол п-ксилол ТРН МТВЕ (Тут і надалі: Метил третинний бутиловий ефір)	Водно-болотна рослина	Europe, Asia	3824 3825 3826
<i>Picea glauca</i> <i>mag. d ensata</i>	Ялина сиза	ВТЕХ	Дерево	Північна Дакота (США)	3827 3828
<i>Pinus banksiana</i>	Сосна Банка	ВТЕХ	Дерево	Північна Америка	3829 3830
<i>Pinus spp.</i>	Сосні	МТВЕ ТВА (Тут і надалі: Спирт трет- бутиловий)	Дерево	По всьому світу	3831
<i>Pinus sylvestris</i>	Сосна звичайна	ТРН	Дерево	Європа, Азія	3832 3833
<i>Pinus taeda</i>	Сосна ладанна	Діоксин, ВТЕХ, ТРН	Дерево	Північна Америка	3834 3835
<i>Pinus thunbergii</i>	Сосна Тунберга	Діоксин	Дерево	Японія	3836
<i>Pinus virginiana</i>	Сосна вірджінська	Діоксин	Дерево	Північна Америка	3837
<i>Poa pratensis</i>	Тонконіг лучний	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Європа	3838
<i>Poaceae</i>	Злакові	ТРН РАН ВТЕХ	Трав'яниста рослина	По всьому світу	3839
<i>Populus nigra</i> <i>mag. italica</i>	Тополя чорна	РАН	Дерево	Італія	3840

<i>Populus spp.</i> <i>Populus deltoides</i> <i>Populus deltoides X nigra</i> <i>Populus nigra</i> <i>Populus deltoides X nigra DN34</i> <i>Populus trichocarpa</i> * <i>Populus deltoides 'Hoogvorst'</i> <i>Populus trichocarpa</i> * <i>Populus deltoides 'Hazendans'</i>	Види та гібриди тополі	Анілін Бензол Етилбензол фенол Толуол м-ксилол РАН ВТЕХ МТВЕ ТРН	Дерево	По всьому світу різні види	3841 3842 3843 3844 3845 3846 3847 3848 3849 3850 3851
<i>Quercus macrocarpa</i>	Дуб крупіднийпн	ВТЕХ	Дерево	Північна Америка	3852 3853
<i>Quercus phellos</i>	Дуб верболистий	Діоксін	Дерево	Північна Америка	3854
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Робінія псевдоакацієва	РАН МОН	Дерево	Північна Америка	3855
<i>Sagittaria latifolia</i>	Стрілолистол широстний	ТРН	Трав'яниста рослина	Північна та Південна Америка	3856 3857
<i>Saxifraga alaxensis</i>	Верба аляскава	ТРН	Дерево/Кущ	Аляска, Канада	3858
<i>Salix alba</i>	Верба біла	ВТЕХ	Дерево	Європа, Азія	3859 3860
<i>Salix babylonica L</i>	Веба цейлонська	МТВЕ ТВА	Дерево	Китай	3861
<i>Salix nigra</i>	Верба Гудіна	РАН, ВТЕХ, ТРН	Дерево/Кущ	Схід США	3862 3863
<i>Salix spp. Salix interior Salix exigua</i>	Вербові	ТРН ВТЕХ РАН	Дерево/Кущ	По всьому світу	3864 3865 3866 3867 3868 3869
<i>Salix viminalis</i>	Верба лозяна	РАН	Кущ	Європа, Азія	3870 3871 3872
<i>Schizachyrium scoparium</i>	Трава бородавчаста	РАН	Трав'яниста рослина	Схід США	3873 3874 3875 3876

Продовження табл. 2.101

<i>Schoenoplectus lacustris</i>	Очерет озерний	Фенол	Водно-болотна рослина	Північна Америка	3877
<i>Scirpus atrovirens</i>	Очерет темно-зелений	РАН	Водно-болотна рослина	Північна Америка	3878
<i>Scirpus maritimus</i>	Солончак	ТРН	Водно-болотна рослина	Північна Америка	3879
<i>Scirpus spp.</i>	Солончакові	Фенол Біологічна випари Хімічні випари у повітрі. Нафта та бензин Фенол	Водно-болотна рослина	По вьому світу	3880
<i>Secale cereale</i>	Жито посівне	Пірен ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Азія	3881 3882
<i>Senna obtusifolia</i>	Сена китайська	РАН	Трав'яниста рослина	Північна та Південна Америка	3883 3884
<i>Solid ago spp.</i>	Золотарник канадський	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Північна та Південна Америка, Єропа, Азія,	3885
<i>Sorghastrum nutans</i>	Жовта індіанська трава	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Північна Америка	3886 3887
<i>Sorghum bicolor</i> <i>Sorghum bicolor subsp. Drummondii</i>	Сорго зернове	ТРН Антраценовий пірен	Трав'яниста рослина	Африка	3888 3889 3890 3891
<i>Sorghum vulgare</i>	Суданська трава	РАН	Трав'яниста рослина	Африка	3892
<i>Spartina pectinata</i>	Кордограс прерій	РАН	Трав'яниста рослина	Північна Америка	3893
<i>Stenotaphrum secundatum</i>	Трава Святого Августина	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Північна та Південна Америка	3894 3895 3896
<i>Thespesia populnea</i>	Порція (палісандр)	ТРН РАН	Дерево	Гаваї	3897 3898
<i>Thinopyrum ponticum</i>	Високорослий пирій	ТРН	Трав'яниста рослина	Середній Схід, Азія	3899 3900

Продовження табл. 2.101

<i>Trifolium hirtum</i>	Конюшина волохата	ТРН	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	3901 3902
<i>Trifolium pratense</i>	Конюшина червона	ТРН	Трав'яниста рослина	Європа	3903
<i>Trifolium repens</i>	Конюшина біла (повзуча)	Фторантен фенантрен Пірен, ТРН, РАН	Трав'яниста рослина	Європа	3904
<i>Trifolium spp.</i>	Конюшинові	ТРН, РАН, ВТЕХ	Трав'яниста рослина	По всьому світу	3905
<i>Triglochin striata</i>	Болотниця	ТРН	Водно-болотна рослина	Північна Америка, Європа	3906
<i>Tripsacum dactyloides</i>	Південний гамаграс	ТРН, РАН	Трав'яниста рослина	Схід США	3907 3908
<i>Triticum spp.</i>	Пшениці	ТРН	Трав'яниста рослина	Азія	3909
<i>Typha spp.</i>	Рогозові	Нафта і бензин Фенол	Водно-болотна рослина	Північна Америка, Європа, Азія	3910
<i>Ulmus parvifolia</i>	Вяз дрібнолистий	Діоксін	Дерево	Азія	3911
<i>Vetiveria zizanioides</i>	Ветівер	ТРН	Трав'яниста рослина	Індія	3912
<i>Vicia faba</i>	Кінські боби	ТРН	Трав'яниста рослина	Африка, Азія	3913 3914
<i>Vulpia microstachys (Nutt.) Munro</i>	Вівсяниця дрібна	ТРН РАН	Трав'яниста рослина	Захід США	3915 3916
<i>Zea mays</i>	Кукурудза звичайна	ТРН	Трав'яниста рослина	Північна та Центральна Америка	3917 3918

## **2.4. Можливості і способи ремедіації ґрунтів (земель) забруднених пестицидами.**

Поверхневі шари ґрунтів легко забруднюються. Великі концентрації в ґрунті різних хімічних сполук – токсикантів згубно впливають на життєдіяльність ґрунтових організмів. При цьому втрачається здатність ґрунту до самоочищення від хвороботворних та інших небажаних мікроорганізмів, що здатні викликати важкі наслідки для людини, рослинного і тваринного світу.

Наприклад, у надто забруднених ґрунтах збудники тифу і паратифу можуть зберігатися півтора року, тоді як у незабруднених – лише на протязі двох-трьох діб.

Щорічно на поля планети вносять близько 400 млн т мінеральних добрив, понад 2 млн т хімічних засобів боротьби зі шкідливими організмами. Циркуляція токсичних речовин, що надходять із засобами хімізації у ґрунт, воду, атмосферу, трофічні ланцюги призводить до забруднення біосфери та погіршення її якості.

Надмірне використання мінеральних добрив, пестицидів та інших хімічних препаратів разом з промисловим забрудненням ще більше ускладнює екологічну ситуацію в Україні, знижує відтворювальну здатність біосфери та екологічну стійкість агроландшафтів. Дослідження ступеня забруднення сільгоспугідь та продукції сільського господарства органічними полютантами, пестицидами, важкими металами, визначення джерел забруднення, прогноз їх небезпеки, діяльність з метою попередження забруднення агроландшафтів є завданням екотоксикологічного моніторингу.

За сучасних соціально-економічних умов України актуальності набула проблема застосування пестицидів в агротехнологіях та дослідження наслідків їх впливу на екосистеми і стан здоров'я людей. За даними ЮНЕСКО, пестициди в загальному обсязі забруднення біосфери землі займають 8 місце після таких речовин, як нафтопродукти, ПАР (поверхнево-активні речовини), фосфати, мінеральні добрива, важкі метали, окиси азоту, сірки, вуглецю та інші сполуки.

Протягом майже 40 років у світовому сільському господарстві широко використовували персистентні хлорорганічні пестициди. Серед них є супертоксиканти, а саме ДДТ і його метаболіти та ГХЦГ і його ізомери. Встановлено, що хлорорганічні пестициди проявляють мутагенний, тератогенний, ембріотоксичний, гонадотоксичний та канцерогенний ефекти<sup>3919 3920 3921</sup>. Вони знайшли широке застосування як інсектициди, акарициди, фунгіциди, фуміганти та у боротьбі проти переносників інфекційних захворювань.

Значна територія України забруднена високими концентраціями пестицидів, які становлять загрозу для навколишнього природного середовища та здоров'я людей, оскільки ці токсиканти з ґрунту потрапляють



у трофічні ланцюги та сільськогосподарську продукцію. Ще одним наслідком забруднення ґрунтів є послаблення процесів самоочищення ґрунтів<sup>3922</sup>

**Пестициди** – токсичні речовини, їх сполуки або суміші речовин хімічного чи біологічного походження, призначені для знищення, регуляції та припинення розвитку шкідливих організмів, внаслідок діяльності яких вражаються рослини, тварини, люди і завдається шкоди матеріальним цінностям, а також гризунів, бур'янів, деревної, чагарникової рослинності.

Найнебезпечнішими вважаються пестициди, зроблені з рослин, типу інсектициду піретруму. Пестициди викликають багато проблем, пов'язаних із забрудненням, оскільки при розпиленні можуть потрапляти на навколишню територію, на людей і накопичуватися в ґрунті і рослинах.

У всьому світі для захисту продуктів харчування від псування або знищення шкідниками використовується понад 1000 найменувань пестицидів. Кожен пестицид має свої властивості і токсикологічні характеристики. Багато старих, дешевих (не захищених патентами) пестицидів, такі як діхлордіфенілтрихлоретан (ДДТ) і ліндан, можуть протягом багатьох років накопичуватися в ґрунті і воді. Використання цих хімічних речовин було заборонено в країнах, які підписали Стокгольмську конвенцію 2001 року (міжнародний договір, спрямований на заборону або обмеження виробництва і застосування стійких органічних забруднюючих речовин) Цю конвенцію підписало багато європейських держав у тому числі і Україна<sup>3923</sup>.

В світі використовуються тисячі торгових марок пестицидів від багатьох виробників. Постійно розробляються нові більш ефективні пестицидні суміші, які і реєструються в Україні. Проте діючих речовин пестицидів відносно небагато (табл. 2.102).

Пестицидні препарати (ПП) та інші хімічні засоби захисту рослин (ХЗЗР) – це біологічно активні речовини, здатні викликати порушення життєдіяльності теплокровних тварин, людини та сільськогосподарських рослин. Окрім того, часто пестициди потрапляють на нецільові об'єкти: в навколишнє середовище – ґрунт, повітря, водні басейни; знищують корисну фауну – ентомофагів та акарофагів, бджіл, комах запилювачів, переносяться на суміжні посіви та ценози, які не обробляють<sup>3924</sup>.

**Пестициди розрізняють за** призначенням, способом проникнення та характером дії на шкідливі організми, а також за хімічною будовою та складом. За цільовим призначенням ПП розподіляють на такі групи: інсектициди (від шкідливих комах); акарициди (від рослиноїдних кліщів); молюскоциди (від молюсків); овіциди (від яєць комах і кліщів); лярвициди (від личинок комах); репеленти (для відлякування комах); атрактанти (для принаджування комах); нематоциди (від рослиноїдних нематод); родентициди, зооциди (від гризунів); бактерициди (від бактеріальних збудників хвороб); гербіциди (від бур'янів); дефоліанти (для передзбирального видалення листя); десиканти (для підсушування рослин);

арборициди (для знищення небажаної чагарникової і дерев'янистої рослинності) та ін.

Таблиця 2.102

Перелік пестицидів найбільших хімовиробників, що імпортуються в Україну<sup>3925</sup>

Дюпон	Аканто Плюс, Кораген, Танос, Таск Екстра, Гранстар Голд, Тітус Екстра, Хармоні, Сальса, Експрес, Вареон;
Bayer	Гербициди: Аденго, Апстейдж, Аркан, Артист, Ачіба, Баста, Бетанал Експерт, Бетанал Макс Про, Галаксі Ультра, Гроділ максі, Зенкор Ліквід, Капуеро, Лаудіс, Майстер, Майстер Пауер, Максі Мокс, Мерлін, Пума Супер, Тортіл, Целмітрон, Челендж; Інсектициди: К-Обіоль ЕС25, К-Обіоль ULV6, Белт, Біскайя, Децисф-Люкс, Децис профі, Енвідор, Каліпсо, Коннект, Конфідор, Мо- венто, Протеус; Фунгіциди: Авіатор Хрго, Альбет, Антракол, Блу Бордо, Дерозал, Інфініто, Консенто, Коронет, Луна Експірієнс, Луна Сенсейшн, Медісон, Мелоді Дуо, Зірам, Натіво, Наутіл, Пасадобль, Превікур Енерджі, Порпульс, Скайвей Хрго, Скала, Солігор, Сфера Макс, Тельдор, Тілмор, Фалькон, Фанданго, Флінт Стар, Фолікур;
Монсанто	Раундап, Хернес, Монітор, Гардіан тетра;
Cheminova	Фунгіциди: Імпакт К, Імпакт Т, Імпакт 25, Імпакт 500; Інсектициди: Вантекс, Варант 200, Данадим, Золон, Фуфанон; Гербициди: Адор 750, Гліфос Супер, Ленацил Бета, Нікіт 240, Протруювачі, Вініцит Форте, Вініцит 050
Basf	Фунгіциди: Абакус, Альтерно, Капало, Карамба Турбо, Піктор, Сігнум, Систіва, Кабріо Топ, Осіріс Стар; Гербициди: Бутізан Авант, Євро-Лайтнінг, Нопасаран, Пульсар 40, Регаліс
Syngenta	Дана компанія в Україні має близько 600 різних сумішей пестицидних препаратів під різними назвами

Пестициди за характером дії на рослини умовно поділяють на дві основні групи: вибіркові – безпечні для певних сільськогосподарських культур, суцільної дії – знищують усю рослинність. Крім того, їх поділяють на контактні й системні. За хімічною природою пестициди поділяються на два класи: неорганічні та органічні. Окрім того, фунгіциди містять антибіотики. Переважна більшість засобів захисту рослин – органічні речовини. Гігієнічна класифікація. Вона ґрунтується на ступені безпечності пестицидів для теплокровних тварин та людини і складається з таких основних показників: токсичності під час потрапляння через шкіру; рівня

леткості (випаровуваність речовин і надходження в атмосферу); нагромадження в організмі (кумуляція); стійкості у різних середовищах, у тому числі й у довкіллі. За ступенем токсичності для тварин і людей пестициди поділяють на такі класи (табл. 2.103).

Таблиця 2.103

Показники та класи небезпеки хімічних речовин<sup>3926</sup>

Показники	Норми концентрації		
	1 клас	2 клас	3 клас
Токсичність, ЛД <sub>50</sub>	До 200	200-1000	Понад 1000
Персистентність в ґрунті, міс	Понад 12	6-12	Менше 6
ГДК в ґрунті, мг/кг	Менше 0,2	0,2-0,5	Понад 0,5
Персистентність в рослинах, міс	3 і більше	1-3	Менше 1
Вплив на харчову цінність сільськогосподарської продукції	Сильний	Помірний	Немає

**Умовно існують такі хімічні класи пестицидів:** 1) хлорорганічні; 2) фосфорорганічні; 3) похідні карбамінової, тіо- і дитіокарбамінової кислот; 4) карбонові кислоти та їх похідні (хлорфеноксіоцтові кислоти; арилалкілкарбонові кислоти); 5) галоїдзаміщені аніліди карбонових кислот; 6) похідні сечовини; 7) гетероциклі-чні сполуки (похідні симтриазинів, бензімідазолу, триазолу, морфоліну, фенілпі-разолу та ін.); 8) нітро- і галоїдпохідні фенолу; 9) вуглеводні, кетони, альдегіди та їх похідні; 10) сірка та її препарати; 11) фторовмісні сполуки; 12) купрумвмісні (мідьвмісні) сполуки; 13) органічні металовмісні сполуки; 14) синтетичні піретроїди; 15) похідні нерейстоксину; 16) фенілпіразоли.

У сільському господарстві колишнього СРСР та й в незалежній Україні застосовувалося і застосовується понад 146 отрутохімікатів, що відносяться до різних класів хімічних сполук: мишьяковмістовні препарати (арсеніт натрію, паризька зелень та ін.); хлорорганічні (ДДТ, гексахлоран, алдрин, хлордан, поліхлорпінен, поліхлоркамфен, ДДД, ДЕ, DFDF і ін.), фосфорорганічні (метилмеркаптофос, хлорофос, фосфамид, карбафос, тиофос, метафос, метілнітрофос, трихлорметафос-3 і ін.), згадані вище; сіркоорганічні (каптан, тетраметілтіурамдісульфіт і ін.); ртутноорганічні (гранозан, меркузал і ін.); похідні карбамінової кислоти (севин, авадекс); похідні феноксиуксусної кислоти, нітрофенолу (ДНОК, нітрофенол); солі важких металів (барій хлористий, мідь сірчанооксида і ін.); алкалоїди (нікотин сірчаноокислий, анабазин сірчаноокислий і ін.).

ДДТ – інсектицид, застосовуваний проти комарів, шкідників хліпка, соєвих бобів, арахісу. Одне з небагатьох дійсно ефективних засобів проти сарани. Заборонено для застосування в багатьох країнах через те, що здатний накопичуватися в організмі тварин, людини (рис.).

Ліндан – суміш восьми стереоізомерів, використовується як інсектицид, проте застосування гексахлорана для боротьби з комахами обмежено через

те, що він може накопичуватись у плодах і ґрунті і викликає потворства ембріона, а також діє на печінку і нервову систему (рис.).

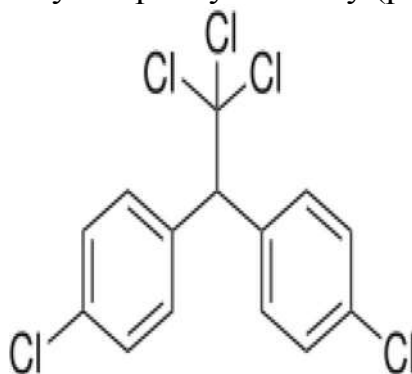


Рисунок 2.98 – Дихлордифенілтрихлорметилметан (ДДТ)

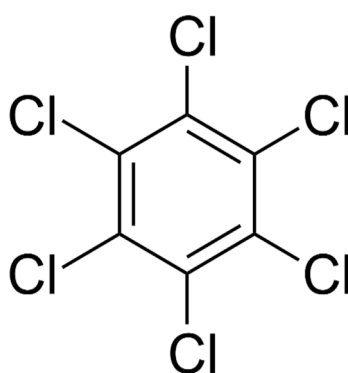
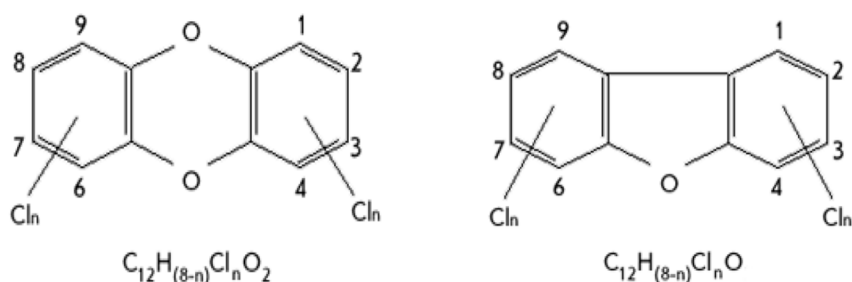


Рисунок 2.99 – Гексахлоран (ліндан)

Вказується<sup>3927</sup>, що надходження пестицидів в ґрунт крім прямого внесення або з оброблених ними зерен, пов'язане з поливом рослин і стоком опадів з поверхні рослин, внесенням препаратів при обробці полів.

З іншого боку, глобальні кліматичні зміни, забруднення сільськогосподарських територій пестицидами та багато інших явищ викликають серйозну занепокоєність щодо майбутнього добробуту людства. У рамках Програми ЮНЕП (UNEP) у наступні три десятиліття більше уваги буде приділятися різним аспектам найбільш небезпечної групи синтетичних хімічних токсикантів, об'єднаних загальним терміном "стійкі органічні забруднювачі" (СОЗ)<sup>3928</sup>. Відповідно до Стокгольмської конвенції поліхлоровані дибензодіоксини (ПХДД) визначають як трициклічні ароматичні сполуки зі специфічними хімічними властивостями (рис.).

При цьому загальна кількість можливих ізомерів для ПХДД – 75. Ці сполуки є високотоксичними й високостабільними домішками деяких промислових хімікатів, що утворюються в результаті різних технологічних процесів певних виробництв<sup>3929</sup>. У природі вони не існують і ніколи не знаходять практичного вико-ристання. При цьому поліхлоровані дибензофурані (ПХДФ) у Стокгольмській конвенції визначають як конденсовані ароматичні сполуки (рис.). Загальна кількість можливих ізомерів для ПХДФ – 135.



а) ПХДД б) ПХДФ

Рисунок 2.100 – Структурні формули поліхлорованих дибензофуранів.

Виявилося, що найвищу токсичність мають 17 ізомерів (конгенерів) ПХДД і ПХДФ (далі діоксинів), у яких атоми хлору обов'язково повинні бути розташовані у 2, 3, 7, 8 положеннях бензольних кілець. Токсичність 2,3,7,8-ТХДД перевищує токсичність ціанідів, стрихніну й кураре<sup>3930</sup>. Токсичність інших ізомерів діокси-нів виражається за допомогою коефіцієнтів токсичності (Toxic Equivalent Factor, TEF) щодо 2,3,7,8-ТХДД, коефіцієнт токсичності якого прийнятий за 1<sup>3931</sup>. Для розрахунку коефіцієнтів токсичності використовують або величини ЛД50, що ха-рактеризують гостру токсичність, або параметри, що характеризують канцерогенну дію<sup>3932</sup>. Так, у табл. наведено міжнародні коефіцієнти токсичності для діоксинів. Зважаючи на вищевикладене, у групу ПХДД Стокгольмської конвенції повинні входити як мінімум 7 сполук, а в групу ПХДФ – 10 сполук (табл. 2.104).

Таблиця 2.104

Міжнародні коефіцієнти токсичності (TEF) ПХДД и ПХДФ

Конгенер	Коефіцієнт токсичності
2,3,7,8-ТХДД	1
1,2,3,7,8-ПеХДД	0,5
1,2,3,4,7,8-ГеХДД	0,1
1,2,3,6,7,8-ГеХДД	0,1
1,2,3,7,8,9-ГеХДД	0,1
1,2,3,4,6,7,8-ГпХДД	0,01
1,2,3,4,6,7,8,9-ОХДД	0,001
2,3,7,8-ТХДФ	0,1
1,2,3,7,8-ПеХДФ	0,05
2,3,4,7,8-ПеХДФ	0,5
1,2,3,4,7,8-ГеХДФ	0,1
1,2,3,6,7,8-ГеХДФ	0,1
2,3,4,6,7,8-ГеХДФ	0,1
1,2,3,7,8,9-ГеХДФ	0,1
1,2,3,4,6,7,8-ГпХДФ	0,01
1,2,3,4,7,8,9-ГпХДФ	0,01
1,2,3,4,6,7,8,9-ОХДФ	0,01

Аналогічна ситуація і з ПХБ. Відповідно до Додатка С Стокгольмської конвенції ПХБ визначають як ароматичні сполуки, утворені таким чином, що атоми водню в молекулі біфенілу заміщені атомами хлору, кількість яких доходить до десяти (рис. 2.101).

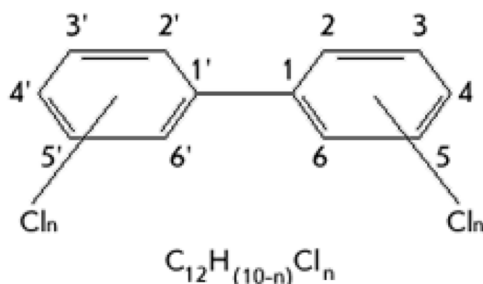


Рисунок 2.101 – Поліхлоровані біфеніли

Варто зауважити, що хоча в літературі терміном "діоксини", як правило, по-значають поліхлоровані трициклічні кисневмісні ароматичні сполуки (ПХДД), назва "діоксин" за номенклатурою Міжнародного союзу чистої та прикладної хімії (IUPAC) належить тільки 1,4-діоксину, нестійкій неароматичній гетероциклічній сполуці, яка легко полімеризується, а хлорпохідні якої поки що не відомі<sup>3933</sup>.

Теоретично можливе існування 209 ізомерів (конгенерів) ПХБ (табл. 2.105). Однак у вигляді побічних промислових продуктів утворюється тільки 130 сполук<sup>3934</sup>.

Найбільша токсичність у конгенерів ПХБ, які не мають замісників хлору в орто-положеннях бензольних кілець (найтоксичніший конгенер - 3,3', 4,4',5-ПЕХБ) і деякі о-моно-заміщених похідних. У табл. 1.4 наведені міжнародні коефіцієнти токсичності 11 найнебезпечніших конгенерів ПХБ щодо 2,3,7,8-тетрахлордибензо-пара-діоксинів (ТХДД).

Таблиця 2.105

Міжнародні коефіцієнти токсичності ПХБ

Конгенер	Коефіцієнт токсичності
3,3',4,4'-ТХБ	0,0001
3,4,4',5-ТХБ	0,0001
3,3',4,4',5-ПеХБ	0,1
3,3',4,4',5,5'-ГкХБ	0,01
Конгенер	Коефіцієнт токсичності
3,3',4,4'-ТХБ	0,0001
3,4,4',5-ТХБ	0,0001
3,3',4,4',5-ПеХБ	0,1
3,3',4,4',5,5'-ГкХБ	0,01

Механізми впливу СОЗ на живу клітину дуже складні і представляють собою низку послідовних подій на молекулярному рівні, яка призводить до

змін у регуляції роботи генів і в життєдіяльності клітин. СОЗ діють, насамперед, на ендокринну систему, руйнуючи її. Вони мають гормоноподібну дію, але, не будучи справжніми гормонами, порушують нормальне функціонування ендокринної системи. Гормони є досить потужними біологічними сполуками, що діють як хімічні посередники (медіатори). Вони регулюють широкий спектр відповідних реакцій в організмі: обмін речовин, репродукцію, зростання, розвиток, поведінку й інші процеси клітин. Механізм естрогенної активності СОЗ поки ще повністю не вивчений. У світі ПХДД, ПХДФ і ПХБ виділені в групу “суперекотоксикантів”. Їх можна виявити майже скрізь: у повітрі, воді, ґрунті, донних покладах, у тканинах риб, тварин, молоці, овочах тощо. Найвищі концентрації діоксинів знайдено у ґрунтах, донних покладах та біотах. У воді та повітрі їх значно менше, бо вони нерозчинні та нелеткі. Особлива небезпека цих сполук для довкілля полягає в тому, що вони надзвичайно стійкі до хімічного та біологічного розкладення, зберігаються в навколишньому середовищі протягом десятиліть і переносяться харчовими ланцюгами (водорості – планктон – риби – людина, ґрунти – рослини – трав’яні тварини – людина)<sup>3935 3936</sup>. Забруднення ґрунтів діоксинами призводить до знищення всіх живих організмів та повної втрати ґрунтами її природних властивостей.

Діоксини є універсальною отрутою, яка діє на клітинному рівні та вражає всі види тварин і більшість рослин. Нові дані про небезпеку діоксинів виходять далеко за межі канцерогенного ефекту<sup>3937</sup>. При дослідженні сполук "брудної дюжини" необхідно користуватися но-менклатурою IUPAC. При цьому загальна кількість СОЗ, які є предметом дослідження Стокгольмської конвенції, складає як мінімум 36 сполук (8 пестицидів, 7 ПХДД, 10 ПХДФ і 11 ПХБ), які постійно змінюються і на сьогодні кількість їх теж може бути дещо іншою.

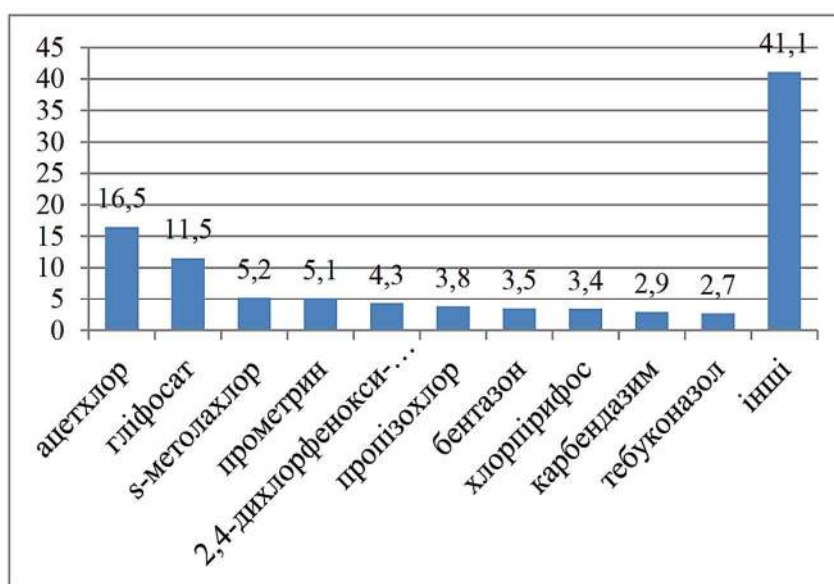


Рисунок 2.102 – Діаграма відсоткового використання пестицидів в Україні за діючими речовинами (за даними держстатистики)

Непридатні пестициди, накопичені в Україні – заборонені пестициди  
(група А)<sup>3938</sup>

№	Назва препарату	№	Назва препарату
1	Алдикарб	30	Лептофос
2	Анабазинсульфат	31	Манеб
3	Арсенат кальція	32	Метилмекарптофос
4	Арсенат натрія	33	Метилпаратіон
5	Афалон	34	Метиленхлорид
6	Гептахлор *	35	Метилтиофос
7	Гекса хлорбензол *	36	Нікотинсульфат
8	Гермизан	37	Немагон
9	Гранозан	38	Октаметип
10	ГХЦГ технічний	39	Паризька зелень
11	ДДТ 5,5% *	40	Паратіон
12	ДДТ 20-25% *	41	Полихлоркамфен
13	ДДТ 30% *	42	Полихлорпінен
14	ДДТ 50% *	43	Пентахлор
15	ДДТ 75% *	44	Радосан
16	ДДТ *	45	Ртутні препарати
17	Димефокс	46	Сульфатеп
18	Диносаб	47	Тиометон
19	Диурон	48	Тионазин
20	Дихлоретан	49	Тіофос
21	Ендрин *	50	Триазофос
22	Ефирсульфонат	51	Трихлорметафос
23	Інтраіон	52	Фентиурам
24	ІФК	53	Фенкаптон
25	Карботион	54	Хлордан *
26	Карболинеум	55	Церезан
27	Картекс М	56	Цианід кальція
28	Кермикс	57	Цианаплав
29	Лінурон	58	Цирам

Примітка: зірочкою (\*) відзначені НП, що потрапляють в перелік 12 СОЗ Стокгольмської конвенції про СОЗ («брудна дюжина»).



Непридатні пестициди, накопичені в Україні – пестициди, що втратили свої властивості (група Б)<sup>3939</sup>

№	Назва препарату	№	Назва препарату
1	2	3	4
1	Агелон 50% с.п.	84	Нітосорг
2	Адоніт	85	Нітран
3	Азотокс	86	Нітрафен
4	Акрекс	87	Оленідел
5	Алирокс 80% к.е.	88	Олеогезаприм
6	Амидим 50%в.р.	89	Олітреф 25%
7	Антио	90	Паторан
8	Арцерид	91	Пентат і урам 50% с.п.
9	Атразин 50% с.п.	92	Пентахлор 46,9% к. э .
10	Аценит	93	Пентахлорфенол
11	Ацетал 55% к.е.	94	Перозин (цінеб)
12	Ацетатрин	95	Пірімор
13	Ацетлур 86%з.п.	96	Полікарбацин 80%
14	Базагран	97	Поліхом
15	Базоцен 70% с.п.	98	Полідим
16	Базудин 40%	99	Поліхлорбутан
17	Байлетон	100	Препарат-30
18	Байтан	101	Препарат 30С
19	Бенлат 50% з.п.	102	Прімекстра
20	Бетанал	103	Продіфокс 36% к. Э .
21	Бі-58	104	Прометрин
22	Блазер	105	Пропазин
23	Буратал	106	Пропахлор
24	Бурефен	107	Пропінат 50%
25	Бутапон 43%	108	Протразин
26	Бутиловий ефір гранульований	109	Радосан
27	Вітатиурам	110	Рамрод 65% с.п.
28	Вітокс	111	Реглон
29	Волатон	112	Ридоміл
30	Вофатокс 2,5%	113	Ритацин (рицид) 50% к. е .
31	Вофатокс 30%	114	Рицид П 50% к. э .

1	2	3	4
32	Гамма гексан	115	Рідеон
33	Гезагард	116	Севін
34	Гексат і урам 80%	117	Семерон
35	Гексахлор бутадиен (ГХБД)	118	СИС-67
36	Гексилур	119	Сіс-маказал
37	ГХЦГ 25%	120	Ситрин
38	Дазомет	121	Симазин
39	Дакон и л	122	Синбар
40	Далапон 85% р.п.	123	Сірка
41	2,4-Д амінна сіль	124	Сірка коллоїдна 80%
42	2,4-Д бутиловий ефір	125	Сірка молота
43	2,4-Д натрієва сіль	126	Сірка см. порошок
44	2,4-Д октиловий ефір	127	Такл 24% в.р.
45	ДДВФ 50%	128	Тиазон 80% з.п.
46	Діазинон	129	Тигам
47	Діален 40%	130	ТМТД 80% с.п.
48	Дикотекс 40%	131	Тозоніт
49	Дикуран 80% з.п.	132	Томатокс
50	ДНОК	133	Топсин-М
51	Дурсбан	134	Триаллат 50%
52	Дхс	135	Трефлан
53	Ептан	136	Трихлорацетат натрія
54	Ерадикан 72% к. э .	137	Трихлороль
55	Ефірсульфанат	138	ТУР
56	Залізний купорос	139	Униш
57	Зеазин	140	Фадеморф 20% к.э .
58	Зеапос 2х 10% к.э .	141	Фамідофос 1,6%
59	Ізофен	142	Феназон
60	Карбатіон	143	Фенилмеркурацетат
61	Карбокал	144	Феноксазин
62	Карбофос	145	Фенорам
63	Которан	146	Фентипаратион
64	Кельтан	147	Фозалон
65	Косан 80% с.п.	148	Фользан

1	2	3	4
66	Кремнефтор натрій	149	Формалін
67	Кротиловий ефір	150	Фосфам и д 1,6%
68	Крототан 25%	151	Фосфатион
69	Купрозан 80% з.п.	152	Фталофос 20% к.э .
70	Лассо 48% т.с.	153	Фторетан
71	Лассо-атразин	154	Фтористий натрій 82%
72	Майазин	155	Фундазол 50%
73	Малоран	156	Фурадан
74	2М-4Х 50%	157	Хлорат магнію
75	Метафос 2,5% д.п.	158	Хлоретанол (кельтан)
76	Метафос 40%	159	Хлористий барій
77	Метальдегід	160	Хлор ИФК
78	Метатіон (сумітіон)	161	Хлорокис міді
79	Мідь сірковокисла	162	Хлорофос 80% с.п.
80	Мінерально-масляна емульсія	163	Хомецин 80% с.п.
81	Надібут	164	Ціанамід кальцію
82	Немагон	165	Цінеб 80% с.п.

Накопичення пестицидів в ґрунті визначається умовами їх застосування (нормами витрати, кратністю обробки), стабільністю і розчинністю препаратів, типом ґрунту, її рН, температурою і вологістю, умовами вимивання, інактивує дією рослин, глибиною проникнення і т. д.

Найменш стійкі пестициди в опесчанених ґрунтах, найбільш стійкі в ґрунтах з великим вмістом глини, органічних речовин, іонів заліза, алюмінію і марганцю. Перебуваючи в ґрунті, пестициди піддаються дії абіотичних факторів (світла, повітря, води), істотну роль в їх розкладанні грають мікроорганізми. У процесах гідролізу, окислення, демітилювання і інших, пестициди розкладаються, іноді з утворенням токсичних продуктів.

Одним з важливих факторів забруднення ґрунтів є використання контрабандних хімікатів, які є більш дешевими але і більш шкідливі для навколишнього середовища ,ніж легальні аналоги.

За попередніми оцінками, оборот незаконних пестицидів становить близько 25% всього ринку пестицидів в Україні.

Застосування підроблених засобів захисту рослин може привести до довгострокового забруднення ґрунтів, поверхневих і ґрунтових вод, а також погрожувати біорізноманіттю місцевих екосистем. Багато пестицидів накопичено в ґрунтах за попередні роки використання пестицидів в агротехнологіях. Зараз цей процес підсилюється через забруднення ґрунту неякісними контрабандними пестицидами, які купують компанії задля того щоб зменшити витрати на обробку сільськогосподарських земель.

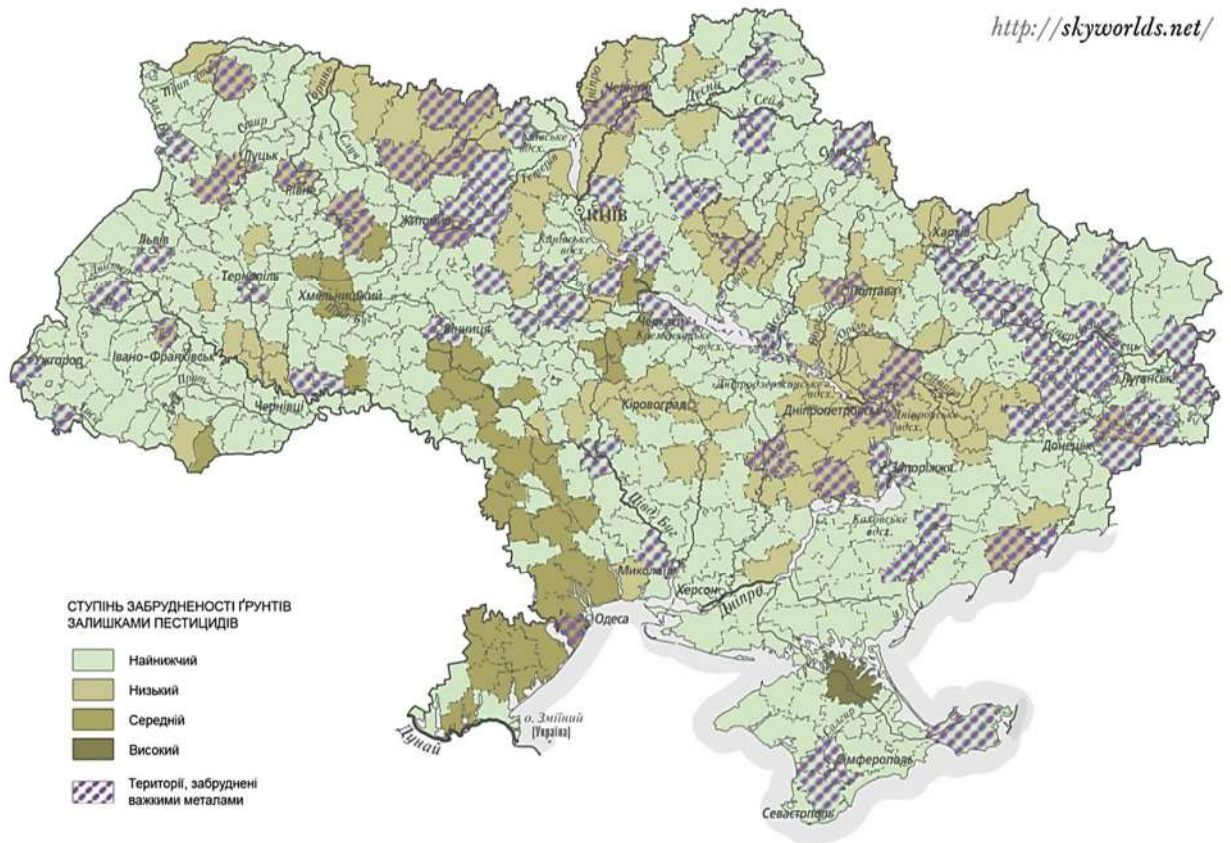


Рисунок 2.103 – Карта забрудненості ґрунтів України залишками пестицидів<sup>3940</sup>

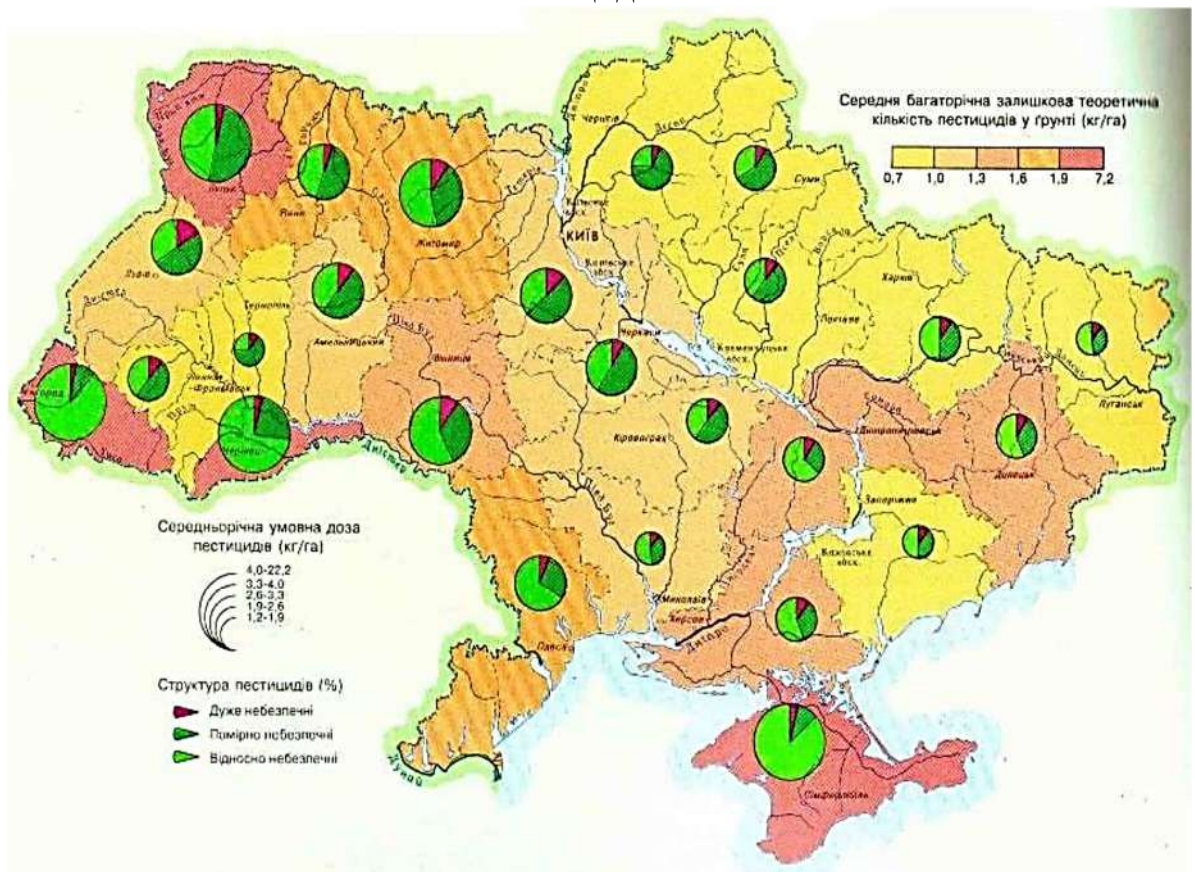


Рисунок 2.104 – Мапа забруднення ґрунтів залишками пестицидів<sup>3941</sup>

Інтегральна шкала Соколова – Стрекозова<sup>3942 3943</sup>

Показник	Клас небезпеки	Параметри	Оцінка (бал)
Персистентність у ґрунтах (час розпаду)	1	до 1 місяця	2
	2	1-6 місяців	4
	3	6-12 місяців	6
	4	> 2 років	8
Вплив на ґрунтові ферментативні процеси й біоту	1	вплив відсутній	0
	2	поодинокі процеси, окремі популяції	1
	3	декілька процесів, популяцій	2
Міграція ґрунтовим профілем (см)	1	не мігрує	0
	2	мігрує до 15 см	1
	3	мігрує до 50 см	2
	4	мігрує глибше 50 см	3
Транслокація до культурних рослин	1	не потрапляє	0
	2	вплив відсутній	1
	3	потрапляє до продуктів врожаю	2
	4	фітотоксичний	3
Реакція на інсоляцію	1	фотохімічний розпад	0
	2	реакція відсутня	1
Допустима норма концентрації в продуктах врожаю (мг/кг)	1	>1	0
	2	1,0-0,1	1
	3	0,2-0,01	2
	4	<0,01	3
	5	відсутня	4
ГДК для водойм (мг/л)	1	>1	0
	2	1,0-0,1	1
	3	0,2-0,01	2
	4	<0,01	3
	5	відсутня	4
Порогова концентрація для питної води (мг/л)	1	0,1	0
	2	0,1-0,01	1
	3	0,01-0,001	2
Летючість	1	нелетючий	0
	2	насичена концентрація нижча за порогову	1
	3	насичена концентрація дорівнює пороговій	2
	4	насичена концентрація вища за порогову	3
Токсичність для теплокровних (СД50 мг/кг)	1	>1000	0
	2	1000-200	1
	3	200-50	2
	4	<50	3

Градація екоотоксикологічності пестицидів: Малонебезпечні – пестициди, що сумарно набрали менше 13 балів. Середньонебезпечні – 14-21 бал. Небезпечні – більше 21 бала.

ГДК та МДР пестицидів (мг/кг) в об'єктах аналізу  
(ДСанПіН 8.8.1.2.3.4-000-2001)<sup>3944</sup>

Діюча речовина	МДР (зелена маса), мг/кг	МДР (молоко), мг/кг	МДР (риба), мг/кг	ГДК (вода), <sub>3</sub> мг/дм <sup>3</sup>	ГДК (грунт), мг/кг
Атразин	0,05	н.д.	0,02	0,001	0,01
Діазинон	0,1	н.д.	н.д.	0,004	0,1
Диметоат	0,4	н.н.	н.н.	0,03	0,3
Малагіон	0,1	н.д.	н.д.	0,05	2,0
Паратіон-метил	н.д.	н.д.	н.д.	0,002	0,1
Пендиметалін	н.д.	н.н.	н.н.	0,05	0,2
Пропазин	0,2	н.н.	н.н.	0,002	0,05
Прометрин	0,1	н.н.	н.н.	0,002	0,5
Симазин	0,1	н.н.	н.н.	н.д.	0,01
Фозалон	0,03	н.д.	н.д.	0,001	0,5
Алдрин	н.д.	н.д.	н.д.	0,0004	н.н.
ГХЦГ	0,4	0,05	0,03	0,02	0,1
Гептахлор	н.д.	н.д.	н.д.	0,001	0,05
ДДД, ДДЕ	0,1	0,05	0,3	0,002	0,1
ДДТ	0,1	0,05	0,3	0,002	0,1
Трефлан	0,5	н.н.	н.н.	0,02	0,1
Семерон	н.н.	н.н.	н.н.	н.н.	н.н.
Хлорпірифос	0.1	н.д.	0.1	0.002	0.2
Пропіконазол	0.2	н.н.	н.н.	0.15	0.2

*Примітка: н.н. – не нормовано; н.д. – не допускається.*

Показники токсичності використовують для розрахунку норми витрат пестицидів, вибору більш ефективних засобів застосування, гігієнічної характеристики. **Головні показники токсичності** :

1. летючість,
2. реакція на інсоляцію,
3. час розпаду в ґрунтах,
4. міграція ґрунтовим профілем,
5. вплив на ґрунтові ферментативні процеси,
6. вплив на біоту та токсичність для теплокровних,
7. транслокація до культурних рослин, накопичення і допустима норма концентрації в продуктах врожаю,
8. ПДК для водойм та питної води.

Якісна екотоксикологічна оцінка пестицидів проводиться через кількісні показники токсичності, що заносяться до інтегральної шкали (табл. ).

Розповсюдження пестицидів у навколишньому середовищі відбувається як фізичним, так і біологічним шляхом. Перший спосіб – розсіювання з допомогою вітру в атмосфері та поширення через водотоки. Другий – перенесення живими організмами по шляху харчування. Із просуванням організмів до вищих ланок харчового ланцюга концентрації шкідливих

речовин зростають, нагромаджуючись у внутрішніх органах, переважно в печінці та нирках.

Використання пестицидів обумовлено необхідністю збереження врожаю сільськогосподарських культур, тому їх вносять в агроценози, і таким чином пестициди безперервно циркулюють в навколишньому середовищі. Циркуляція пестицидів обумовлена їх фізико-хімічними властивостями і умовами середовища, в яке вони потрапляють. Небезпеку несуть не тільки діючі речовини препаратів, але і продукти їх метаболізму. При багаторазовому внесенні стійких пестицидів ґрунт може стати джерелом забруднення продукції рослинництва.

Міністерство аграрної політики та продовольства України зібрало дані щодо місцезорозташування складів агрохімікатів та приблизної кількості непридатних пестицидів, які слід ліквідувати або утилізувати. На території України нині налічується 147 великих складів державного підпорядкування та 4976 сховищ у господарствах різних форм власності, в яких зберігається близько 21 тис. т непридатних пестицидів, зокрема близько 2 тис. т ДДТ<sup>3945</sup><sup>3946</sup>. В Україні з понад 20 тис. т непридатних і заборонених до використання пестицидів значна частина належить до 1-го та 2-го класів небезпеки<sup>3947</sup>. За даними ФАО кількість непридатних пестицидів у нашій країні може досягати 30 тис. т, що перевищує сумарні “запаси” таких небезпечних відходів для всього Африканського континенту<sup>3948</sup>.

За багаторічними даними моніторингу стану ґрунтів земель сільськогосподарського призначення, що проводився у системі агрохімічної служби, встановлено, що забруднення агросфери знаходиться у тісній залежності від номенклатури та від обсягів використання хімічних засобів захисту рослин і мінеральних добрив. У період найбільш інтенсивного застосування засобів хімізації (1984-1988 рр.), коли на 1 га орних земель використовувалось 5,5 кг пестицидів, їх залишки виявлялися у 50-60 % проб ґрунту і в 30-35 % проб рослин, у т.ч. 2,5 % з перевищенням ГДК у ґрунті і 3,5 % з перевищенням максимально допустимих рівнів у продукції харчового призначення та 2,5 % у кормах. За окремими препаратами із групи стійких хлорорганічних сполук (поліхлорпінен, поліхлоркінфел, кельтан) частота виявлення залишків на оброблених полях досягла 90-98 %, у т.ч. до 10 % з перевищенням ГДК. Ще більш несприятлива ситуація спостерігалася щодо забруднення симтріазиновими гербіцидами, залишки яких виявилися у ґрунтах через 3-4 роки після обробки у 56 % проб. Висока їх персистентність та фітотоксичність призводили до загибелі на великих площах чутливих культур.

Разом з тим, наголошується<sup>3949</sup>, що забруднення ґрунтів залишками пестицидів стало проблемою, що протягом останніх десятиліть викликає дедалі більше занепокоєння. Як показало дослідження, наявність сумішей залишків пестицидів в ґрунтах – це правило, а не виключення. Науковці Університету Вагінген провели комплексну оцінку впливу залишків пестицидів у ґрунтах в 11 країн ЄС. За результатами дослідження 317 зразків

грунту, залишки пестицидів було виявлено у понад 80% випадках. З 76 досліджених сполук виявлено 43 різних пестицидних залишки в ґрунті, деякі в оригінальній, активній формі, інші як метаболіти. 58% зразків містили декілька пестицидних залишків, окремі до 13 залишків, а 25% зразків містили 1 вид залишку пестицидів. Загалом в ґрунтах було виявлено більше 150 різних пестицидних сумішей. З 76 досліджених сполук виявлено 43 різних пестицидних залишки в ґрунті, деякі в оригінальній, активній формі, інші як метаболіти. 58% зразків містили декілька пестицидних залишків, окремі до 13 залишків, а 25% зразків містили 1 вид залишку пестицидів. Загалом в ґрунтах було виявлено більше 150 різних пестицидних сумішей.

На сьогодні в Україні, як і у світі загалом, наявний чималий перелік пестицидів, і він з кожним роком збільшується, поповнюючись новими й новими препаратами. Окрім якісних, сертифікованих і законних пестицидів, на ринку є також і ті, що завдають найбільшої шкоди. Кожна країна самостійно визначає окремий список хімічних діючих речовин, які не можуть застосовуватись у сільському господарстві. Перелік заборонених речовин досить різниться для країн Євросоюзу та України (рис. ).

Відмічається<sup>3950</sup>, що головна небезпека пестицидів полягає у входженні їх у біологічний колообіг, у процесі якого вони надходять в організми людини і тварин. Токсичність пестицидів визначена для всіх живих організмів, що пояснюють подібністю їхніх головних біохімічних процесів і молекулярно-біологічною організацією живого<sup>3951</sup>. Найвираженішу токсичну дію на людину і теплокровних тварин мають пестициди хлорорганічної і фосфорорганічної груп. Особливий екологічний інтерес до пестицидів виник у зв'язку з хронічною токсичністю і високою персистентністю галогенпохідних фенолів – ДДТ, ДДЕ і ТДЕ, які надзвичайно широко застосовували у 40-50-х роках ХХ ст. ДДТ, маючи широкий спектр дії і значну стійкість до розкладу, нагромаджувався в окремих ланках трофічних ланцюгів у значних кількостях, що призводило до загальновідомих згубних наслідків. З урахуванням значної екологічної небезпеки препарату ДДТ з початку 70-х років його застосування заборонено<sup>3952</sup>.

У дослідженнях вказується<sup>3953</sup>, що окрім безпосереднього цільового призначення, пестициди чинять багатосторонній побічний вплив на біосферу, масштаб якого порівнюють з глобальними екологічними чинниками<sup>3954</sup>. Головна небезпека пестицидів полягає у входженні їх у біологічний колообіг, у процесі якого вони надходять в організм тварин і людини. В. Ейхлер<sup>3955</sup> вважає, що вплив пестицидів, оскільки нема знань про механізм їхньої дії, становить для людини значно більшу небезпеку, ніж радіоактивність<sup>3956</sup>. Токсичність пестицидів визначена для всіх живих організмів, що пояснюють подібністю їхніх головних біохімічних процесів і молекулярно-біологічною організацією живого<sup>3957</sup>. Найвираженішу токсичну дію на людину і теплокровних тварин мають пестициди хлорорганічної і фосфорорганічної груп.





Рисунок 2.105 – Заборонені діючі речовини пестицидів у Європі та Україні<sup>3958</sup>

Згідно Ю.Ю. Даниленко<sup>3959</sup>, пестициди відносять до групи стійких органічних забруднювачів (СОЗ). Згідно Стокгольмської конвенції про СОЗ, до групи СОЗ віднесені: алдрин, хлордан, ДДТ, діелдрин, ендрин, гептахлор, гексахлоробензен, мірекс, токсафен, дікофол, ендосульфат, ліндан, метоксихлор, пентахлорофенол. Пестициди у процесі застосування можуть потрапляти в атмосферу, воду, ґрунт, забруднюючи харчові продукти. Шкода, яка завдається пестицидами живій природі, не піддається точній оцінці – але цілком точно можна сказати, що вона величезна. Головне значення тут мають два фактори: те, що всі синтетичні пестициди – речовини, чужі живій природі та недоступні метаболічному розкладу і те, що практично всі вони здатні до біоаккумуляції, тобто містяться в живих організмах в більших концентраціях, ніж в середовищі. Природа токсичності пестицидів різноманітна – це може бути канцерогенний або мутагенний

ефект, дія на дихальну, ендокринну, імунну, нервову системи. Ступінь токсичності пестицидів визначається мірою легкості їх проникнення крізь шкіру, здатністю до накопичення в організмі (кумуляції), ступенем і швидкістю знешкодження і видалення з організму.

### Діючі речовини, що заборонені в Європі, не заборонені в Україні, але не зазначаються в Державному реєстрі пестицидів і агрохімікатів

Алахлор  
Амітраз  
Гексазион  
Динобутон  
Динотерб  
Дихлорвос  
Ендосульфан  
Етилен дибромід  
Кадусафос  
Карбарил

Карбофуран  
Карбосульфан  
Кальциферол  
Каптафол  
Ліндал  
Метамідофос  
Метоксурон  
Ометоат  
Пебулат

### Діючі речовини, що заборонені в Європі, але у нас ніде не зазначаються

1,3-дихлорпропін — 1,3-dichloropropene  
2,амінобутан — 2,aminobutane (sec-butylamine)  
Аметрин — Ametryn  
Арсенік компаундс — Arsenic compounds  
Ацефат — Acephate  
Бінапакрил — Binapacryl  
Зінеб — Zineb  
Картап — Cartap  
Кримідин — crimidine  
Кумафурил — Coumafuryl  
Скілліросід — Scilliroside  
Флуорацетамід — Fluoroacetamide  
Фосфамідон — Phosphamidon  
Хлозолінат — Chlozolate  
Холекалциферол — Cholecalciferol



Рисунок 2.106 – Заборонені діючі речовини пестицидів у Європі та Україні<sup>3960</sup>

Всі пестициди мають певний термін розкладання активних інгредієнтів. Нерідко їх Що такое фитотоксическое последствиезалишки зберігаються в ґрунті і до наступного засіву, роблячи негативний вплив на культуру.

Зменшується кількість і якість сходів, падає показник врожайності, рослини можуть погано розвиватися і гинути. Це і є фитотоксичність гербіцидів. Варто розуміти, що кожен матеріал згубний лише для певних культур. Наприклад, метсульфурон-метил з групи сульфонілсечовин, дозволяє проводити висів зернових до наступного сезону. Але при цьому він має негативну дію на кукурудзу, буряк, соняшник, бобові та ріпак. Аналогічний принцип і у інших складів.

***Фітотоксичність залежить від таких факторів:***

1. діюча речовина і його концентрація – найбільш токсичними є метсульфурон-метил, хлорсульфурон, імазетапір, імазамокс, триа- і трітосульфурон, а також просульфурон і сульфметурон-метил;
2. структура ґрунту на полі;
3. температурні показники під час використання;
4. клімат і кількість опадів;
5. застосовувана технологія обробки.

Важливо: не варто узагальнювати фітотоксичної післядія, орієнтуючись тільки на офіційну класифікацію. Кожен склад має свої особливості і вплив на певні культури. І якщо 1 об'єкт з сульфонілсечовин, згубний для ріпаку, то інші препарати з цього ж класу можуть бути сумісними з цією рослиною.

Кисотно-лужний баланс – важливий критерій. Але до регулювання показників рН в ґрунті слід ставитися уважно. Більшість коштів розпадаються краще в кислому ґрунті. Це триасульфурон, хлорсульфурон, метсульфурон-метил і т. д. Але бувають винятки. Так, імазетапір в Євролайтінге вимагає підвищення рН, адже в кислому середовищі він повільно розкладається. Зниження фітотоксичності передбачає комплексний підхід. Тому, щоб домогтися бажаного результату, краще використовувати відразу кілька методик.

***Встановлено такі форми дії отрутохімікатів у біосфері:***

– локальна (місцева) дія – це безпосередня дія на шкідливі організми або опосередкований вплив на інші організми, воду, ґрунт (визначається дозою, формою, способом застосування, вибірковістю дії і швидкістю розкладання у навколишньому середовищі);

– післядія близька (ландшафтно-регіональна), що за тривалістю та характером впливу пестициду на довкілля залежить від рельєфу, ґрунтових і погодно-кліматичних умов;

– післядія віддалена (регіонально-басейнова), що характерна для стійких пестицидів, здатних у вигляді розчинів, суспензій або в сорбованому стані з ґрунтовими колоїдами мігрувати у басейни річок, їх заплавами і терасами;

– післядія дуже віддалена (глобальна) – це вплив на планету в цілому (океани, суходіл, атмосферу), що пов'язаний з перенесенням стійких пестицидних речовин повітряними течіями, водою, циклонами, штормами, масовими міграціями птахів, тварин і людей, рухом транспортних засобів, перевезенням вантажів, сировини, продуктів харчування тощо.

Циркуляція сільськогосподарських отрутохімікатів – це їх переміщення від місць їх початкової локалізації в біосфері під дією абіотичних і біотичних факторів. Масштаби переміщення пестицидів дуже різні, але в цілому вони глобальні. Повітряні потоки відносять пари пестицидів на сотні і тисячі кілометрів. Вертикальний водний транспорт пестицидів зумовлює їх міграцію в ґрунтові води і в атмосферу при випаровуванні, а горизонтальний – поширення на тисячі кілометрів з потоками струмків, річок, океанських течій. У навколишньому середовищі сільськогосподарські отрутохімікати поширюються через повітря, воду, рослини, тварин, а також людьми, які з ними працюють. Циркуляція пестицидів у докільлі може відбуватися за схемами (рис. ): повітря – рослина – ґрунт – рослина – травоїдна тварина – людина; ґрунт – вода – зоофітопланктон – риба – людина<sup>3961</sup>.

**Від чого залежить післядія пестицидів? Процес деструкції прискорюється в таких умовах:**

- сприятлива температура – якщо показники вище +10 ° С, то мікроорганізми прискорюють розщеплення діючих речовин;
- вологість – рясні дощі сприяють переміщенню залишків агрохімії в більш глибокі шари ґрунту;
- підвищена кислотність – вона прискорює розпад практично всіх типів агрохімії, за винятком Євролайтінга;
- структура і тип землі, рівень вмісту гумусу.



Рисунок 2.107– Циркуляція пестицидів у навколишньому середовищі

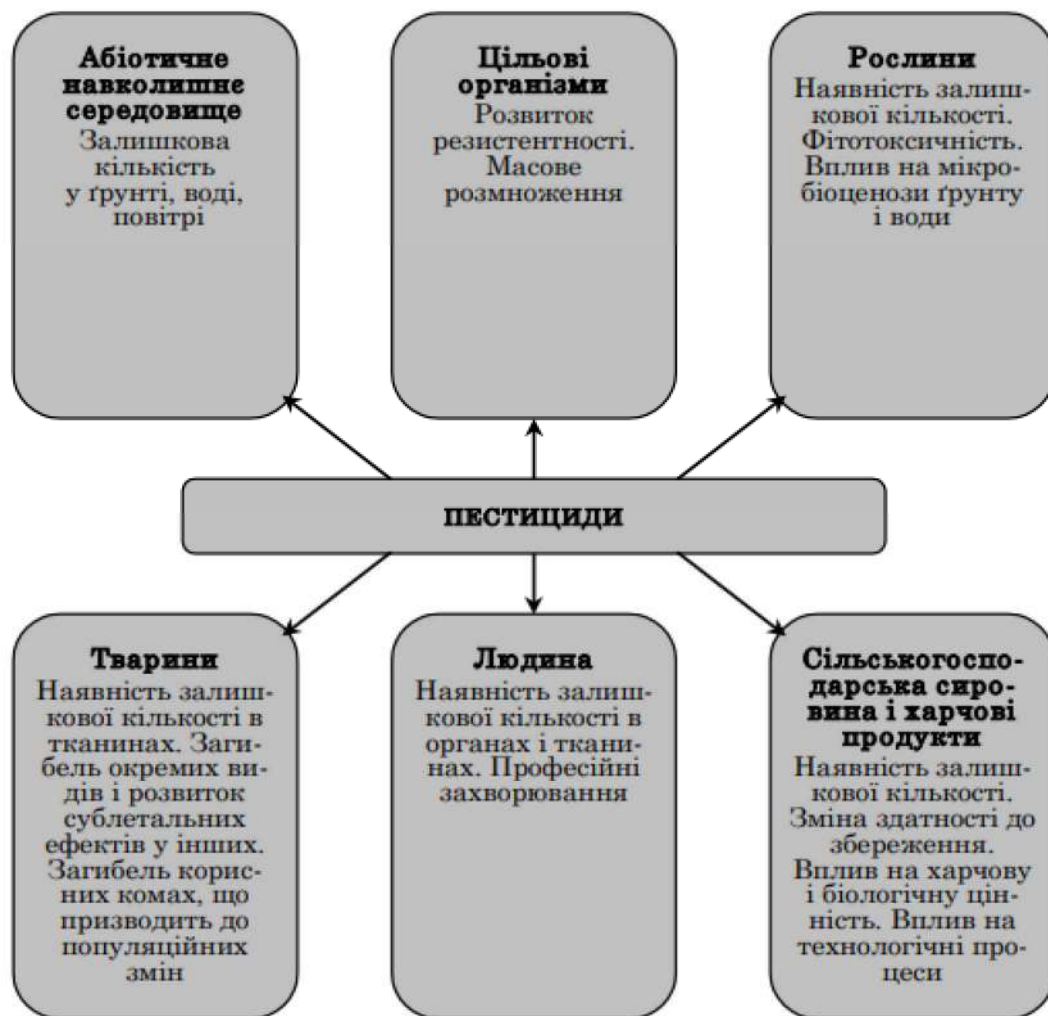


Рисунок 2.108 – Побічні ефекти дії пестицидів (за Н. Ван Тилем, 1975, з доповненням)<sup>3962</sup>

Безпечне і ефективне використання пестицидів неможливо без поглибленого вивчення і аналізу екологічної «долі» як самих пестицидів, так і їх продуктів розкладання. У різних об'єктах навколишнього середовища пестициди можуть залишатися незмінними, або видозмінюватися під впливом хімічного гідролізу, атмосферного окислення, дії сонячного світла, основне ж навантаження в трансформації пестицидів у навколишньому середовищі припадає на ферментні реакції метаболізму, що відбуваються в тварин, рослинах і мікроорганізмах. Метаболічні реакції пестицидів в біологічних об'єктах, в залежності від типу метаболізму поділяються на дві фази. В результаті першої (в основному, окислення, гідролізу і взаємодій з глутатионом) вихідні ліпофільні сполуки вводяться функціональні групи - електрофільні або нуклеофільні молекули при цьому стають більш полярними. Вивчення метаболізму пестициду на ранній стадії дуже важливо для його токсикологічної характеристики і може допомогти запобігти деякі

небажані наслідки. Так як саме на цьому етапі можуть утворитися реакційноздатні, часто нестабільні токсичні інтермедіати.

У ґрунт пестициди потрапляють в усіх випадках їх використання. Надалі певна їх частина розкладається на нетоксичні продукти протягом кількох місяців і не залишає помітного негативного впливу, інша частина зберігається роками і потрапляє в систему колообігу речовин у природі.

Пестициди потрапляють в атмосферу при випаровуванні, а потім випадають з дощем, вимиваються опадами або ґрунтовою водою в глибокі підґрунтові шари, виносяться коренями рослин на поверхню із ґрунтовим розчином, у мікрокількостях надходять у продукти харчування і знову в ґрунт. Тривалість цих процесів залежить від природних і антропогенних факторів, які впливають на розпад пестицидів у ґрунті. Швидкість інактивації і розкладання пестицидів залежать від типу ґрунту, ступеня його окультуреності, мінерального і механічного складу тощо.

Нерівномірна локалізація мікрофлори у різних генетичних горизонтах ґрунту та їх неоднакова біологічна активність впливають на повноту деградації пестицидів. Тому для навколишнього середовища найбільш небезпечними є інертні та персистентні пестициди з високою міграційною здатністю. Такі препарати після проникнення у глибші шари ґрунту тривалий час можуть зберігатися без істотних змін.

***При цьому, по стійкості в навколишньому середовищі пестициди поділяються на<sup>3963</sup>:***

- дуже стійкі (не розкладаються в навколишньому середовищі протягом 2-х років);
- стійкі (не розкладаються в навколишньому середовищі протягом 0,5-1 року);
- помірно стійкі (не розкладаються в навколишньому середовищі протягом 1-6 місяців);
- малостійкі (переходять на нетоксичні сполуки протягом 1 місяця).

***Залежно від швидкості розкладання в об'єктах навколишнього середовища всі сучасні препарати поділяються на шість груп:***

- 1) строк розкладання менше трьох місяців;
- 2) від трьох до шести місяців;
- 3) від шести до дванадцяти місяців;
- 4) від дванадцяти до вісімнадцяти місяців;
- 5) до двох років;
- 6) препарати з довготривалістю повного розкладання більше двох років.

Цілком очевидно, що швидкість розкладання пестициду залежить не тільки від його фізико-хімічних властивостей і будови, а й від ґрунтово-кліматичних умов регіону. Так, розкладання будь - якого органічного пестициду відбуватиметься значно швидше у жаркому і вологому кліматі, ніж у холодному й сухому. В зв'язку з цим наведена вище класифікація пестицидів за швидкістю їх розкладання у навколишньому середовищі

носить умовний характер, адже той самий препарат у різних кліматичних умовах буде розкладатись за різний період часу (рис. 2.109).



Рисунок 2.109 – Основні фактори розкладання пестицидів у навколишньому середовищі<sup>3964</sup>

При цьому, вказується<sup>3965</sup>, що ДДТ і ГХЦГ можуть зберігатися в ґрунті протягом десятиріч, поліхлорпінен і поліхлоркамфен – до 5 років. Інші хлорорганічні засоби захисту рослин.

Особливо небезпечні ґрунтові гербіциди, залишки яких можуть зберігатися в ґрунті від 18 до 24 місяців, що іноді стає причиною пригнічення, а також й загибелі сільгоспкультур. Тому на полях, де виявлено залишки півоту, протягом 1-2 років не потрібно висівати цукровий буряк і злакові зернові. За даними Інституту захисту рослин, на чорноземних ґрунтах можна застосовувати на рівні 8,8-12 кг/га пестицидів сучасного асортименту.

Відносно високою стійкістю в ґрунті характеризуються похідні 2,4-дихлорфеноксоцтової кислоти, севін, симазин, мідьвмісні сполуки. Севін знаходили там протягом кількох років; прометрин, атразин і нітроген – вегетаційного періоду; тендекс, фенурон і пропазин – більше року<sup>3966</sup>.

Фосфорорганічні пестициди характеризуються незначною стабільністю, але такі як хлорофос у ґрунті зберігається більше року, фосфамід і метафос – 1,5 року, фозалон – близько 2 років<sup>3967</sup>.

Вміст пестицидів у ґрунті зменшується не лише за рахунок їх деградації, але й внаслідок міграції у суміжні середовища. Найважливішими ланцюгами міграції є: ґрунт – рослина, ґрунт – вода, ґрунт – повітря. Так, надходження хлорорганічних сполук із ґрунту в рослини може досягати 30 %, у воду – до

15, повітря – до 28 %<sup>3968</sup>.. При вмісті фозалону в ґрунті 0,5 мг/кг і вище спостерігалася його міграція в картоплю і пшеницю. Забруднення ґрунту ептамом на рівні сотих долей міліграма призводить до міграції пестициду в столові буряки в таких же концентраціях<sup>3969</sup>.

За певних умов швидкість міграції хімічних засобів захисту рослин вглиб ґрунту може бути досить високою. Так, за даними Г.М. Рахова<sup>3970</sup>, при внесенні метафосу в ґрунт на другий день після обробки пестицид знайдено лише у верхньому його шарі, через 15 діб – на глибині до 2 м і в ґрунтових водах. В умовах зрошення швидке надходження препаратів у глибокі шари ґрунту пояснюється ослабленням сорбційних властивостей останнього за рахунок насичення колоїдів вологою.

Висока стійкість хлорорганічних і триазинових пестицидів до розпаду є важливою передумовою їхньої міграції за профілем ґрунту, а також у суміжні середовища (рослини, повітря, воду), що становить небезпеку для природних біогеоценозів і, відповідно, існування людини. Тому екологічно важливо оцінити сучасний стан забруднення ґрунту гемеробних екосистем залишками пестицидів. Пестициди, що потрапили на поверхню ґрунту, можуть вимиватися в більш глибокі горизонти й ґрунтові води, надходити у водойми з поверхневим стоком, у друге з'являтися на поверхні ґрунту при капілярному піднятті ґрунтових вод або при оранці з оберненням пласту, переходити в атмосферне повітря в результаті випаровування або з пилом при вітровій ерозії ґрунту, через рослини мігрувати в організм тварин і людини.

***Узагальнено аспекти стійкості та розкладу пестицидів у ґрунтах***  
***Відповідно до цього узагальнення з'ясовано***<sup>3971</sup>:

– гербіциди пригнічують дихання ґрунту і процес нітрифікації. Якщо зважити на те, що залишки ДДТ у ґрунті травостою містяться на глибині від 20 до 60 см, то швидкість їхньої низхідної міграції є незначною, що підтверджує погану розчинність хлорорганічних пестицидів у водному середовищі.

– для більшості ґрунтових мікроорганізмів оптимальний показник рН = 6,5-7,5 (нейтральне середовище). Можна передбачити, що в межах цих показників рН мікробіологічна трансформація (розкладання) пестицидів у ґрунті повинна проходити найбільш інтенсивно. Проте, як свідчать дослідження, значення рН середовища по-різному впливають на трансформацію окремих пестицидів, Пестицидна активність зменшується завдяки адсорбції препаратів і продуктів їх деградації ґрунтовими колоїдами. Ступінь адсорбції пестицидів значною мірою залежить від вмісту гумусу в ґрунті. Ґрунтами з високим вмістом органічної речовини адсорбується більша кількість пестицидів порівняно з суглинковими та піщаними (табл. 2.110).

– якщо у ґрунті більше води, ніж він може поглинути, вона разом з пестицидами легко проникає до підземних вод. Злива або надмірне зрошення можуть спричинити таке явище.



– більшість фунтових мікроорганізмів є активними в аеробних умовах, тому найчастіше аерація позитивно впливає на розкладання пестицидів.

– пестициди як біологічно активні речовини не повинні накопичуватися у ґрунті в концентраціях, які негативно впливають на життєдіяльність мікроорганізмів. Тому застосовувати пестициди необхідно згідно з регламентом, особливо дотримуватися норми витрати препаратів, що є надзвичайно важливим для самоочищення фунту.

– леткість пестицидів залежить від температури та вологості фунту і повітря. Наприклад, через 15 хв після застосування ептаму втрати його з сухого фунту становлять 20 %, з вологого – 27, з сирого – 44%. Це стосується й інших летких препаратів, які вносяться у фунт. Адсорбція пари летких пестицидів сухим ґрунтом значно вища, ніж вологим. Це дає змогу застосовувати їх при сухому ґрунті без ризику зменшення ефективності.

Таблиця 2.110

Міграція хлорорганічних пестицидів профілем темно-сірого опідзоленого ґрунту за умов внесення різних доз органо-мінеральних добрив та меліоранту ( $\text{CaCO}_3$ ), мкг/кг<sup>3972</sup>

№ варіанту	Шар ґрунту, см	Вміст хлорорганічних пестицидів					
		а-ГХЦГ	в-ГХЦГ	ґ-ГХЦГ	4,4-ДДЕ	4,4-ДДД	4,4-ДДТ
Контроль (без добрив)	0-20	н. в.	н. в.	н. в.	111,5±1,7	64,7±2,0	46,8±2,4
	20-40	-//-	-//-	-//-	98,2±2,2	39,5±1,3	45,5±2,1
	40-60	-//-	-//-	-//-	134,8±1,9	118,6±3,8	50,4±2,1
Карбонат кальцію - $\text{CaCO}_3$ (1,0 Нг)	0-20	н. в.	н. в.	н. в.	н. в.	1,1±0,3	н. в.
	20-40	-//-	-//-	-//-	7,1±1,3	2,6±1,3	-//-
	40-60	-//-	-//-	-//-	42,1±2,0	26,6±2,1	-//-
$\text{CaCO}_3$ (1,0 Нг) + $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{90}$	0-20	н. в.	н. в.	н. в.	н. в.	н. в.	н. в.
	20-40	-//-	-//-	-//-	2,1	0,6	-//-
	40-60	-//-	-//-	-//-	8,5	1,7	-//-
$\text{CaCO}_3$ (1,0 Нг) + $\text{N}_{60}\text{P}_{60}\text{K}_{60}$ + 10 т/га гною	0-20	н. в.	н. в.	н. в.	0,57	0,34	н. в.
	20-40	-//-	-//-	-//-	14,6	6,8	-//-
	40-60	-//-	-//-	-//-	3,6	2,5	-//-
$\text{CaCO}_3$ (1,5 Нг) + $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{90}$ + 10 т/га гною	0-20	н. в.	н. в.	н. в.	н. в.	н. в.	н. в.
	20-40	-//-	-//-	-//-	1,4	0,2	-//-
	40-60	-//-	-//-	-//-	-//-	-//-	-//-

Примітка: н.в. - не виявлено.

За умови застосування мінеральних добрив на фоні органічних у поєднанні з вапнуванням ( $\text{CaCO}_3$  (1,5 Нг) +  $\text{N}_{90}\text{P}_{90}\text{K}_{90}$  +10 т/га гною) знижується рівень ДДЕ (не виявлено). Застосування інтенсивних технологій удобрення та вапнування сприяє детоксикації пестицидів та запобігає надходженню їх залишкових кількостей у продукти врожаю, підвищуючи безпечність та якість сільськогосподарської продукції.

– пестициди у ґрунті видозмінюються або зовсім розкладаються також у результаті фізико-хімічних процесів, мікробіологічного розкладання, поглинання вищими рослинами, ґрунтовою фауною. Вони видаляються з ґрунту в результаті вивітрювання, випаровування з парою води, вимивання водою, винесення рослинами.

– значною мірою окремі процеси розпаду пестицидів у ґрунті залежать не тільки від їх властивостей, а й від властивостей ґрунту, кліматичних і екологічних факторів.

– пестициди, що вносяться у ґрунт, знижують свою біологічну активність завдяки адсорбції їх ґрунтовими колоїдами. Ступінь адсорбції більшості інсектицидів і гербіцидів посилюється у ґрунті, що містить перегній, порівняно з суглинком. Встановлено залежність адсорбції від рН і гідролітичної кислотності ґрунту. Наприклад, адсорбція 2,4-Д і 2М-4Х підвищується при зниженні рН ґрунтового розчину. Крім вмісту і властивостей ґрунтового гумусу важливе значення для адсорбції препаратів має механічний склад, вміст глиняної та мулистої фракції ґрунту.

– опади і температура також впливають на адсорбцію токсикантів. Це має практичне значення, оскільки внесення у ґрунт гербіцидів у холодну і сиру погоду супроводжується адсорбуванням їх у поверхневому шарі ґрунту, завдяки чому вони зберігаються від вимивання і розкладання.

– втрата пестицидів з ґрунту за рахунок випаровування з водяною парою в основному характерна для гербіцидів з високою пружністю пари, таких як гезагард, дуал, ерадикан, трефлан. Загортання таких препаратів одразу після обприскування ґрунту значно скорочує їх втрати у пароподібній формі.

– пестициди можуть розкладатися під впливом сонячного світла. При цьому у процесі фотоокиснення деяких із них, а також метаболітів істотна роль належить довгохвильовому ультрафіолетовому сонячному випромінюванню (290-400 нм). Під впливом сонячної радіації втрачають свою токсичність і гербіциди, й інсектициди.

Є.М. Мішустін<sup>3973</sup> підкреслював, що немає таких форм органічних природних і штучних сполук, які б не використовувалися як джерело живлення певними видами ґрунтових мікроорганізмів. Бактерії, які беруть участь у трансформації і детоксикації пестицидів, в основному належать до безспорових форм: *Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Mycobacterium*. У порядку *Actinomycetales* найбільший інтерес становить рід *Nocardia*. Серед нижчих грибів у деградації пестицидів найбільшу роль відіграють види, які належать до *Fusarium*, *Aspergillus*, *Penicillium*. Але ефективна детоксикація відбувається лише при застосуванні препаратів у концентраціях, нетоксичних

для даних організмів. Для підвищення ролі мікроорганізмів у трансформації пестицидів необхідно внесення активних форм у ґрунт і створення відповідних умов для їх життєдіяльності. Механізм метаболізму пестицидів під впливом ґрунтових мікроорганізмів зводиться до таких основних реакцій: дегалоїдування, дезалкілування, окиснення, відновлення, гідролітичне розщеплення ефірного зв'язку. Дезалкілування є негідролітичним шляхом розкладання у ґрунті деяких груп гербіцидів, таких як гербіциди з простим ефірним зв'язком (2,4-Д, 2М-4Х).

Гідролітичний шлях розкладання у ґрунті характерний для пестицидів, до складу яких входять ефіри і аміди. Важливе значення у розкладанні інсектицидів і гербіцидів має їх окиснення у ґрунті мікроорганізмами. Серед сучасних інсектицидів, як правило, більш стійкими до мікробіологічного розкладання є синтетичні піретроїди порівняно з фосфорорганічними сполуками і карбаматами.

Фунгіциди, що використовуються для обробки насіння і обприскування рослин у період вегетації, найменше розкладаються у ґрунті під впливом мікрофлори через сильну бактерицидну і фунгіцидну дію.

Поглинання та винесення пестицидів з ґрунту рослинами значною мірою залежить від їх видових особливостей. За деякими даними, за однакових умов (тип ґрунту, його температура і вологість, норма витрати препарату) найменше інсектицидів виноситься з ґрунту на ділянках, де вирощується горох, картопля, і найбільше – де вирощується кукурудза. В цілому на посівах просапних культур і на паровому полі детоксикація пестицидів відбувається більш інтенсивно, що пов'язано з активними мікробіологічними процесами<sup>3974</sup>.

За даними ряду авторів<sup>3975 3976 3977</sup> швидкістю деградації пестицидів можна керувати, застосовуючи комплекс агротехнічних заходів, які передбачають науково обґрунтований обробіток ґрунту, системи сівозміни та застосування мінеральних і органічних добрив разом із комплексом засобів захисту рослин. Підбір оптимальних співвідношень та доз мінеральних добрив дозволяє не тільки забезпечити необхідну біологічну ефективність, але й створити умови безпечного використання пестицидів (рис. ).

Зокрема, розкладу ДДТ сприяють лужна реакція ґрунтового розчину, світло, УФ промені, деякі ґрунтові мікроби та інші фактори. Дія факторів, що сприяють розкладу ДДТ, посилюється з переходом від автоморфних ґрунтів до напівгідроморфних. На рис. на прикладі ґрунтового середовища показано, що хімічні засоби захисту рослин трансформуються та розкладаються переважно під впливом фізико-хімічних процесів, мікробіологічної детоксикації, акумуляції та деградації вищими рослинами.

Пестициди та їх метаболіти перебувають у ґрунті в лабільному стані з усіма трьома його фазами. Будучи складовою частиною так званої “рухомої” фази ґрунту, ці сполуки підлягають просторовому перерозподілу у горизонтальному та вертикальному напрямках. Латеральна та вертикальна міграція біоцидів відбувається під дією молекулярної дифузії з капілярною

вологою, низхідної течії гравітаційної води, ексудації кореневою системою рослин, у результаті дифузії з ґрунтовим повітрям, у процесах сорбції та десорбції, переміщенні розчинів, емульсій, суспензій<sup>3978</sup>. Десорбція пестициду із ґрунтового-вбирного комплексу визначається іоннообмінними реакціями, температурним фактором, вологістю ґрунту і суттєво залежить від природи препарату. На значні відстані пестициди переміщуються під дією виникаючого після дощу або зрошення потоку гравітаційної води<sup>3979 3980</sup>. ДДТ мігрує переважно у вигляді водної суспензії<sup>3981</sup>. У результаті розкладання пестицидів у ґрунті з'являються продукти їх часткової трансформації, які, як і вихідні сполуки, можуть бути закріплені в ґрунті з різним ступенем міцності зв'язку<sup>3982</sup>.



Рисунок 2.110 – Схема процесів перетворення і взаємодії пестицидів у ґрунті<sup>3983</sup>

Токсиканти, зв'язані по типу хемосорбції з органічною речовиною, гідроксидами і деякими мінеральними компонентами ґрунту, здатні тривалий час зберігатися у ґрунті у незмінному стані<sup>3984</sup>. При зв'язуванні пестицидів з органічною речовиною ґрунту відбувається зниження їх токсичного впливу на рослини, ґрунтові організми і водночас гальмування деградації токсикантів за рахунок зменшення їх доступності рослинам та мікроорганізмам<sup>3985 3986 3987</sup>.

При дослідженні зв'язування гумусом ДДТ виявлено залежність цього процесу від рН іонної сили, концентрації кальцію, вмісту та виду органічної речовини. Зв'язування ДДТ розчинними гумусовими речовинами збільшує його «розчинність» на порядок, забезпечуючи рухомість органічними горизонтами ґрунту. Висока сорбційна здатність гумусових сполук по відношенню до пестицидів визначається наявністю активних функціональних

груп (карбокисильні, фенольні і спиртові гідроксили, аміногрупи тощо) та їх колоїдною природою<sup>3988 3989</sup>.

Дослідження процесів міграції хлорорганічних пестицидів у ґрунті за імпактного типу забруднень є вкрай необхідним, оскільки отримана інформація надасть можливість прогнозувати час виведення пестицидів із ґрунту і, відповідно, отримати якісну продукцію. Проте на даний час залишається ще цілий ряд невивчених питань стосовно рівнів та оцінки вмісту залишкових кількостей хлорорганічних пестицидів у системі “ґрунтрослина”; немає розроблених заходів щодо повного обмеження надходження токсикантів до рослин.

Основоположник вчення про гігієну застосування пестицидів, академік Л. І. Медвідь<sup>3990</sup> сформулював чотири їх особливості.

Перша особливість пестицидів порівняно з речовинами іншого призначення – невідтворюваність циркуляції у біосфері. Речовина перебуває у навколишньому середовищі до повного розпаду.

Друга особливість полягає в тому, що пестициди – хімічні речовини, призначені для знищення живого. Пестициди можуть бути небезпечними не тільки для шкідливих комах, збудників хвороб рослин, бур’янів, а й для корисної флори та фауни і здоров’я людини – це їх третя особливість.

Четверта особливість – контакти великої маси населення з пестицидними препаратами у зв’язку з їх циркуляцією в навколишньому середовищі та ймовірним попаданням у продукти харчування. Збереження хлорорганічних пестицидів у ґрунті визначається рядом факторів, серед яких найбільш важливими слід вважати характер ґрунту (кислотність, структура, ступінь мінералізації), метеорологічні умови (температура, кількість опадів), склад мікрофлори та ін. Тривале перебування хлорорганічних пестицидів в ґрунті призводить до появи їх в культурних рослинах. Ерозія ґрунту супроводжується розповсюдженням хлорорганічних пестицидів та їх метаболітів та потраплянням на території, що раніше не піддавались обробці. Вивчено, що хлорорганічні пестициди відносяться до надзвичайно стійких органічних забруднювачів довкілля. Процес перетворення ХОП передбачає утворення продуктів метаболізму (ДДЕ, ДДД), які є не менш стійкими та токсичними речовинами. Швидкість розкладу пестицидів визначається умовами, в які потрапляє речовина (ґрунтове середовище, природно-кліматичні умови).

Детоксикація пестицидів у ґрунті й інших середовищах значною мірою залежить від властивостей ґрунту, погодно-кліматичних факторів (опадів, температури, інсоляції). Вони можуть змінюватися залежно від обробки ґрунту, зрошення, використання добрив, культури і способу застосування препаратів. З підвищенням температури і активності сонячної інсоляції швидкість розкладання збільшується. Термін збереження пестицидів у ґрунті залежить від виду і масштабів їх застосування.

Одним з основних факторів, здатних запобігати забрудненню ґрунту пестицидами, є науково обґрунтоване зменшення норм витрати препаратів,

кратності обробок та оптимізація їх застосування. Заміна суцільних обробок смуговими і крайовими, застосування бакових сумішей значно зменшують витрати препаратів на одиницю площі, а відтак – і забруднення фунту.

Необхідність дослідження вмісту пестицидів у ґрунті пов'язана також з їхнім впливом на ґрунтові мікроорганізми і, відповідно, інтенсивність мікробіологічних процесів. Без урахування такого сильнодійного чинника на мікрофлору ґрунту, як пестициди, не можливо об'єктивно оцінити стан мікробіологічної активності ґрунту вразі вивчення впливу мінеральних добрив чи інших агрохімічних і агротехнічних заходів. З'ясовано, що гербіциди пригнічують дихання ґрунту і процес нітрифікації<sup>3991 3992</sup>, а найчутливішими до дії пестицидів є фермент фосфатаза, процеси нітрифікації і розкладу органічної речовини. Відомо, що пестициди інгібують дегідрогенази, а уреазачутлива до дії атразину.

За результатами дослідження К. Домша<sup>3993</sup>, пестициди зменшують кількість мікроорганізмів, а інколи приводять до повного їх зникнення. Пестициди мають кумулятивні властивості і можуть зберігатись у ґрунті протягом 8-12 років після застосування. В ґрунті пестициди адсорбуються частинками ґрунту та гумусу, накопичуються в ґрунтових організмах, порушуються хімічним чи біологічним шляхом та просочуються з інфільтраційною водою до рівня ґрунтових вод.

Серед основних негативних екологічних наслідків застосування пестицидів слід виділити наступні<sup>3994</sup>:

- здатність їх накопичуватися у ґрунті та переноситися живими організмами по трофічному ланцюгу;
- зменшують біологічну продуктивність і нормальне функціонування ґрунтових мікробіоценозів;
- знижують інтенсивність процесів самоочищення ґрунту;
- здатні накопичуватися у річках, морях та ґрунтових водах;
- пригнічують біохімічні процеси і перешкоджають природному відновленню родючості;
- викликає втрату харчової цінності та смакових якостей сільськогосподарської продукції.

Застосування пестицидів може призводити до таких негативних наслідків як зменшення біологічної продуктивності, порушення функціонування ґрунтових мікробіоценозів, накопичення залишків пестицидів і їх похідних у поверхневих водних джерелах та ґрунтових водах, перешкоджати відновленню родючості, зменшення харчової цінності сільськогосподарської продукції тощо. Інтенсивність шкідливого впливу залежить від технології застосування пестицидів, способів обробки ґрунту або рослин. В ґрунті відбувається ряд процесів, що зменшують вміст у ньому агрохімікатів. Це біохімічне руйнування препаратів, перехід у рослину, випаровування в атмосферу, винос поверхневим і внутрішньо ґрунтовим стоком, фотохімічне руйнування, поглинання і трансформація ґрунтовими організмами. Сукупність цих процесів визначає стабільність агрохімікатів у

грунті. Пестициди адсорбуються частинками ґрунту та гумусу, накопичуються в ґрунтових організмах, руйнуються хімічним чи біологічним шляхом, просочуються до рівня ґрунтових вод.

Висока стійкість пестицидів до розпаду є важливою передумовою їхньої міграції за профілем ґрунту, а також у суміжні середовища (рослини, повітря, воду), що становить небезпеку для природних біогеоценозів і, відповідно, існування людини. Тому екологічно важливо оцінити сучасний стан забруднення ґрунту залишками пестицидів. Пестициди, що потрапили на поверхню ґрунту, можуть вимиватися в більш глибокі горизонти й ґрунтові води, надходити у водойми з поверхневим стоком, у друге з'являтися на поверхні ґрунту при капілярному піднятті ґрунтових вод або при оранці з оберненням пласту, переходити в атмосферне повітря в результаті випаровування або з пилом при вітровій ерозії ґрунту, через рослини мігрувати в організм тварин і людини<sup>3995</sup>.

Вказується<sup>3996</sup>, що труднощі прогнозування дії пестицидів багаторазово посилюються складністю життєвих циклів у всіх живих істот і наявністю різноманітних взаємозв'язків між живими компонентами біогеоценозу. Зміна ставлення у світі до застосування пестицидів значною мірою зобов'язана так званому ефекту бумерангу, тобто, супутній пестицидам токсичній дії і післядії. Очевидно, що це характерно для будь-якого потужного, постійно діючого екологічного чинника, що вводиться в агроландшафт і викликає в ньому цілий ряд супутніх негативних явищ. По-перше, повсюдно реєструється пряма або перехресна адаптація шкідливих видів біоти – поява пестицидрезистентних форм у генетично гетерогенній популяції шкідника або фітопатогена. Їх уже зафіксовано понад 500 видів шкідників.

По-друге, широко розповсюджена біоцидна дія пестицидів на корисну біоту (і перш за все, на бджіл) внаслідок недостатньої селективності препаратів, їх передозувань, винесення за межі оброблюваної ділянки та міграції або внаслідок порушень регламенту застосування (температура, відносна вологість повітря, полідисперсність розчинів тощо).

По-третє, виключно серйозною стає і проблема накопичення залишків пестицидів у ґрунті та в продукції. Особливу небезпеку становить їх здатність до міграції в різних ланках і системах, по харчових ланцюжках, а для ліпофільних речовин – ще й біоконцентрація.

Шкодочинність пестицидів у ґрунті не вичерпується лише їх прямою токсичною дією. Разом з цим тут утворюються стабільні метаболіти, які є прямою загрозою для навколишнього середовища, і зокрема – всієї ґрунтової біоти. Так, у ґрунтах, де раніше застосовували ДДТ, вміст його метаболітів і за токсичністю, і за кількістю перевищує вміст вихідної речовини. А поряд із залишками стійких сім-триазинових гербіцидів у ґрунті відкриваються і досить персистентні продукти розпаду, що чинять більш сильну мутагенну дію, ніж самі триазини<sup>3997</sup>.

Багато пестицидів, зокрема широко застосовуваний гербіцид – діхлорфеноксіоцтова кислота (2,4-Д), містять, як постійні домішки,

поліхлоровані діоксини – одні з найбільш отруйних речовин, що здатні, навіть у найменших кількостях, виявляти тератогенну, канцерогенну та мутагенну активності<sup>3998 3999</sup>.

Прихована токсичність залишкових кількостей деяких похідних ССГ у ґрунті проявляється у зниженні (на 15-25 %) врожаю сільськогосподарських культур, обумовленому пригніченням метаболізму ще на ферментативному рівні. Тобто ще коли у чутливих рослин не спостерігається помітних зовнішніх змін (пожовтіння і деформація листя, скривлення стебла), а може відзначатися лише деяке стоншення стебла, зменшення розмірів листових пластинок, генеративних органів і т. ін. Візуально помітними ці ознаки стають тільки на рівні 40-45 % зниження біомаси культури. Вловити ці приховані зміни вдається лише шляхом порівняння з іншими рослинами, вирощеними на незабрудненому ґрунті. В зв'язку з цим здійснення жорсткого екологічного контролю в практиці застосування цих гербіцидів стає важливим завданням<sup>4000 4001 4002</sup>. За інтенсивного застосування гербіцидів виникає небезпека накопичення в ґрунті певної кількості діючих речовин, їх метаболітів, а також впливу всіх цих забруднювачів на наступні культури в сівозміні.

Пестициди викликають глибокі зміни всієї екосистеми, впливаючи на усі живі організми, у той час як людина використовує їх для знищення дуже обмеженої кількості видів організмів. У результаті спостерігається інтоксикація великої кількості інших біологічних видів (корисних комах, птахів) аж до їхнього зникнення. До того ж людина намагається використати значно більше пестицидів, ніж це необхідно, і ще більше загострює проблему.

Особливістю гігієнічного нормування хімічних забруднювачів ґрунту є те, що вони впливають на організм людини не прямим, а опосередкованим шляхом через контактуючі з ґрунтом компоненти – повітря, воду, рослинність. Тому, при визначенні величини допустимого навантаження хімічної речовини в ґрунті разом з загальносанітарними показниками (вплив на ґрунтовий мікробіоценоз і процес самоочищення ґрунту) використовують транслокаційний показник, який характеризує здатність речовини переходити з орного шару ґрунту через кореневу систему рослин і накопичуватися в зеленій масі та плодах у кількості, що не перевищує ГДК для певної речовини у харчових продуктах, а також показник фітотоксичності. Це тестовий інтегральний показник, який визначають за властивістю забрудненого ґрунту пригнічувати проростання насіння, ріст і розвиток вищих рослин<sup>4003</sup> (табл. 2.111).

За ступенем хімічної деградації ґрунти поділяються на недегратовані, слабо-, середньо-, сильно- та дуже сильно дегратовані. За визначенням<sup>4004</sup> – локально забруднена ділянка – це територія з окремими площами високої концентрації речовин, що погіршують якість ґрунту. Дані ділянки є характерними для місць, поблизу яких розміщені джерела надходження



забруднюючих речовин в навколишнє природне середовище. Зокрема, такими ділянками є території, прилеглі до СЗЗ складів отрутохімікатів.

Загальновідомо, що забруднення довкілля стійкими хлорорганічними сполуками носить глобальний характер. Проте, особливої уваги заслуговують зони локального забруднення токсикантами, якими є склади тривалого зберігання отрутохімікатів та оточуючі їх санітарно-захисні зони, літoviща сільгоспавіації, сільськогосподарські полігони тощо.

Зберігання непридатних до використання пестицидів у неналежних умовах, недотримання меж санітарно-захисних зон навколо складів отрутохімікатів або повна їх відсутність призвело до забруднення об'єктів навколишнього природного середовища у місцях розташування складських приміщень високими концентраціями стійких хлорорганічних пестицидів. За даними інвентаризації на території України загальна кількість старих складів отрутохімікатів та місць накопичення заборонених і непридатних до використання у сільському господарстві пестицидів становить більше 5 тисяч.

Таблиця 2.111

Агроекологічні нормативні показники хімічної деградації  
сільськогосподарських ґрунтів<sup>4005</sup>

Компоненти забруднення (ГДК)	Основні діагностичні критерії, одиниці вимірювання	Агроекологічні нормативні параметри хімічної деградації ґрунтів				
		0 Недеградовані (нормальний стан)	1 Слабодеградовані (задовільний стан)	2 Середньодеградовані (передкризовий стан)	3 Сильнодеградовані (кризовий стан)	4 Дуже сильно деградовані (катастрофічний стан)
ДДТ та метаболіти (0,1 мг/кг)	Вміст, мг/кг (ГДК)	<0,002 (<0,02)	<0,05 (<0,5)	0,06-0,10 (0,6-1)	0,11-0,15 (1-1,5)	0,16-1,00 (1,6-10)
Ізомери ГХЦГ (0,1 мг/кг)	Вміст, мг/кг (ГДК)	<0,002 (<0,02)	<0,05 (<0,5)	0,06-0,10 (0,6-1)	0,11-0,15 (1-1,5)	0,16-1,00 (1,6-10)

\*ГДК за транслокаційним показником 0,5 мг/кг \*\*ГДК за показником фітотоксичності 0,02 мг/кг.

За даними 80-х років вважалося, що внаслідок поганої розчинності у воді 98% ДДТ знаходиться переважно у шарі ґрунту до 10 см. Нині доведено, що хлорорганічні пестициди здатні до активної міграції профілем ґрунту навіть на глибину залягання ґрунтових вод. Поведінка хлорорганічних

пестицидів у ґрунті залежить від ряду факторів, серед яких: кислотність, мінералізація, структура, гумусованість ґрунту, метеорологічні умови (температурний режим, кількість опадів), склад мікрофлори тощо.

З метою попередження розповсюдження токсичних хлорорганічних пестицидів із зон локального забруднення в суміжні об'єкти навколишнього природного середовища актуальним є проведення постійної екотоксикологічної оцінки, яка включає дослідження можливих шляхів горизонтальної та вертикальної міграції ксенобіотиків, надходження їх у трофічні ланцюги, кінцевою ланкою яких є людина.

У процесі трансформації пестицидів в ґрунті з'являються їх метаболіти. За співвідношенням вмісту ДДТ та його метаболітів можна судити про активність процесу трансформації ДДТ та самоочищення ґрунтів від ксенобіотика.

Виявлення в ґрунтах сільськогосподарських угідь або багаторічних насаджень певного природно-кліматичного регіону залишків ДДТ у співвідношенні (ДДЕ+ДДД): ДДТ<1, що відповідає менш ніж 50%-му зникненню інсектициду, відображає слабковиражену його трансформацію і свідчить про відносно недавнє забруднення середовища цим препаратом.

Виявлення в ґрунтах залишків ДДТ у співвідношенні (ДДЕ+ДДД): ДДТ>1, що відповідає більш ніж 50%-му зникненню інсектициду, відображає сильновиражену його трансформацію і свідчить про давнє забруднення середовища цим препаратом. Крім того, відношення ДДЕ:ДДД>1 може свідчити про переважно аеробний механізм трансформації ДДТ, а ДДЕ:ДДД<1 – про переважно анаеробний механізм трансформації ДДТ<sup>4006</sup>  
4007 4008

Метаболізм ДДТ у об'єктах довкілля та живих організмах проходить двома шляхами з утворенням стійких метаболітів ДДЕ (4,4'-дихлордифенілдіхлоретилен) та ДДД (4,4'-дихлордифенілдіхлоретан)<sup>4009</sup>. ДДТ в анаеробних умовах розкладається швидше, ніж в аеробних, що обумовлено різним механізмом розкладення.

Вертикальна міграція пестицидів по профілю ґрунту залежить від просторової конфігурації молекул пестицидів та адсорбційної ємності ґрунту.

До підвищеної адсорбції здатні глинисті мінерали (монтморилоніт, вермикуліт, ілліт), а також органічні та гумінові кислоти. На адсорбційну здатність пестицидів впливають кислотність (рН) ґрунтового розчину та муміфіковані органічні речовини в ґрунті, які в кислому середовищі здатні зв'язувати деякі пестициди настільки міцно, що вони втрачають свою біологічну активність. Крім того, значний вплив має насичення ґрунту киснем<sup>4010 4011</sup>.

Рівень забруднення ґрунтів ДДТ залежить від ґрунтових умов трансформації та міграції основного продукту та його метаболітів, що визначають здатність ґрунту до самоочищення. Факторів, під впливом яких здійснюються ці процеси, небагато. У воді ДДТ розчиняється надзвичайно слабо ( $\approx 0,001$  мг/л). Мігрує він переважно у вигляді водної суспензії.

Руйнуванню ДДТ сприяє лужна реакція ґрунтового розчину, іони заліза, світло, особливо ультрафіолетові промені, деякі ґрунтові мікроорганізми та інші фактори. Головний же фактор трансформації ДДТ, що визначає активність і інших, – це анаеробні умови. Повний розпад ГХЦГ та ДДТ проходить за період від 14 до 142 років залежно від ґрунтово-кліматичних умов<sup>4012 4013</sup>.

Вертикальна міграція відбувається під дією молекулярної дифузії з капілярною вологою, низхідної течії гравітаційної води, ексудації кореневою системою рослин, у результаті дифузії з ґрунтовим повітрям, у процесах сорбції та десорбції, переміщенні розчинів, емульсій, суспензій. Десорбція пестициду із ґрунтово-вбирного комплексу визначається іонно-обмінними реакціями, температурним фактором, вологістю ґрунту і суттєво залежить від природи препарату. На значні відстані пестициди переміщуються під дією потоку гравітаційної води, що виникає після дощу або зрошення. При зв'язуванні пестицидів з органічною речовиною ґрунту відбувається зниження їх токсичного впливу на рослини, ґрунтові організми і водночас гальмування деградації токсикантів за рахунок зменшення їх доступності рослинам. Встановлено три головних шляхи міграції ХОП у ґрунті. Це проникнення всередину агрегатів, дифузія всередину мікрочасточок та транспортування і сорбція в мікропорах<sup>4014</sup>. Визначальну бар'єрну роль у ґрунті щодо ксенобіотиків виконує органічна речовина, яка здатна сорбувати значну частину токсикантів і тим самим перешкоджати їх потраплянню в рослини і ґрунтові води. Інтенсивність накопичення хлорорганічних пестицидів та їх похідних у гумусовому горизонті у великій мірі залежить від реакції середовища і від того, які аніони переважають у ґрунтовому розчині<sup>4015</sup>.

Таким чином, під дією пестицидного забруднення токсикантами виникає хімічна деградація ґрунтів, що призводить до зміни функцій ґрунту, як елемента природного середовища, кількісного та якісного погіршення його властивостей і режимів та зниження природно-господарського значення земель<sup>4016</sup>.

***У Законі України «Про захист рослин»<sup>4017</sup> сформульовано конкретні вимоги щодо використання пестицидів, зокрема такі:***

- 1) суворе дотримання регламентів їх застосування;
- 2) збереження корисної флори і фауни;
- 3) недопущення пошкодження рослин, погіршення їх стану та забруднення продукції рослинного походження і довкілля засобами захисту рослин;
- 4) здійснення обов'язкового державного контролю.

З іншого боку підкреслюється, що щорічно способом обприскування вноситься близько 2,2 млн т різноманітних пестицидів. Але полідисперсні крапельки пестицидів є ще й політоксичними. Априорі: великі краплі, наприклад, 400 мкм, містять в 1000 разів більше хімічної речовини, ніж у крапель 40-мікронних. В цілому, обприскувачі, як механічні генератори

хімічних концентрованих аерозолів, і через 100 років своєї історії залишились при краплях французької фірми Верморель, що змінюють свої розміри від 10 мкм до 2,5 мм. В полідисперсності крапель, вираженій синергетичною їх політоксичністю, в які, до того ж, закладено величезні (до 90 %) втрати хімічної діючої речовини пестициду – і є корінь зла і вузол усіх проблем цивілізації з пестицидами<sup>4018 4019</sup>.

Пестициди, які вміщують хлор мають високу токсичність та надмірну біологічну активність. Навіть в незначних концентраціях пестициди пригнічують імунну систему організму, та таким чином підвищує його чутливість до інфекцій. Ступінь шкідливого впливу залежить також від технології застосування хімічних засобів, способів і кратності обробки ґрунту або рослин. В ґрунті протікає ряд процесів, що зменшують вміст у ньому агрохімікатів. Це біохімічне руйнування препаратів, перехід у рослину, випаровування в атмосферу, винос поверхневим і внутрішньогрунтовым стоком, фотохімічне руйнування, поглинання і трансформація ґрунтовими організмами. Сукупність цих процесів визначає стабільність агрохімікатів у ґрунті.

Для захисту довкілля від негативного впливу пестицидів необхідно дотримуватися всіх регламентів щодо застосування пестицидів: норм внесення, строків, способів внесення, також необхідно суворо дотримуватися ГДК препарату у продукції, ґрунті, воді, робочій зоні застосування препарату. Більш глибоке вивчення біологічних процесів, пов'язаних з вирощуванням сільськогосподарських культур за сучасного рівня землеробства, дослідження популяційної динаміки шкідливих і корисних організмів, вдосконалення тактики боротьби за рахунок повнішого використання агротехнічного методу, стійких сортів, біологічних засобів дасть можливість скоротити застосування пестицидів і зменшити негативний вплив на навколишнє середовище.

Особлива роль у вилученні гербіцидів з ґрунту належить рослинам, стійким до цих речовин через наявність у них механізмів швидкої детоксикації за допомогою ферментних систем. Швидкість розкладання пестицидів залежить також від віку рослин. У молодих рослинах цей процес відбувається швидше, ніж у старих, що пояснюється більш високою фізіологічною активністю. Так відомо, що крім своєї прямої дії – знищення шкідників сільськогосподарських культур, інсектициди діють і на саму рослину, впливаючи на фізико-хімічні властивості протоплазми, на клітинний обмін речовин, на ріст і розвиток рослин. Виходячи з літературних джерел<sup>4020</sup>, характер розподілення та локалізації інсектицидів в рослині визначає відмінності в напрямку та швидкості трансформації (перетворень) хімічних сполук. Більшість дослідників вважає, що в трансформації «поверхневих» накопичень надається перевага абіотичним факторам; в трансформації «абсорбованих», в основному – біотичним факторам під дією певних ферментних систем. Але метаболізм клітини, а значить і всієї рослини, являє собою цілісну систему, а не просто сукупність

ферментативних реакцій, роз'єднаних у просторі і в часі. Різні види рослин володіють неоднаковою здатністю поглинати і накопичувати пестициди, так як мають різні фізіолого-біохімічні захисні механізми, що перешкоджають надходженню токсикантів. У зв'язку з цим на одному і тому ж ґрунті можна отримувати від однієї культури придатну для споживання продукцію, а від іншої – небезпечну для здоров'я. Екологічно безпечний урожай зернових культур формується при вмісті пестицидів в ґрунті менше 0,5 МДР<sup>4021 4022</sup>.

Толерантність рослин до дії на них пестицидів визначається цілим рядом ознак: фізіологічними особливостями культури, умовами вирощування, забезпеченістю елементами живлення, періодом фенофази, глибиною проникнення коренів, тривалістю вегетаційного періоду, освітленістю, вологістю, температурою<sup>4023</sup>.

Ремедіація ґрунтів – ефективний екобезпечний метод зниження токсичного впливу хлорорганічних пестицидів на довкілля. Для знешкодження ґрунтів, забруднених стійкими органічними ксенобіотиками, у світі використовуються різні способи: фізичні, хімічні та мікробіологічні. Та всі вони потребують великих капіталовкладень. Існує два основних способи очищення забруднених ґрунтів: перший полягає у знезараженні безпосередньо на місці його перебування, тобто без видалення ґрунту (так звана технологія «on-site»), а другий – видалення ґрунту та його подальша обробка (технології «off-site»)<sup>4024</sup>.

Останнім часом у багатьох країнах світу дедалі частіше застосовують біологічне очищення антропогенно порушених територій за допомогою рослин, які не лише самі активно беруть участь у процесах ремедіації, але й у багатьох випадках сприятливо діють на мікрофлору ґрунтів, підвищуючи ефективність процесів відновлення навколишнього середовища. Індійський вчений Прасад (M.N.V. Prasad) стверджує, що вартість очищення ґрунту, забрудненого пестицидами, важкими металами, радіонуклідами чи нафтою, за допомогою рослин, що використовують лише енергію Сонця, становить всього 5% від затрат на інші способи відновлення екосистем<sup>4025</sup>. Тому, перспективним екологічно безпечним та економічно доцільним методом відновлення ґрунтів та зниження пестицидів є фіторемедіація – набір екологічних технологій, що ґрунтуються на спроможності рослин акумулювати, деградувати, стабілізувати, трансформувати та випаровувати забруднювачі з великої кількості природних матриць, зокрема ґрунту та води.

Процеси фіторемедіації базуються на здатності рослин акумулювати, деградувати, стабілізувати, трансформувати і випаровувати забруднювачі з великої кількості природних матриць, зокрема, ґрунту та води. Фітотехнології пропонують ефективні інструменти й екологічно безпечно розв'язання проблеми очищення забруднених ділянок ґрунту та води, видалення повітряних забруднювачів, підвищення рівня безпеки продовольчих продуктів і створення відновлювальних джерел енергії та сприяють раціональному природокористуванню<sup>4026</sup>. Застосування фітотехнологій дасть можливість не лише зменшити забруднення

ксенобіотиками, а й повернути рекультивовані землі в систему землекористування<sup>4027</sup>.

Нині в Україні існує необхідність розроблення доступних екологічно безпечних та економічно вигідних технологій ремедіації забруднених ґрунтів. Застосування фітотехнологічних методів може надати можливість не лише зменшити забруднення довкілля стійкими органічними ксенобіотиками, а й повернути рекультивовані землі в систему землекористування і аграрного виробництва<sup>4028</sup>. Аналіз останніх досліджень і публікацій вказує<sup>4029</sup> на перспективність застосування біо- та фіторемедіації як ефективного, екологічно безпечного та економічно вигідного методу відновлення хімічно деградованих ґрунтів шляхом використання біопотенціалу рослин та мікроорганізмів, природних сорбційних матеріалів та інших агротехнічних заходів.

З іншого боку, дія пестициду на рослину може бути прямою чи опосередкованою. Пряма дія виявляється в результаті безпосереднього проникнення токсиканта у рослину через корені, стебла, листя. Опосередкована дія препарату на рослину може бути результатом більш активного або пригніченого розвитку мікрофлори ґрунту під впливом застосованого пестициду, а також режиму живлення. При надходженні препарату в рослину, він швидко поширюється по її судинній системі і проникає у різні органи й тканини, або локалізується на окремих ділянках проникнення. Залежно від цього дія пестициду на рослину може бути загальною або локальною. Стимулюючу дію пестицидів використовують при передпосівній обробці насіння або обприскуванні рослин для підвищення схожості та енергії проростання насіння, прискорення росту й розвитку рослин, для збільшення площі листової поверхні.

Відповідна реакція рослин при обробці їх пестицидами залежить від анатомо-морфологічних особливостей (товщини кутикули, кількості й розміру порохів тощо), які зумовлюють у багатьох випадках можливість і швидкість проникнення препарату в рослину. Крім того, вона зумовлена особливостями фізіологічних і біохімічних процесів у рослинах, які в одних випадках приводять до швидкого знешкодження токсиканту, а в інших – до пригнічення життєвих функцій, у третіх – до посилення роботи захисних механізмів, що мобілізують на подолання негативної дії пестицидів додаткові ресурси поживних речовин.

За нашими спостереженнями у структурі рослинних угруповань територій, прилеглих до складів агрохімікатів, присутні як токсикотолерантні, так і чутливі до токсичного впливу види рослин, що пов'язано з наявністю комплексу токсикантів та їх нерівномірним розподілом у ґрунті. Відокремити вплив певного препарату в польових умовах полікомпонентного забруднення ґрунту неможливо. Можна лише оцінити реакцію рослин на весь комплекс забруднюючих речовин, присутніх у ґрунті, за даних умов середовища.

Усереднені дані щодо видового складу фітоценозу на різних відстанях від складу отрутохімікатів<sup>4030</sup>

Відстань від складу	Кількість особин 2 на 1 м		Перелік видів
	видів	рослин	
2	9	124	деревій звичайний ( <i>Achillea millefolium</i> L.) лопух великий ( <i>Arctium lappa</i> L.) полин гіркий ( <i>Artemisia absinthium</i> L.) полин звичайний ( <i>Artemisia vulgaris</i> L.) пирій повзучий ( <i>Elymus repens</i> (L.) Gould) кропива дводомна ( <i>Urtica dioica</i> L.) кульбаба лікарська ( <i>Taraxacum officinale</i> Wigg.) тонконіг вузьколистий ( <i>Poa angustifolia</i> L.) амброзія полинолиста ( <i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.)
5	13	151	деревій звичайний ( <i>Achillea millefolium</i> L.) лопух великий ( <i>Arctium lappa</i> L.) полин гіркий ( <i>Artemisia absinthium</i> L.) полин звичайний ( <i>Artemisia vulgaris</i> L.) пирій повзучий ( <i>Elymus repens</i> (L.) Gould) різак звичайний ( <i>Falcaria vulgaris</i> ) тонконіг лучний ( <i>Poa pratensis</i> L.) кропива дводомна ( <i>Urtica dioica</i> L.) кульбаба лікарська ( <i>Taraxacum officinale</i> Wigg.) тонконіг вузьколистий ( <i>Poa angustifolia</i> L.) амброзія полинолиста ( <i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.) кунічник наземний ( <i>Calamagrostis epigeios</i> L.) злинка канадська ( <i>Erigeron canadensis</i> L.)
10	7	79	деревій звичайний ( <i>Achillea millefolium</i> L.) полин звичайний ( <i>Artemisia vulgaris</i> L.) пирій повзучий ( <i>Elymus repens</i> (L.) Gould) лопух великий ( <i>Arctium lappa</i> L.) різак звичайний ( <i>Falcaria vulgaris</i> ) кульбаба лікарська ( <i>Taraxacum officinale</i> Wigg.) тонконіг вузьколистий ( <i>Poa angustifolia</i> L.)
50	21	278	деревій звичайний ( <i>Achillea millefolium</i> L.) лопух великий ( <i>Arctium lappa</i> L.) полин гіркий ( <i>Artemisia absinthium</i> L.) полин звичайний ( <i>Artemisia vulgaris</i> L.) пирій повзучий ( <i>Elymus repens</i> (L.) Gould) різак звичайний ( <i>Falcaria vulgaris</i> ) тонконіг лучний ( <i>Poa pratensis</i> L.) кропива дводомна ( <i>Urtica dioica</i> L.) кульбаба лікарська ( <i>Taraxacum officinale</i> Wigg.) тонконіг вузьколистий ( <i>Poa angustifolia</i> L.) амброзія полинолиста ( <i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.) кунічник наземний ( <i>Calamagrostis epigeios</i> L.) злинка канадська ( <i>Erigeron canadensis</i> L.) метлюг звичайний ( <i>Apera spica venti</i> L.) грястиця збірна ( <i>Dactylis glomerata</i> L.) овес персидський ( <i>Avena persica</i> ) підмаренник чіпкий ( <i>Galium aparine</i> L.) морква дика ( <i>Daucus carota</i> L.) стоколос житній ( <i>Bromus secalinus</i> L.) скереда покривельна ( <i>Crepis tectorum</i> L.) конюшина рожева ( <i>Trifolium hybridum</i> L.)

У літературі є дані щодо фертильності та втрати життєздатності пилку у рослин, а також збільшення рівня структурних мутацій хромосом у репродуктивних клітинах як результату хронічної дії пестицидів<sup>4031</sup>. У зв'язку з цим виникає питання чи формують рослини в умовах полікомпонентного забруднення ґрунту життєздатне насіння, здатне до проростання, і чи впливають залишки пестицидів у ґрунті на схожість

насіння місцевих та заносних видів. За відсутності забруднення у природних умовах запас насіння різних видів рослин, наявний у ґрунті, щороку поповнюється новим “урожаєм”. Моніторинг ґрунтів прилеглих до складів з отрутохімікатами дає можливість оцінити фіторе mediaційний потенціал природньої рослинності регіону (табл. 2.112). Так, встановлено, що рослинне угруповання змінюється за видовим багатством, густотою рослинного покриву, кількістю ботанічних родин та агробіологічних груп у залежності від забруднення ґрунту токсичними речовинами, від відстані до джерела забруднення. В умовах полікомпонентного забруднення території формується фітоценоз, в якому переважають багаторічні види рослин із здатністю до вегетативного розмноження.

З іншого боку, раніше вважали, що ліпофільні неполярні та погано розчинні у воді хлорорганічні сполуки такі як ДДТ, поліхлордифеніли, поліхлордифенілокси тощо не можуть у високих концентраціях надходити з ґрунту у наземну частину рослини, оскільки коренева шийка створює бар’єр для їх міграції у системі «ґрунт-рослина». Але дослідженнями останніх років показано, що є рослини здатні до гіпернакопичення цих сполук не лише у корені, але й у наземній частині.

Концентрація пестицидів у рослинах визначається комплексом факторів: адсорбцією і властивостями токсиканта, типом ґрунту, видовими і фізіолого-біохімічними особливостями рослин, зокрема потужністю кореневої системи, тривалістю вегетаційного періоду, фазою розвитку та метеорологічними умовами (табл. 2.112-2.113).

Сукупність цих факторів визначає нерівномірний розподіл пестицидів у різних частинах рослин<sup>4032</sup>.

Таблиця 2.113

Вміст залишкових кількостей хлорорганічних пестицидів у біомасі дикорослих видів рослин<sup>4033</sup>

Вид рослини	Вміст хлорорганічних пестицидів, мкг/кг						
	<i>a</i> -+ <i>γ</i> -ГХЦГ	<i>β</i> -ГХЦГ	Е <i>a</i> -ГХЦГ + <i>γ</i> -ГХЦГ + <i>β</i> -ГХЦГ	4,4'- ДДТ	4,4'- ДДД	4,4'- ДДЕ	Е ДДТ + ДДД + ДДЕ
Полин звичайний	н.в.	24,7±1,3	24,7±1,3	1273,1±3,8	1026,3±4,2	1445,2±3,4	3744,6±9,3
Кульбаба лікарська	н.в.	42,2±3,1	42,2±3,1	1433,8±2,7	1154,9±3,3	1673,1±7,3	4261,8±8,7
Тонконіг вузьколистий	н.в.	19,1±1,7	19,1±1,7	792,8±4,9	358,5±3,0	834,5±3,7	1985,8±4,7
Лопух великий	н.в.	21,8±1,3	21,8±1,3	458,1±6,0	368,2±2,1	573,2±1,7	1399,5±7,3
Різак звичайний	н.в.	18,7±1,1	18,7±1,1	373,6±5,4	178,1±1,2	604,1±2,8	1155,8±3,5
Пирій повзучий	н.в.	15,4±0,9	15,4±0,9	233,7±2,2	104,5±1,7	251,3±1,9	589,5±2,0
Деревій звичайний	н.в.	19,7±2,3	19,7±2,3	132,2±4,0	60,1±1,1	230,4±2,0	422,7±1,6

Примітка: н.в. - не виявлено

Так, результати досліджень<sup>4034</sup> показали, що всі досліджувані види дикорослих рослин здатні до накопичення хлорорганічних пестицидів у своїй



біомасі. Причому, найактивніше накопичували ДДТ рослини кульбаби лікарської (4261,8 мкг/кг) та полину звичайного (3744,6 мкг/кг). Дещо поступалися їм рослини тонконогу вузьколистого, лопуха великого, різака повзучого (1155,8-1985,8 мкг/кг). Найнижчою здатністю до накопичення ДДТ характеризувалися рослини пирію повзучого (589,5 мкг/кг) та деревію звичайного (422, 7 мкг/кг). Найбільшу частку від сумарної кількості ізомерів та метаболітів ДДТ становив метаболіт ДДЕ. Це свідчить про проходження поряд з екстракцією рослинами токсичних речовин процесу їх біологічної деградації та, як наслідок, поступового очищення ґрунтів від залишків хлорорганічних речовин.

Залишкових кількостей  $\alpha$ - та  $\gamma$ -ізомерів ГХЦГ у зразках дослідних рослин не виявлено. Вміст  $\beta$ -ізомеру ГХЦГ коливався в межах 15,4 мкг/кг у біомасі пирію повзучого до 42,2 мкг/кг у біомасі кульбаби лікарської. Такі невисокі значення знайденого ГХЦГ є наслідком незначного забруднення ним ґрунту санітарно-захисної зони досліджуваного складу отрутохімікатів.

Таким чином, встановлено здатність дикорослих видів рослин активно екстрагувати з ґрунту залишки хлорорганічних пестицидів.

З іншого боку, перехід ксенобіотиків з ґрунту в рослини залежить від багатьох факторів – виду рослин та їх біохімічного складу, фізико-хімічних властивостей пестицидів, типу ґрунту, рН ґрунту і його вмісту органічної речовини<sup>4035</sup>. У тих же дослідженнях<sup>4036</sup> на основі отриманих даних про ступінь хімічної деградації ґрунтового покриву навколо складського приміщення, для дослідження на відстані 10 м від складу отрутохімікатів було відібрано рослини з ділянок із максимальними рівнями забруднення ДДТ. Одним із основних показників здатності рослин до фітоекстракції забруднювачів із забруднених ґрунтів є коефіцієнт транслокації (Кт), який характеризує інтенсивність процесу переходу токсикантів з підземної у надземну частину рослин. Це безрозмірна величина, що визначається як співвідношення вмісту пестицидів у надземних органах рослин до їх вмісту у кореневій системі. Американський вчений Дж. Ввайт вважає, що при значеннях цього коефіцієнта 1, рослини володіють високою здатністю переміщувати токсиканти із кореневої у надземну частину та є перспективними для використання у технологіях фітоекстракції<sup>4037 4038</sup>.

Для рослин кожного виду визначено залишкові кількості хлорорганічних пестицидів окремо у надземних органах рослин і їх кореневій системі та розраховували коефіцієнт біонакопичення Кб (співвідношення вмісту пестицидів у рослині до їх вмісту у ризосферному ґрунті) та коефіцієнт транслокації токсикантів Кт (співвідношення вмісту пестицидів у надземній частині до вмісту у кореневій системі рослин).

Серед наведених показників проводили вибір критеріїв фіторе mediaційної спроможності для дикорослих видів рослин. Дані розрахунків представлено в таблиці 2.114.

Результати досліджень показали, що дикорослі види рослин, толерантні до токсичного впливу пестицидів, здатні активно накопичувати ДДТ у

тканинах своїх надземних і підземних органів. Причому, у переважній більшості, досліджувані багаторічні дикорослі рослини здатні до накопичення ДДТ та його метаболітів у значно більших кількостях у тканинах коренів, порівняно з надземними органами. Виключення становив полин звичайний, який при вмісті ДДТ у ґрунті ризосфери у кількості 1642,8 мкг/кг (16,4 ГДК), накопичував пестицид у надземних органах рослин у концентрації 1898,4 мкг/кг у перерахунку на суху масу рослин, а його коренева система – 1846,2 мкг/кг. Найнижчі показники вмісту пестицидів отримано для деревію звичайного, де мінімальні концентрації ДДТ знайдено в надземних органах – 18,1 мкг/кг, а у кореневій системі – 404,6 мкг/кг.

Розрахунки показали тісний корелятивний зв'язок між вмістом ДДТ у ризосферному ґрунті і органах рослини. Найвищі показники коефіцієнтів транслокації і біонакопичення виявлено для рослин полину звичайного, кульбаби лікарської і тонконога вузьколистого.

Таблиця 2.114

Біонакопичення та транслокація ДДТ дикорослими видами рослин  
(у перерахунку на абсолютно суху масу рослин)<sup>4039</sup>

Вид рослини	Вміст суми ізомерів та метаболітів ДДТ, мкг/кг			Кб, коефіцієнт біонакопичення	Кт, коефіцієнт транслокації
	ґрунт ризосфери	надземні органи	коренева система		
Полін звичайний	1642,8±4,9	1898,4±2,4	1846,2±2,7	1,14	1,03
Кульбаба лікарська	2174,4±9,7	1661,6±1,9	2600,2±4,6	0,98	0,64
Тонконіг вузьколистий	1576,4±2,7	620,2±0,8	1365,6±1,7	0,63	0,45
Лопух великий	1627,3±3,2	195,3±0,7	1204,2±2,4	0,43	0,16
Різак звичайний	1864,2±4,2	225,4±0,9	930,1±1,3	0,31	0,24
Пирій повзучий	1637,5±2,7	51,0±0,3	538,5±2,0	0,18	0,09
Деревій звичайний	1921,6±3,1	18,1±0,2	404,6±1,8	0,11	0,04
ГДК	100			-	-

Так, коефіцієнт біонакопичення був максимальним для полину звичайного і становив 1,14, при цьому коефіцієнт транслокації для цього виду складав 1,03. Такі показники свідчать про високу інтенсивність поглинання ДДТ цим видом рослин. Високі значення коефіцієнтів біонакопичення і транслокації виявлено для кульбаби лікарської (0,98 і 0,64) і для тонконога вузьколистого (0,63 і 0,45). Це підтверджує припущення, що коефіцієнти біонакопичення дикорослих рослин знаходяться в тісному корелятивному зв'язку з коефіцієнтами транслокації, хоча останній не в повній мірі залежить від ступеня забруднення ґрунту ДДТ. Наприклад, виключенням була рослина лопуха великого, де при вмісті в ризосферному

грунті ДДТ на рівні 1627,3 мкг/кг, коефіцієнт транслокації для цієї рослини становив 0,16. Так, для рослин лопуха великого, різака звичайного, пирію повзучого і деревію звичайного були невисокими показники коефіцієнтів біонакопичення (0,43, 0,31, 0,18 і 0,11) і транслокації (0,16, 0,24, 0,09 і 0,04). Отримані результати підтверджують існування певного фізіологічного бар'єру щодо накопичення рослинами хлорорганічних сполук з ґрунту та залежність такого накопичення від видових особливостей рослин, що є наслідком активізації комплексу захисних механізмів рослинного організму, спрямованих на призупинення процесу міграції токсикантів з ґрунту.

**Детальний аналіз екологічно безпечних методів відновлення забруднених пестицидами ґрунтів представлено у дослідженнях Р.В. Петрук, Т. Ф. Яковишиної<sup>4040</sup> у яких визначено такі основні методи:**

1. *Деградація пестицидів за допомогою мікроорганізмів.* При накопиченні пестицидів у ґрунті відбувається процес їх біотрансформації. Відповідно<sup>4041</sup> розкладання пестицидів супроводжується як їх детоксикацією, що позначається через втрату токсичних властивостей вихідною речовиною, так і токсифікацією, а саме: утворенням більш небезпечних речовин із її залишкових мас, які беруть участь в реакціях двох або більше пестицидів за умов впливу температури, вологості, освітлення та інших абіотичних факторів та участі живої речовини, а також залучення антропогенних систем деградації (ультразвукова обробка, озонування тощо) (рис. ).



Рисунок 2.111 – Мігрування пестицидів у навколишньому середовищі<sup>4042</sup>

При цьому мікроорганізми та їх ферменти виконують провідну роль у біотрансформації пестицидів, адже за їх участю відбуваються процеси гідролізу, окиснення та відновлення, в результаті яких останні можуть використовуватись як джерело вуглецю, азоту, фосфору та енергії для живих організмів і, насамперед, вищих рослин, що є досить важливим при створенні стійкого біоценозу на забруднених ґрунтах.

Наявність значної кількості резистентних до дії пестицидів мікроорганізмів з високою біодеградаційною здатністю зумовлює їх

перспективність використання для очищення ґрунтів<sup>4043</sup> від пестицидного навантаження. Із загально біологічних позицій, зокрема, визначають резистентність як зміну популяцій в результаті переходу від чутливого до стійкого штаму того ж виду мікроорганізмів внаслідок відбору спричиненого пестицидами, що зумовлено генетичною, фізіологічною та біологічною перебудовою організмів. Згідно зазначених вище джерел внесок мікроорганізмів в процеси деградації становить від 10 до 70%. Ефективність проходження процесу біодеградації пестицидів у ґрунтах визначається наявністю резистентних мікроорганізмів, здатних до їх розкладання; синтезуванням ферментів, що пришвидшують процеси трансформації пестицидів; створенням умов, достатніх для проходження ферментативних реакцій трансформації<sup>4044 4045 4046</sup>.

За умов порушення будь-якої з вище означених вимог деградація пестицидів у ґрунті стає неможливою. Треба додати, що у деградації пестицидів беруть участь мікроорганізми різних груп.

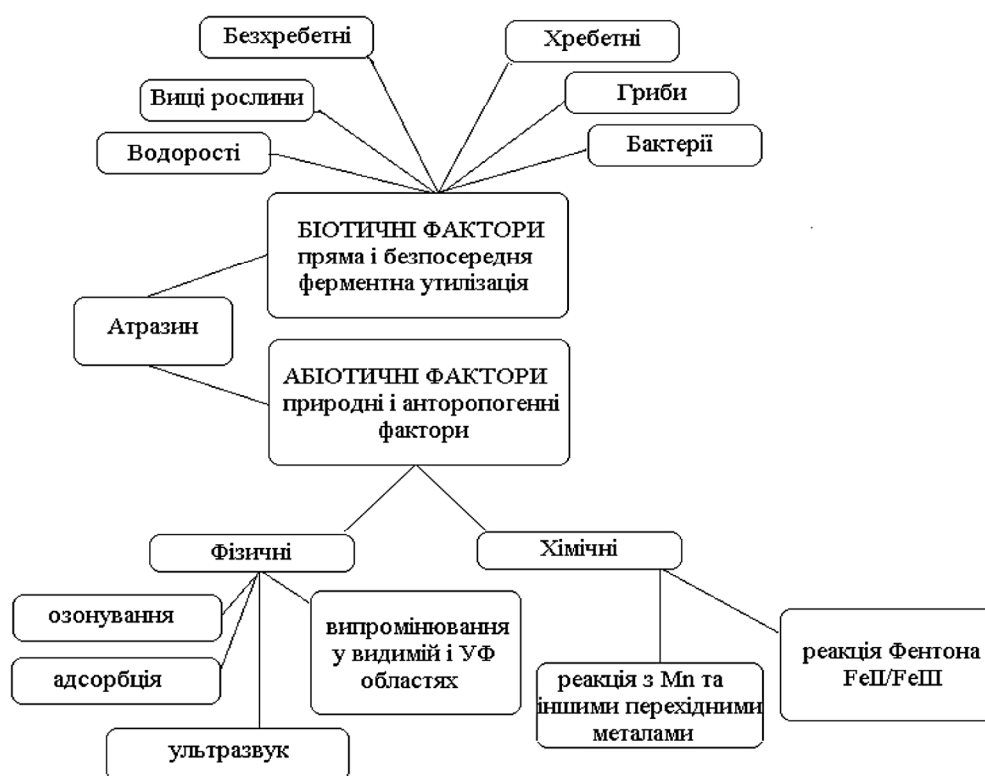


Рисунок 2.112 – Фактори, які впливають на акумуляцію та розкладання пестициду на прикладі препарату атразину<sup>4047</sup>

У табл. 2.115 систематизовано інформацію щодо їх використання з прив'язкою до конкретних пестицидів.

Проте у виробничих умовах більш простим для біодеградації пестицидів у ґрунті передбачається використання мікробіологічних препаратів, що містять потрібні мікроорганізми, наприклад: азотобактерин, до складу якого входять азотфіксуючі бактерії, зокрема *Azotobacter*.

Для деяких отрутохімікатів використовується також дещо інший спосіб біологічного знешкодження: для цього в особливих ємностях змішують пестициди і бактерії, здатні розкласти їх до неактивного стану.

Найчастіше використовується композитний бактеріологічний препарат, що складається з десятків різних бактерій, відповідальних за розкладання сільськогосподарських отрутохімікатів. У даний час виділено значну кількість штамів грибів, бактерій, актиноміцетів і водоростей, що руйнують ці речовини до нетоксичних сполук (табл. 2.115).

Єдиного універсального методу відновлення ґрунтів забруднених хімічними засобами захисту рослин, зокрема, пестицидними препаратами, не існує. Для кожного окремого випадку треба застосовувати відповідні агрохімічні засоби та сучасні методики їх ремедіації, зокрема, біологічні, мікробіологічні, хімічні, механічні та інші.

Таблиця 2.115

Мікроорганізми, що використовуються для біодеградації пестицидів у ґрунті<sup>4048</sup>

Мікроорганізми	Пестицид	Джерело
<i>Agrobacterium radiobacter</i>	Атразин	4049
<i>Pseudomonas sp.</i>		4050
<i>Bacillus sp., Pseudomonas sp., Micrococcus sp., Proteus sp.</i>	Ліндан	4051
<i>Xanthomonas sp.</i>	Паратіон	4052
<i>Ankistrodesmus falcatus, A. nannoselene, Selenastrum capricornutum, S. gracile, S. minutum</i>	Флуометурон	4053
<i>Streptomyces griseolus</i>	Похідні сульфонілсечовини	4054
<i>Ps. fluorescens, Ps. paucimobilis</i>	Іпродіон	4055
<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	Хлор- та фосфорорганічні інсектициди і гербіциди	4056
<i>Alcaligenes faecalis</i>	Хлорпіріфос	4057
<i>Rhodopseudomonas palustris</i>	Органофосфорні інсектициди	4058
<i>Anabaena variabilis</i>	Арезин, бута хлор, алахлор та 2,4-Д	4059

При цьому неодмінно варто враховувати безліч факторів і, у першу чергу, властивості самого ґрунтового покриву, специфіку застосованих пестицидів, вологість, кислотність (лужність) ґрунтового середовища, глибину і профіль просякання пестицидів тощо, а також передбачити можливі шляхи утилізації насиченої аб(д)сорбованими пестицидами біомаси та ін. (табл. 2.116). Стосовно Лісостепу України з його значними запасами чорноземів, то найбільш прийнятним методом, з нашої точки зору, є комплексний метод, що базується переважно на біодеградації пестицидів з використанням резистентних мікроорганізмів та фіторемедіації рослинами-гіперакумуляторами з можливим залученням ефекторів фітоекстракції та стимуляторів росту для підвищення виносу пестицидів із ґрунту, зокрема, за допомогою азотфіксуючих бактерій в поєднанні з використанням таких рослин як: квасоля, соняшник, полин тощо.

Практичне застосування конкретної стратегії очищення ґрунтів в істотній мірі визначається властивостями забруднювачів, а також такими характеристиками ґрунтів, як гранулометричний склад, особливо: співвідношення піщаних і глинистосуглинкових частинок, вміст гумусу тощо. Значення має також ступінь однорідності фізико-хімічних властивостей вздовж ґрунтового профілю та розподіл небезпечних речовин по ґрунтовим горизонтам.

Таблиця 2.116

Аналіз патентів біологічних методів знешкодження пестицидів<sup>4060 4061</sup>  
4062 4063 4064 4065 4066

Тип пестициду	Країна	Вид мікроорганізмів
сим-триазинові	Росія	адаптована культура мікроорганізмів, що вирощуються на природних матеріалах
хлорорганічні	Росія	асоціація мікроорганізмів в гуматі калію
хлорорганічні,	Росія	спонтанна мікрофлора посліду або гною
хлорорганічні	США	мікрофлора компосту.
непридатні для використання	Україна	мікробіологічна трансформація в органічне добриво у вигляді біогумусу
хлорорганічні	Україна	культуральна рідина мікроорганізмів-деструкторів: <i>Pseudomonas putida</i> , <i>Stenotrophomonas</i> та <i>Bacillus megaterium</i>
Хлорорганічні, похідні карбамінової, тіо- та дікарбамінової кислот	Україна	подрібнений торф з консорціумом мікроорганізмів-деструкторів <i>Pseudomonas</i> і <i>Bacillus</i>

З практичної точки зору, за доцільне вважається типізувати ділянки ґрунту, що підлягають очищенню за ступенем інтенсивності техногенного навантаження, звертаючи увагу на рівень забруднення та його локалізацію в генетичних горизонтах з урахуванням можливого надходження в ґрунтові води і утворення небезпеки для екосистеми в цілому. Застосування конкретної стратегії ремедіації викликане такими характеристиками забруднювачів, як: леткість, розчинність в воді або органічних розчинах, хімічна та термічна нестійкість, здатність до біохімічного розкладання, поведінка в процесах ад(б)сорбції, магнітні та електричні властивості, поверхневі властивості, розмір, форма часток та ін. Здатність деяких пестицидів утворювати небезпеку у ґрунтах за умов нейтральної реакції середовища представлена в табл. 2.117-2.118.

Проаналізувавши існуючі стратегії фіторемердіації та враховуючи особливості пестицидного забруднення, варто зупинитися на фітоекстракції, як найбільш простій для виконання у виробничих умовах, економічно маловитратній, екологічно безпечній, що усуває загрозу можливості вторинного забруднення навколишнього середовища, адже залишки пестицидів майже цілковито вилучаються з ґрунту. Отже, рослина, яку збираються використовувати для фіторемердіації, повинна відповідати наступним вимогам: – витримувати рівень забруднення пестицидами без явно виражених проявів фітотоксичних ефектів (знебарвлення, пігментація, некрози, затримка росту й розвитку);

Поведінка пестицидів у ґрунтах з нейтральною реакцією ґрунтового середовища<sup>4067</sup>

Пестицид	Хімічна природа	Адсорбція		Стійкість (розпадання 75-100%)	Рухомість
		Глина	Гумус		
Дихлордифенітрихлоретан	Хлорвуглеводень	Сильна	Сильна	Понад 2 роки	Низька
Ліндан		Низька		Понад 2 роки	
Паратіон	Ефір фосфорної кислоти	Від низької до середньої		1-12 тижнів	
Манеб	Дитіокарбамат			1-12 тижнів	

- відзначатися високою швидкістю росту, формувати значну надземну біомасу, мати глибоко розрощену кореневу систему, не вимагати особливої агротехніки, бути стійкою до хвороб і шкідників, не привабливою для тварин і людини з точки зору запобігання отруєння.

Стійкість рослин до пестицидів згідно<sup>4068</sup> ґрунтується на їх здатності підтримувати синтез білка, рівновагу аденілової системи (АМФ, АДФ, АТФ), синтезі амінокислот. Нормальний вміст моносахаридів (глюкози) в рослинах сприяє іммобілізації пестицидів. Також важливу роль в механізмах стійкості до токсичної дії пестицидів відіграє антиоксидантна система, що усуває вільні радикали і активні форми кисню. При цьому під час вибору порід деревних рослин необхідно враховувати характер і напрямок руху вітру, а, отже, і характер випадання пилюватих частинок, і поширення запаху тощо.

Враховуючи, що хвойні рослини більш стійкі (особливо в зимовий час) до забруднення, доцільно створювати змішані насадження. Проте, навпаки, плодові дерева та ягідники, незважаючи на дуже хорошу стійкість і здатність вилучати пестициди з ґрунтів, води і повітря, висаджувати не рекомендується. Головним недоліком деревної рослинності є швидкість росту. Доцільніше звернути увагу на трав'янистій рослинності, здійснюючи відбір як дикоростучих видів, так і пошуки серед культурних рослин, адже досить часто на забруднених ділянках проводиться сільськогосподарська діяльність. Рослини-акумулятори пестицидів наведено в табл. 2.119-2.123.

## ФітореMediaційний потенціал деяких рослин щодо відновлення ґрунтів забруднених пестицидами

Рослина	Пестицид	Ефективність	Ґрунт	Джерело інформації
Кабачок ( <i>Cucurbita pepo L.</i> ), квасоля ( <i>Phaseolus vulgaris L.</i> )	ДДТ	Накопичення 10-90%	Сірий лісовий	Л. І. Моклянчук <sup>4069</sup> , Г.Г. Андрієнко, Є. А. Слободенюк, Інститут агроекології та біотехнології УААН, м. Київ
Квасоля ( <i>Phaseolus vulgaris L.</i> )	Трифлуралін, 10 ГДК	Надземна частина 373,9 мкг/кг сухої речовини	Чорнозем типовий малогумусний важкосуглинковий	Л. І. Моклянчук <sup>4070</sup> , Ю. О. Зацарінна, Інститут агроекології природокористування НААН, м. Київ

Зведена таблиця рослин для фітореMediaції ґрунтів забруднених пестицидами та іншими органічними похідними<sup>4071</sup>  
(Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний)

Політант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Англійська назва	Особливості акумуляції	Примітка	Літературне джерело ідентифікації
Бензол		<i>Chlorophytum comosum</i>	Хлорофітум хохлатий			[4072]
Бензол		<i>Ficus elastica</i>	Фікус каучуконосний			[4073]
Бензол		<i>Kalanchoe blossfeldiana</i>	Каланхоє Блосфельда		схоже, що бензол селективно приймає над толуолом	[4074]
Бензол		<i>Pelargonium x domesticum</i>	Пеларгонія домашня			[4075]
ВТЕХ (Тут і надалі: бензол, толуол, етилбензол і ксилол)		<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	Фанерохета (ряд грибів)	ДДТ, ділдрин, ендодульфан, пентахлорніт робензол, РСФ	Фітостимуляція	
ДДТ		<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	Фанерохета (ряд грибів)	ДДТ, ділдрин, ендодульфан, пентахлорніт робензол, РСФ	Фітостимуляція	[4076]
Ділдрин		<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	Фанерохета (ряд грибів)	ДДТ, ділдрин, ендодульфан,	Фітостимуляція	



				пентахлорніт робензол, РСФ		
Ендосульфан		<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	Фанерохета (ряд грибів)	ДДТ, дільдрин, ендодульфан, пентахлорніт робензол, РСФ	Фітостимуляція	[4077]
Фторантен		<i>Cyclotella caspia Cyclotella caspia</i>	Ціклотела (ряд грибів)		Приблизна швидкість біодеградації на 1-й день: 35%; на 6-й день: 85% (швидкість фізичної деградації лише 5,86%).	[4078]
Вуглеводні		<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Свинорий пальчатий		Середнє скорочення нафтових вуглеводнів на 68% через 1 рік	[4079]
Вуглеводні		<i>Festuca arundinacea</i>	Костриця очеретяна		Середнє скорочення нафтових вуглеводнів на 62% через 1 рік	[4080]
Вуглеводні		<i>Pinus</i> spp.	Рід сосна	Органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти. Також Cs-137, Sr-90	Фітоконтейнмент. Дерево здатне накопичувати радіонукліди ( <i>P. ponderosa</i> , <i>P. radiata</i> )	[4081]
Вуглеводні		<i>Salix</i> spp.	Рід верба	Ag, Cr, Hg, Se, органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти; Cd, Pb, U, Zn ( <i>S. viminalis</i> );	Фітоекстракція. Перхлорат (галофіти водно-болотних угідь)	[4082]

				Ферроціанід калію ( <i>S. babylonica</i> L.)		
МТВЕ МТВЕ (Тут і надалі: Метил третинний бутиловий ефір)		<i>Pinus spp.</i>	Рід сосна	Нафтові вуглеводні, органічні розчинники, ТСЕ та побічні продукти. Також Cs-137, Sr-90 ( <i>Pinus radiata, Pinus ponderosa</i> )	Фітоконтейнмент. Дерево здатне накопичувати радіонукліди ( <i>P. ponderosa, P. radiata</i> )	
МТВЕ		<i>Salix spp.</i>	Рід верба	Ag, Cr, Hg, Se, вуглеводні нафти, органічні розчинники, ТСЕ та побічні продукти; Cd, Pb, U, Zr ( <i>S. viminalis</i> ) Ферроціанід калію ( <i>S. babylonica</i> L.)	Фітоекстракція, фітоконтейнмент. Перхлорат (галофіти водноболотних угідь)	
Органічні розчинники		<i>Pinus spp.</i>	Рід сосна	Нафтові вуглеводні, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти. Також Cs-137, Sr-90 ( <i>Pinus radiata, Pinus ponderosa</i> ) <sup>[6]</sup>	Фітоконтейнмент. Дерево здатне накопичувати радіонукліди ( <i>P. ponderosa, P. radiata</i> )	[4083]
Органічні розчинники		<i>Salix spp.</i>	Рід верба	Ag, Cr, Hg, Se, нафтові вуглеводні, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти; Cd, Pb, U, Zn ( <i>S. viminalis</i> ).	Фітоекстракція. Фітоконтейнмент. Перхлорат (галофіти водноболотних угідь)	

				Potassium ferrocyanide (S. babylonica L.)		
Органічні розчинники		<i>Pinus spp.</i>	Рід сосна	Нафтові вуглеводні, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти. Також Cs-137, Sr-90 ( <i>Pinus radiata</i> , <i>Pinus ponderosa</i> ) <sup>[1]</sup>	Фітоконтейнмент. Дерево здатне накопичувати радіонукліди ( <i>P. ponderosa</i> , <i>P. radiata</i> )	
Органічні розчинники		<i>Salix spp.</i>	Рід верба	Ag, Cr, Hg, Se, вуглеводні нафти, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти; Cd, Pb, U, Zn (S. viminalis); Ферроціанід калію; (S. babylonica L.)	Фітоекстракція. фітоконтейнмент. Перхлорат (галофіти водно-болотних угідь)	[4084]
PCNB (пентахлорні тробензол)		<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	Фанерохета (ряд грибів)	ДДТ, БТЕКС, Дільдрин, Ендодульфін, РСР	Фітостимуляція	[4085]
Ферроціанід калію	8.64% to 15.67% початкової маси	<i>Salix babylonica L.</i>	Верба плакуча	Ag, Cr, Hg, Se, вуглеводні нафти, органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та потенційні продукти ( <i>Salix spp.</i> ); Cd, Pb, U, Zn (S. viminalis); Ферроціанід	Фітоекстракція. Перхлорат (болотні галофіти). Відсутність фероціаніду в повітрі від транспірації рослин. Велика частина початкової маси метаболізувалася під час транспортування всередині рослини	[4086]

				калію ( <i>S. Babylonica</i> L.)		
Ферроціанід калію	8.64% to 15.67% початкової маси	<i>Salix matsudana</i> Koidz, <i>Salix matsudana</i> x <i>Salix alba</i> L.	Верба Матсуди, гібрид верби Матсуди і білої верби	Ag, Cr, Hg, Se, вуглеводні нафти, органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти ( <i>Salix</i> spp.); Cd, Pb, U, Zn ( <i>S. viminalis</i> ).	Відсутність фероціаніду в повітрі від транспірації рослин	[4087]
РСВ (Тут і надалі: Поліхлоровані біфеніли)		<i>Rosa</i> spp.	Шипшина		Фітодеградація	[4088]
РСР (Тут і надалі: Пентахлорфенол)		<i>Phanerochaete chrysosporium</i>	Фанерохета (ряд грибів)	ДДТ, ВТЕХ, дільдрин, ендодульфан, пентахлорнітробензен	Фітостимуляція	[4089]
ТСЕ (Тут і надалі: Трихлоретилен)		<i>Chlorophytum comosum</i>	Хлорофітум хохлатий		Знижується швидкість видалення бензолу та метану	[4090]
ТСЕ і супутні продукти		<i>Pinus</i> spp.	Рід сосна	Нафтові вуглеводні, органічні розчинники, МТВЕ. Також Cs-137, Sr-90 ( <i>Pinus radiata</i> , <i>Pinus ponderosa</i> )	Фітоконтейнмент. Дерево здатне накопичувати радіонукліди ( <i>P. ponderosa</i> , <i>P. radiata</i> )	[4091]
ТСЕ і супутні продукти		<i>Salix</i> spp.	Рід верба	Ag, Cr, Hg, Se, нафтові вуглеводні, органічні розчинники, МТВЕ; Cd, Pb, U, Zn ( <i>S.</i>	Фітоекстракція, фітоконтейнмент. Перхлорат (галофіти водно-болотних угідь)	[4092]

				<i>viminalis</i> ); Ферроціанід калію ( <i>S.</i> <i>babylonica</i> L.)		
ТСЕ і супутні продукти		<i>Musa (genus)</i>	Бананове дерево		Дуже щільна коренева система, добре підходить для ризофільтрації <sub>4093</sub>	
ТСЕ і супутні продукти		<i>Cyperus papyrus</i>	Папірус		Дуже щільна коренева система, добре підходить для ризофільтрації <sub>4094</sub>	
ТСЕ і супутні продукти		<i>Colocasia esculenta</i>	Колоказія їстівна (Таро)		Дуже щільна коренева система, добре підходить для ризофільтрації <sub>4095</sub>	
ТСЕ і супутні продукти		<i>Brugmansia spp.</i>	Труба ангела (дерево роду Бругманзія)		Напіванаероб ний, добре підходить для ризофільтрації	
ТСЕ і супутні продукти		<i>Caladium</i>	Каладіум		Напіванае- робний, добре підходить для ризофільтрації <sub>4097</sub>	[4096]
ТСЕ і супутні продукти		<i>Caltha palustris</i>	Калюжниця болотяна		Напіванае- робний, добре підходить для ризофільтрації <sub>4098</sub>	
ТСЕ і супутні продукти		<i>Iris pseudacorus</i>	Півники болотяні		Напіванае- робний, добре підходить для ризофільтрації <sub>4099</sub>	

ТСЕ і супутні продукти		<i>Mentha aquatica</i>	М'ята водяна		Напіванаеробний, добре підходить для ризофільтрації <sup>[4100]</sup>	
ТСЕ і супутні продукти		<i>Scirpus lacustris</i>	Куга озерна		Напіванаеробний, добре підходить для ризофільтрації <sup>[4101]</sup>	
ТСЕ і супутні продукти		<i>Typha latifolia</i>	Рогіз широколистяний		Напіванаеробний, добре підходить для ризофільтрації <sup>[4102]</sup>	
Нафталін		<i>Festuca arundinacea</i>	Tall Fescue		Підвищує катаболічні гени та мінералізацію нафталіну	[ ] <sup>4103</sup>
Нафталін		<i>Trifolium hirtum</i>	Pink clover, rose clover		Зменшує катаболічні гени та мінералізацію нафталіну	

Таблиця 2.120

Список рослин придатних для фітореMediaції ґрунтів забруднених хлорорганічними розчинниками<sup>4104</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Забруднювач (у міжнародній індексації)	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
<i>Agropyron desertorum cv. Hyclest</i>	Пустельний пирій	Пентахлорфенол	Трав'яниста рослина	Азія	4105
<i>Betula péndula</i>	Береза повисла	ТСЕ (Тут і надалі: Трихлоретилен)	Дерево	Європа	4106

<i>Eucalyptus sideroxylon 'rosea'</i>	Евкалипт залізодеревинний	ТСЕ	Дерево	Австралія	4107 4108 4109
<i>Glycine max</i>	Соє звичайна	Додецил лінійний спирт етоксилат Додецил лінійний алкілбензол сульфонат Додецилтри-метиламоній Хлорид ТСЕ	Трав'яниста рослина	Східна Азія	4110 4111 4112
<i>Lespedeza cuneata</i>	Леспедеза багаторічна	ТСЕ	Трав'яниста рослина	Східна Азія	4113 4114 4115
<i>Liquidambar styraciflua</i>	Амброве дерево	ТСЕ	Дерево	Південь та Схід США	4116 4117
<i>Lolium perenne</i>	Райграс багаторічний	Пентахлорфенол	Трав'яниста рослина	Європа	4118
<i>Paspalum notatum</i>	Паспалум відмічений	ТСЕ	Трав'яниста рослина	Центральна і Південна Америка	4119
<i>Phragmites australis</i>	Очерет південний	Бромформ Хлорбензол Хлороформ Дихлоретан РСЕ (Тут і надалі: Поліхлоровані біфеніли) ТСЕ	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4120
<i>Pinus palustris</i>	Сосна болотна	ТСЕ	Дерево	Південь США	4121
<i>Pinus taeda</i>	Сосна ладанна	ТСЕ 1,4 діоксан	Дерево	Південь США	4122 4123 4124 4125 4126
<i>Plantanus occidentalis</i>	Платан західний	ТСЕ	Дерево	Південь США	4127

<i>Populus spp.</i> <i>Populus deltoides</i> <i>Populus deltoides X nigra DN34</i> <i>Populus trichocarpa x P. deltoides 50-189</i> <i>Populus trichocarpa* P. maximowiczii 289-19</i>	Види та гібриди тополі	PCE TCE пентахлорфенол 1,2,4-трихлорбензол чотирихлористий вуглець 1,4 діоксан	Дерево	В різних частинах світу	4128 4129 4130 4131 4132 4133 4134 4135 4136 4137 4138 4139
<i>Quercus palustris</i>	Дуб болотний	TCE, PCE, вінілхлорид	Дерево	Південь США	4140
<i>Quercus virginiana</i>	Дуб вірджінський	TCE	Дерево	Південь США	4141
<i>Ricinus communis</i>	Рицина звичайна	TCE	Трав'яниста рослина	Середній Схід	4142
<i>Salix spp.</i>	Вербові	PCE, TCE	Кущ/дерево	Пденний Захід США	4143 4144
<i>Serenoa repens</i>	Карликова американська пальма	TCE	Дерево	Пденний Захід США	4145
<i>Solidago spp.</i>	Золотарник канадський	PCE, TCE	Трав'яниста рослина	Півічна Америка	4146 4147
<i>Typha spp.</i>	Рогозові	Додецил лінійний спирт етоксилат, сульфонат і хлорид	Трав'яниста рослина	Півічна Америка, Європа, Азія	4148
<i>Zea mays</i>	Кукурудза звичайна	Dodecyl linear alcohol ethoxylate, sulfonate and chloride	Трав'яниста рослина	По всьому світу	4149



Список рослин придатних для фіторе mediaції ґрунтів забруднених вибухонебезпечними речовинами<sup>4150</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Забруднювач (у міжнародній індексації)	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
<i>Abutilón avicennae</i>	Канатник Теофраста	TNT (Тут і надалі: Тринітротолуол)	Трав'яниста рослина	Індія	4151 4152
<i>Acorus calamus</i>	Корінь Аїра	TNT	Трав'яниста рослина	Азія	4153
<i>Aeschynomene indica</i>	Індіго кучерявий	TNT	Трав'яниста рослина	Азія, Африка	4154
<i>Alisma subcordatum</i>	Водяний подорожник	RDX (Тут і надалі: цикло-триметилен-тринітрамін, 1,3,5-тринітропергідро-1,3,5-триазин)	Водно-болотна рослина	Північна Америка	4155
<i>Arabidopsis thaliana</i>	Резуховидка Таля	RDX	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4156 4157
<i>Carex gracilis</i>	Осока гостра	TNT	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4158 4159
<i>Catharanthus roseus</i>	Катарантус розовий	HMX (Тут і надалі: 1,3,5,7-тетранітро-1,3,5,7-тетразокан) RDX TNT	Трав'яниста рослина	Мадагаскар	4160 4161 4162
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Роголистник темно-зелений	RDX	Водно-болотна рослина	По всьому світу	4163
<i>Chara</i>	Кам'яна бородавка	RDX	Водно-болотна рослина	По всьому світу	4164
<i>Cicer arietinum</i>	Нут баранячий	TNT	Трав'яниста рослина	Середній Схід	4165
<i>Cyperus esculentus</i>	Чуфа їстівна	TNT	Трав'яниста рослина	Північна Америка, Європа, Азія	4166
<i>Dactylis glomerata</i>	Грястиця збірна	TNT	Трав'яниста рослина	Європа	4167
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Просо куряче	TNT	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4168

<i>Festuca arundinacea</i>	Вівсяниця тростинна	TNT	Трав'яниста рослина	Європа	4169
<i>Glycine max</i>	Соя звичайна	RDX TNT	Трав'яниста рослина	Східна Азія	4170 4171 4172
<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний	TNT	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4173
<i>Heteranthera dubia</i>	Зірочник водяний	RDX TNT	Водно-болотна рослина	Північна і Центральна Америка	4174
<i>Juncus glaucus</i>	Сить сиза	TNT	Трав'яниста рослина	Європа	4175 4176
<i>Lersia oryzoides</i>	Леерсія рисовидна	RDX	Водно-болотна рослина	Північна Америка, Європа, Азія	4177
<i>Lolium multiflorum</i>	Райграс багатоквітковий	HMX TNT	Трав'яниста рослина	Європа	4178
<i>Lolium perenne</i>	Райграс багаторічний	HMX	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4179
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Кабомба водяна	RDX TNT	Водно-болотна рослина	Південна Америка	4180 4181 4182 4183 4184
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Уруть колоиста	TNT	Водно-болотна рослина	Європа, Азія	4185 4186
<i>Nicotiana tabacum</i>	Тютюн звичайний	RDX TNT	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4187 4188 4189 4190
<i>Oryza sativa</i>	Рис звичайний	TNT	Трав'яниста рослина	Східна Азія	4191 4192 4193
<i>Panicum virgatum</i>	Світчграс	RDX	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4194
<i>Phalaris arundinacea</i>	Фаларіс тростинний	RDX TNT	Трав'яниста рослина	Європа	4195 4196 4197 4198
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Квасоля звичайна	TNT	Трав'яниста рослина	Центральна Америка	4199
<i>Phragmites australis</i>	Очерет звичайний	TNT	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4200 4201
<i>Polygonum punctatum</i>	Шавлія плямиста	RDX	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4202
<i>Populus deltoides</i> X <i>nigra</i> DN34 (24, 25) <i>Populus tremula</i> * <i>tremuloides</i> маг. <i>Etropole</i> (26)	Тополині та їх гібриди	RDX TNT	Дерево	По всьому світу	4203 4204 4205

<i>Potamogeton spp.</i>	Рдест	RDX	Водно-болотна рослина	Північна та Південна Америка	4206
<i>Sagittaria spp.</i>	Стрілолистові	RDX	Водно-болотна рослина	Північна та Південна Америка	4207
<i>Scirpus cyperinus</i>	Оска одноколірна	RDX TNT	Водно-болотна рослина	Північна Америка	4208
<i>Sorghum sundase</i>	Сорго морське	RDX	Трав'яниста рослина	Африка	4209
<i>Triticum aestivum</i>	Пшениця м'яка	RDX	Трав'яниста рослина	Азія	4210 4211
<i>Typha latifolia</i>	Бочарна трава	TNT	Трав'яниста рослина	Північна Америка, Європа, Азія	4212 4213
<i>Vetiveria zizanioides</i>	Ветівер цицанієвидний	TNT	Трав'яниста рослина	Індія	4214 4215 4216
<i>Zea mays</i>	Кукурудза звичайна	RDX TNT	Трав'яниста рослина	США	4217 4218

Таблиця 2.122

Список рослин придатних для фіторемедіації ґрунтів забруднених залишками пестицидів<sup>4219</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Забруднювач (у міжнародній індексації)	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
<i>Acorus calamus</i>	Корінь Аїра	Атразин	Водно-болотна рослина	Азія	4220 4221
<i>Andropogon geradi</i> <i>Andropogon geradii mag.</i> <i>Pawne</i>	Бородач Жерара	Хлорпірифос Хлороталоніл Пендиметалін Пропіконазол Альтразин Пендиметалін	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4222 4223
<i>Brassica campestris</i>	Гірчиця звичайна	Ендосульфат	Трав'яниста рослина	Європа	4224
<i>Brassica napus</i>	Ріпак олійний	Хлорпірифос	Трав'яниста рослина	Передня Азія	4225
<i>Cabomba aquatica</i>	Кабомба водяна	Мідний купорос Диметоморф Флазасульфурон	Водно-болотна рослина	Південна Америка	4226
<i>Ceratophyllum demersum</i>	Роголистник темно-зелений	Метолахлор	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4227

<i>Elodea canadensis</i>	Елодея канадська	Мідний купорос Диметоморф Флазасульфурон	Водно-болотна рослина	Північна Америка	4228
<i>Gossypium spp.</i>	Бавовник	Темік	Трав'яниста рослина	Азія	4229
<i>Iris pseudacorus</i>	Ірис псевдоаіровий	Атразин	Водно-болотна рослина	Європа, Азія, Африка	4230
<i>Iris spp.</i>	Ірисові	Атразин	Трав'яниста рослина	Різні частини світу	4231
<i>Iris Mersicolor</i>	Ірис різнокольоровий	Хлорпірифос Хлороталоніл Пендиметалін Пропіконазол	Трав'яниста рослина	Північ Північної Америки	4232
<i>Kochia spp.</i>	Кохієві	Атразин Метолахлор Трифлуралін	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4233
<i>Lemna minor</i>	Ряска мала	Деметон-8-метил Малатіон Метолахлор Мідний купорос Диметоморф Флазасульфурон ізопротурон Гліфосат	Водно-болотна рослина	По всьому світу	4234 4235 4236 4237
<i>Linum spp.</i>	Льонов	2,4-Д	Трав'яниста рослина	По всьому світу	4238
<i>Lythrum salicaria</i>	Плакун-трава	Атразин	Водно-болотна рослина	Європа, Азія	4239
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Уруть водяна	Деметон-8-метил Малатіон Ruelene Атразин Трифлуралін Тербутрин Циклоксидин	Водно-болотна рослина	Південна Америка	4240 4241
<i>Oryza sativa</i>	Рис звичайний	Бентіокарб Паратіон Пропаніл Атразин Лямбда-цигалотрин Діазинон фіпроніл	Водно-болотна рослина	Східна Азія	4242 4243 4244 4245
<i>Panicum virgatum</i> (9) <i>Panicum virgatum</i> var. <i>Pathfinder</i> (10)	Свічграс	Атразин Пендиметалін	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4246 4247 4248

<i>Phaseolus vulgaris</i>	Квасоля звичайна	Діазинон Паратіон Тернік	Трав'яниста рослина	Центральна Америка	4249 4250
<i>Pinus ponderosa</i>	Сосна жовта	Атразин	Дерево	Північна Америка	4251
<i>Pisum sativum</i>	Горох посівний	Діазинон	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4252
<i>Plantago major</i>	Подорожник великий	Імідаклоприд	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4253
<i>Populus spp.</i> <i>Populus deltoides X nigra DN34</i> <i>Populus spp.</i> <i>Imperial Carolina'</i> <i>Populus deltoides 1-69/55</i>	Види та гібриди тополі	Алахлор Діносеб Атразин діоксан Метолахлор Метрибузин Хлорпірифос	Дерево	По всьому світу	4254 4255 4256 4257 4258 4259 4260
<i>Saccharum spp.</i>	Цукрова тростина	2,4-Д	Трав'яниста рослина	Центральна і Південна Америка	4261
<i>Salix alba L.</i> <i>'Britzensis'</i>	Верба біла	Трифлуралін Металаксил	Кущ	Європа, Азія	4262
<i>Salix nigra</i>	Верба чорна	Бентазон	Дерево/ Кущ	Схід США	4263 4264
<i>Salix spp.</i>	Вербові	Хлорпірифос	Дерево/ Кущ	По всьому світу	4265
<i>Sambucus nigra L.</i> <i>'Aurea'</i>	Бузина чорна	Трифлуралін Металаксил	Кущ	Європа, Азія, Африка	4266
<i>Sorghastrum nutans mag.</i> <i>Holt</i>	Сорговник пониклий	Атразин Пендиметалін	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4267
<i>Trifolium spp.</i>	Африканська конюшина	2,4-Д	Трав'яниста рослина	По всьому світу	4268
<i>Tripsacum dactyloides</i>	Гамаграс південний	Хлорпірифос Хлороталоніл Пендиметалін Пропіконазол	Трав'яниста рослина	Схід США	4269
<i>Triticum aestivum</i>	Пшениця м'яка	2,4-Д Діазинон МЦПА Мекопроп	Трав'яниста рослина	Азія	4270
<i>Typha spp.</i>	Рогоз	Атразин	Водно- болотна рослина	Північна Америка, Європа, Азія	4271

<i>Vetiveria zizanioides</i> , (syn. <i>Chrysopogon zizanioides</i> )	Ветівер цицанієвидний	Ендосульфан, Атразин	Трав'яниста рослина	Індія	4272 4273
<i>Zea mays</i>	Кукурудза звичайна	Алахлор Атразин Діазинон Темік	Трав'яниста рослина	США	4274 4275

Таблиця 2.123

Список рослин придатних для фітореMediaції ґрунтів забруднених  
стійкими органічними забруднювачами<sup>4276</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Забруднювач (у міжнародній індексації)	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
<i>Carex aquatica</i>	Осока водяна	PCB (Тут і надалі: Поліхлоровані біфеніли)	Трав'яниста рослина	Південна Америка	4277
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	Нев'яник звичайний	PCB	Трав'яниста рослина	Європа	4278 4279
<i>Cucumis sativus L. 'Dlikatess'</i>	Огірок звичайний	PCDD (Тут і надалі: Поліхлоровані дибензо-р- діоксини), PCDF (Тут і надалі: Поліхлоровані дибензофурани)	Трав'яниста рослина	Індія	4280
<i>Cucurbita pepo Cucurbita pepo L 'Black Beauty' Cucurbita pepo L cornar. Girromontiina 'Diamant Fl' Cucurbita pepo L. 'Raven' Cucurbita pepo L 'Senator hybrid'</i>	Цукіні	p,p'-DDE (ДДТ з атмосферним впливом) ДДТ, HCH 2,2-біс(п- хлорфеніл)- 1,1- дихлоретилен(p,p'- DDE) ХлорданPCDD PCDF	Трав'яниста рослина	Північна та Центральна Америка	4281 4282 4283 4284 4285 4286 4287
<i>Cucurbita pepo Cucurbita pepo L 'Howden'</i>	Диня звичайна	DDT PCB	Трав'яниста рослина	Північна та Центральна Америка	4288 4289 4290 4291 4292
<i>Daucus carota</i>	Морква дика	PCB	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4293

<i>Festuca arundinacea</i>	Вівсяниця тростинна	РСВ (Делор 103 і 106)	Трав'яниста рослина	Європа	4294
<i>Glycine max</i>	Соя звичайна	РСВ	Трав'яниста рослина	Азія	4295
<i>Lagenaria siceraria</i>	Лагенарія звичайна	Гептахлор Гептахлор епоксид	Трав'яниста рослина	Азія, Африка	4296
<i>Lolium multiflorum</i>	Райграс багатоквітковий	p,p'-DDE (ДДТ з атмосферним впливом)	Трав'яниста рослина	Європа	4297
<i>Madura panifera</i>	Мадура	РСВ	Дерево	Північна Америка	4298
<i>Medicago sativa</i>	Люцерна посівна	p,p'-DDE (ДДТ з атмосферним впливом)	Трав'яниста рослина	Середній Схід	4299
<i>Mentha spicata</i>	М'ята колосиста	РСВ	Трав'яниста рослина	Європа, Середній Схід	4300
<i>Morus rubra</i>	Шоковиця червона	РСВ	Дерево	Північна Америка	4301
<i>Phaseolaris vulgaris</i>	Квасоля звичайна	p,p'-DDE (ДДТ з атмосферним впливом)	Трав'яниста рослина	Центральна Америка	4302
<i>Pinus nigra</i>	Сосна чорна	РСВ	Дерево	Євразія	4303
<i>Polygonum persicaria</i>	Гірчак шорсткий	РСВ	Трав'яниста рослина	Євразія	4304
<i>Rumex crispus</i>	Щавель кучерявий	РСВ	Трав'яниста рослина	Євразія	4305
<i>Salix caprea</i>	Верба козина	РСВ	Кущ	Європа, Азія	4306
<i>Sesam umindicum</i>	Кунжут звичайний	Ліндан (γ-НСН)	Трав'яниста рослина	Африка	4307
<i>Solanum torvum L</i>	Пасльон страшний	Ліндан НСН	Трав'яниста рослина	Північна та Центральна Америка	4308
<i>Solidago canadensis</i>	Золотарник канадський	РСВ	Трав'яниста рослина	Північно-Східна Північна Америка	4309 4310
<i>Spartina pectinata</i>	Спартина периста	РСВ	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4311
<i>Trifolium repens</i>	Конюшина повзуча	РСВ	Трав'яниста рослина	Європа	4312
<i>Vicia cracca</i>	Вика мишина	РСВ	Трав'яниста рослина	Євразія	4313
<i>Wilthania somnifera L. (Dunal)</i>	Індійський женьшень	Ліндан НСН	Трав'яниста рослина	Індія	4314

Для умов Лісостепу найбільш перспективним може бути використання серед дикоростучих видів рослин – полину звичайного (*Artemisia vulgaris*), а при сільськогосподарському виробництві – квасолі звичайної (*Phaseolus vulgaris L.*) та соняшнику однорічного (*Helianthus annuus*). Особливої уваги варто приділити саме квасолі звичайній (*Phaseolus vulgaris L.*), яка завдяки здатності фіксувати молекулярний азот із атмосфери дає змогу залучення цього мікроелементу до ґрунту, а, отже і підвищення його екологічних

властивостей. Ще Дж. Б. Буссенго розпочав вивчення фізіології бобових рослин щодо процесів фіксації молекулярного азоту бульбочковими бактеріями. Так, зокрема, ним було встановлено, що процеси накопичення азоту в бульбах перебігають у такий спосіб: з початку утворення бульбочок на коренях рослини, а це період від моменту появи перших листочків і до повного цвітіння, коли запас азоту в бульбах збільшується, а після цвітіння різко зменшується. Фаза цвітіння бобової рослини є переломним моментом життєдіяльності бульбочкових бактерій. Характер фізіологічних і біохімічних процесів, які відбуваються в бобовій рослині до цвітіння і після нього, є досить різним, а саме: бактерії, які оселились в кореневій паренхімі бобових рослин, фіксують молекулярний азот з повітря і переводять його в білкові речовини, але через деякий період під впливом рослини бактерії переходять в бактероїдну форму, і з цього моменту фіксація азоту різко спадає, а потім і зовсім припиняється.

Активний період життєдіяльності бульбочкових бактерій щодо фіксації ними азоту повітря, обмежується у кормових трав, до яких відноситься і люцерна посівна (*Medicago sativa*) 180-200 днями. Нажаль, фактори, що обумовлюють підвищену фіксацію азоту бульбочковими бактеріями, до цих пір залишаються ще недостатньо вивченими. Невідомі також можливі внутрішні причини, які гальмують життєдіяльність бобової рослини і бульбочкових бактерій, що заселяють її кореневу систему. Однак, за вегетаційний період при звичайних умовах температури і опадів Північного Степу України вони можуть привнести по вмісту у кореневій системі і надземній біомасі рослин 180-200 кг азоту на площі в 1 га. Отже, для досягнення максимально можливої ефективності очищення ґрунтів від пестицидів запропоновано використовувати комплексний метод з відновлення ґрунтів забруднених пестицидами, а саме: біодеградацію за допомогою азотфіксуючих бактерій *Azotobacter* при застосуванні мікробіологічного препарату азотобактерин в поєднанні з фітоекстракцією квасолею звичайною (*Phaseolus vulgaris* L.), соняшником однорічним (*Helianthus annuus*) та полином звичайним (*Artemisia vulgaris*). Крім того, рекомендується застосовувати ефектор фітоекстракції + стимулятор росту рослин – 2,4-динітрофенілгідразон, а також семікарбазон 2,2-диметілоксанону. (рис. 2.113) <sup>4315</sup>.

Важливої уваги заслуговує визначення критеріїв за якими ґрунти можна (і варто) відновлювати біологічним шляхом чи визнавати їх такими що не можна відновити біологічно. Такими критеріями є концентрація та хімічний склад пестицидів і агрохімікатів <sup>4316 4317</sup>:

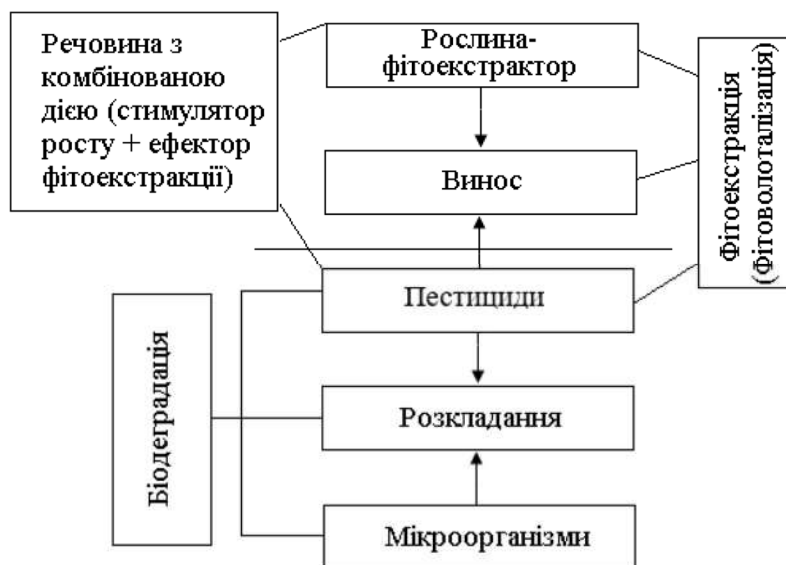
1. Концентрація токсикантів. Згідно визначення поняття ГДК навіть незначне перевищення може викликати негативний вплив на довкілля та людину. Проте на практиці для ґрунтів застосовують принципи економічної доцільності різних рекультиваційних робіт. Для ґрунтового середовища з перевищеннями вмісту пестицидів межею біологічної рекультивації варто вважати десятикратне перевищення ГДК. Тобто при перевищеннях більше



10 ГДК варто використовувати інші методи (наприклад, реагентні чи термічні зі зняттям ґрунту чи без зняття). При перевищеннях ГДК до 10 біологічні методи протягом декількох років разом з са-морозпадом органічних речовин приведуть до зниження токсичності до норми.

2. Хімічний склад ґрунтів. Є певні класи пестицидів і конкретні їх представники, що мають стійкість до біологічного метаболізму, а також досить довгий період напіврозпаду (роки). В таких випадках ефективність біологічної рекультивації бу-де низька і варто використовувати інші методи рекультивації.

#### Очищення ґрунтів забруднених пестицидами



Риснок 2.113 –. Загальна схема очищення ґрунтів від пестицидів<sup>4318 4319</sup>

Цим методом, окрім складів отрутохімікатів, можна відновлювати й інші не-придатні до господарських робіт будівлі. Наприклад, старі ферми, зерносховища, цехи підприємств, території АЗС.

Очищення та санація земель зайнятих складами пестицидних препаратів та мінеральних добрив здійснюється за таким алгоритмом. Є декілька видів відновлен-ня земель та рекультивації: тимчасова, постійна рекультивація та рекультивація ландшафтів. Тимчасова передбачає відновлення ділянок, використання яких не заплановане. Як правило, вона обмежується озелененням. Постійна рекультивація передбачає повне відновлення локальних, незначних ділянок землі до поперед-нього стану. При цьому використовують комплекс заходів спрямованих на збільшення вмісту гумусу, зменшення токсичних речовин, озеленення, покращення структури ґрунту і т.д. Рекультивація ландшафтів направлена на відновлення великих територій до попереднього стану. Відрізняється від постійної рекультивація своїми масштабами та обсягами.

**Рекультивацію варто проводити в декілька етапів**<sup>4320 4321</sup>.

1. Спочатку реалізовується підготовчий етап, на якому складається проект (план) робіт з взяттям проб ґрунтів та їх дослідженням на вміст забруднень. Підготовка містить в собі дослідження порушених земель, їх

типізацію, вивчення властивостей, проектування технічного та біологічного етапу. В часі цей етап може бути як дуже коротким так і затягуватися на місяці в випадках отримання дозволів і бюрократичної переписки з різними інституціями.

2. Наступним є етап технічної рекультивації з залученням техніки та вивезенням верхніх пошкоджених шарів поверхні, конструкцій, зняттям асфальту і т.д.

Технічна рекультивація передбачає зняття та вивезення ґрунту з суттєвим перевищенням ГДК шкідливих речовин, проведення робіт хімічної та фізичної очистки ґрунту (внесення хімічних реагентів), засипання поверхні родючим ґрунтом, вирівнювання поверхонь і т.д. В часі цей етап досить короткий і може тривати від кількох днів до декількох тижнів.

3. Останнім є етап біологічної рекультивації з залученням спеціально підібраних рослин для рекультивації конкретного типу забруднення. Наразі, досить детально вивчені механізми біологічної рекультивації земель після гірничих розробок, нафтових виливах та ін. Проте рекультивація та підбір біологічних агентів при забрудненні ґрунтів пестицидами досліджено досить мало. Біологічна рекультивація виконується на завершальних стадіях відновлення земель, проте може займати найбільше часу. Біологічна рекультивація відбувається протягом декількох років. Відомі приклади рекультивація яка триває понад 10 років. Основними методами біологічної рекультивації є відновлення родючості ґрунту за допомогою рослин та мікроорганізмів. Існує багато видів біологічної рекультивації: сільськогосподарська, лісогосподарська, водогосподарська, рекреаційна та санітарно-гігієнічна. Для відновлення земель поблизу складів ХЗЗР варто проводити санітарно-гігієнічну рекультивацію, а не рекреаційну, сільськогосподарську водогосподарську рекультивації. Території складів ХЗЗР, як правило, мають перевищення ГДК по вмісту у ґрунті шкідливих речовин.

Наведемо схематично алгоритм процесу технічної рекультивації територій складів та конструкцій (рис. 2.114):

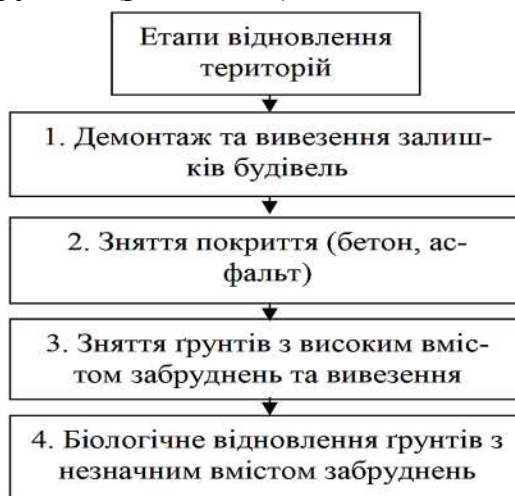


Рисунок 2.114 – Схема етапів відновлення територій складів агрохімікатів<sup>4322 4323</sup>

## 2.5. Потенціал та способи фітореMediaції радіоактивно забруднених ґрунтів (земель)

Радіоактивні елементи, що зустрічаються в природі, прийнято називати природними. Більшість з них - важкі елементи з порядковими номерами від 81 до 96. Природні радіоактивні елементи шляхом альфа- і бета-розпаду перетворюються в інші радіоактивні ізотопи. Цей ланцюг радіоактивних перетворень називається радіоактивним рядом або сімейством<sup>4324</sup>.

Важкі природні радіоізотопи утворюють чотири радіоактивних сімейства: урану-радію; торію; актинію; нептунію (рис. 2.115).

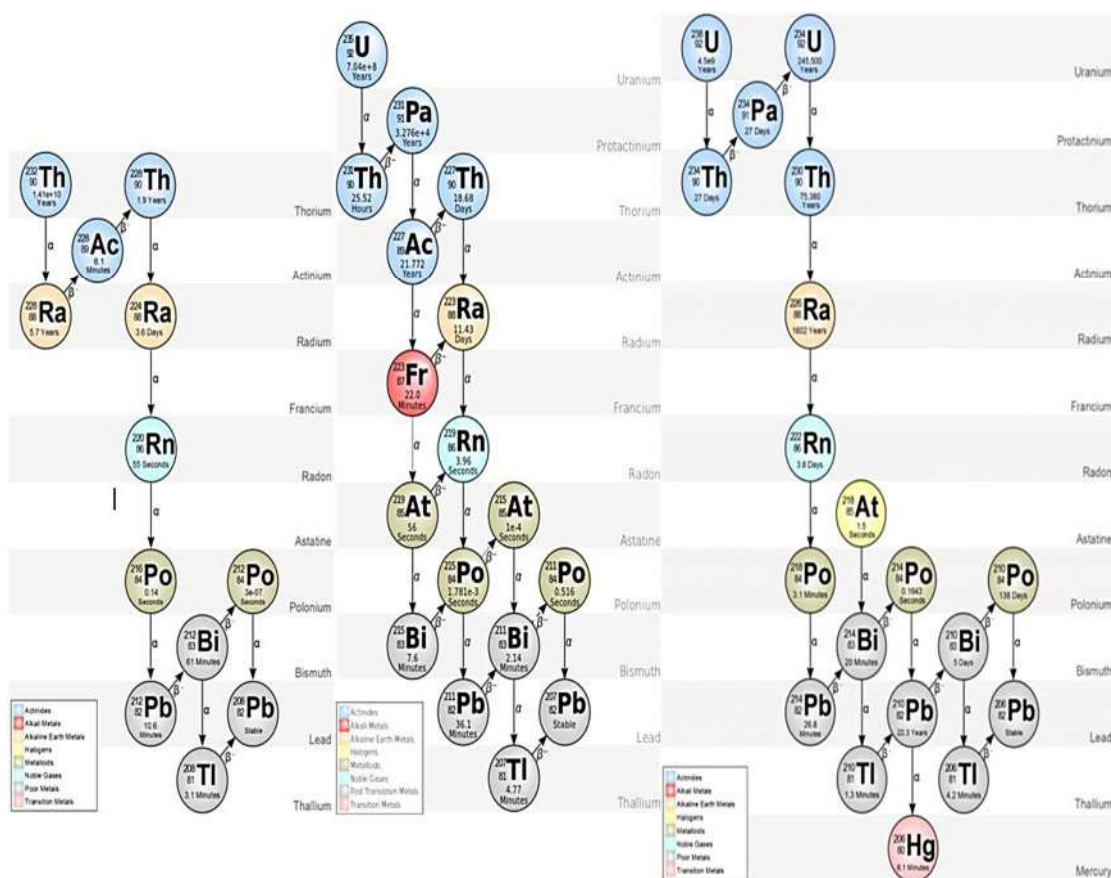


Рисунок 2.115 – Радіоактивні сімейства<sup>4325</sup>

В ряду урану-238 всього 19 радіонуклідів і один стабільний ізотоп - свинець-206. Найбільш важливі альфа-випромінювачі цього сімейства: уран-238, уран-234, торій-230, радій-226, радон-222, полоній-218, полоній-214 і полоній-210. Відносна кількість інших альфа-випромінювачів ряду невелика, тому вони не становлять практичного інтересу.

До числа істотних бета-випромінювачів ураново-радієвого ряду відносяться: протактиній-234, свинець-214, вісмут-214 і вісмут-210.

Причому, бета-випромінювання протактинію-234 становить близько 50% від бета-випромінювання всіх ізотопів сімейства.

Основну частку (97,9%) в потужність гамма-випромінювання цього сімейства вносять продукти розпаду радію-226 (свинець-214 і вісмут-214) і радону-218 (полоній-214). Торій-234 і протактиній-234 – продукти розпаду родоначальника сімейства (урану-238), дають близько 2,1% загальної потужності гамма-випромінювання. Внесок інших членів ряду в сумарну інтенсивність гамма-квантів мізерно малий<sup>4326</sup>.

В ряду актинію знаходиться 14 радіоізоотопів і один стабільний ізотоп - свинець-207. Оскільки в природному урані актиноурану (урану-235) дуже мало, альфа-випромінювання актинієвого сімейства становить не більше 5%, а гамма-випромінювання – близько 1,25% від інтенсивності відповідних променів ураново-радієвого ряду.

Ряд торію містить 12 радіонуклідів і один стабільний ізотоп - свинець-208. Головними альфа-випромінювачами тут є: торій-232, торій-228, радій-224, радон-220, полоній-216, вісмут-212 і полоній-212. До основних бета-випромінювачів в торієвому ряду відносяться: актиній-228, свинець-212, вісмут-212 і талій-208.

Основний внесок в гамма-випромінювання ряду торію вносять продукти розпаду торію-228 (полоній-216, свинець-212, вісмут-212 і талій-208). Їх частка – 60,2% всієї інтенсивності гамма-квантів. Інша потужність гамма-випромінювання (39,8%) належить продукту розпаду радію-228 (актинії-228). Частка інших гамма-випромінювачів в загальній потужності гамма-випромінювання незначна.

Крім природних радіоактивних елементів, які є членами природних радіоактивних рядів, в природі є ізотопи, що генетично не зв'язані між собою, але володіють радіоактивністю. Кількість таких радіоізоотопів перевищує 200, період напіврозпаду їх коливається від часток секунди до мільярдів років.

Інтерес становлять ізотопи з великим періодом напіврозпаду: калій-40, рубідій-87, самарій-147, вуглець-14, лутецій-176 і реній-187. Радіоактивний розпад ядер цих елементів є ізольованим актом, тобто після розпаду утворюється стійкий дочірній ізотоп.

На ядерних реакторах, прискорювачах різних легких частинок і важких іонів отримують радіоактивні ізотопи, використовувані в різних сферах народного господарства і наукових дослідженнях. Серед них і часто застосовуються в біології та медицині ізотопи  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{22}\text{Na}$ ,  $^{32}\text{P}$ ,  $^{35}\text{S}$ ,  $^{42}\text{K}$ ,  $^{45}\text{Ca}$  і  $^{47}\text{Ca}$ ,  $^{55}\text{Fe}$  і  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{75}\text{Se}$ ,  $^{125}\text{I}$ ,  $^{131}\text{I}$  і  $^{132}\text{I}$ ,  $^{198}\text{Au}$  і багато інших. Але основними джерелами штучних радіонуклідів у навколишньому середовищі є атомні вибухи, а також відходи і викиди підприємств ядерної енергетики. Серед них виділяють три групи штучних радіонуклідів. **Першу групу** утворюють радіонукліди, що виникають в реакціях ділення ядер  $^{235}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ . Головні з них -  $^{89}\text{Sr}$  і  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{103}\text{Ru}$  і  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{129}\text{I}$  і  $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$  і  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ ,  $^{140}\text{La}$ ,  $^{141}\text{Ce}$  і  $^{144}\text{Ce}$ . Джерела цієї групи радіонуклідів в біосфері – випробування ядерної зброї, ядерно-енергетичні установки, радіохімічні заводи.

**Другу групу** складають продукти наведеної радіоактивації, що утворюються в результаті ядерних реакцій елементарних частинок (як правило,

нейтронів) з ядрами атомів стабільних елементів, що входять до складу конструкційних матеріалів корпусів ядерних боеголовок, ядерних реакторів. Основні з них –  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{55}\text{Fe}$  і  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ .

**Третя група** – радіоактивні трансуранові елементи, що виникають при ядерних вибухах і в ядерно-енергетичних установках в результаті послідовних ядерних реакцій нейтронів і гамма-випромінювань з ядрами атомів, що поділяється, і подальшого радіоактивного розпаду утворилися надважких ядер. Радіонукліди цієї групи, в основному  $\alpha$ -випромінювачі ( $^{237}\text{Np}$ ,  $^{238-241}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  і  $^{243}\text{Am}$ ,  $^{242-244}\text{Cm}$ ), характеризуються високою радіотоксичністю і великими періодами напіврозпаду.

Проблеми забруднення оточуючого середовища штучними радіоактивними речовинами тісно пов'язані з використанням енергії розщеплюваного ядра. Безпечне використання ядерної енергії в мирних цілях повинно базуватися на глибокому знанні закономірностей міграції штучних радіонуклідів по біологічному та харчовому ланцюгах, включаючи міграцію в ґрунтах і рослинах. В цілому за рахунок випробувань атомної зброї в біосферу надійшло наступне кількість довгоживучих радіонуклідів штучного походження:  $^3\text{H}$  –  $2,4 \cdot 10^{20}$  Бк, тобто значно більше, ніж є в природі,  $^{14}\text{C}$  –  $2,2 \cdot 10^{17}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  –  $6 \cdot 10^{17}$ ,  $^{95}\text{Zr}$  –  $1,4 \cdot 10^{20}$ ,  $^{106}\text{Ru}$  –  $1,2 \cdot 10^{19}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  –  $9,1 \cdot 10^{17}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  –  $3 \cdot 10^{19}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  –  $6,5 \cdot 10^{15}$  Бк<sup>4327</sup> (табл. 2.124).

Таблиця 2.124

Основні біогенної значущі радіонукліди, що потрапляють в навколишнє середовище при роботі підприємств ядерного паливного циклу<sup>4328</sup>

Етап ядерного паливного циклу	Радіонукліди
Видобуток і первинна переробка уранової сировини	$^{210}\text{Po}$ , $^{226}\text{Ra}$ , $^{232}\text{Th}$ , $^{238}\text{U}$ та інші природні радіонукліди
Виготовлення ядерного палива	Ті ж радіонукліди, що і на попередньому етапі
Робота АЕС	$^3\text{H}$ , $^{14}\text{C}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{129}\text{I}$ , $^{137}\text{Cs}$ та інші радіоактивні продукти поділу і нукліди з наведеною радіоактивністю
Переробка відпрацьованого палива	Ті ж радіонукліди, що і на попередньому етапі, і трансуранові радіонукліди ( $^{239}\text{Pu}$ , $^{241}\text{Am}$ та ін.)

Проблеми додаткового опромінення всього живого на нашій планеті і особливо людини виникають в умовах порушення технологічних процесів на підприємствах ядерного паливного циклу, що може супроводжуватися радіаційними аваріями з викидом радіоактивних речовин в навколишнє середовище. За піввіковий період розвитку атомної енергетики на підприємствах ядерного паливного циклу (ЯПЦ) за різними оцінками походить від 150 до 400 аварій, що супроводжуються викидом радіоактивних речовин в біосферу.

Джерелом надходження продуктів ядерного поділу у зовнішнє середовище можуть бути ядерні вибухи і викиди підприємств ядерної енергетики. Радіоактивне забруднення при ядерних вибухах в основному обумовлено продуктами поділу. Джерелом забруднення є також радіонукліди наведеної активності в результаті активації нейтронами ґрунту (породи), води та ін. Найбільшої уваги із радіонуклідів наведеної активності заслуговують  $^{24}\text{Na}$ ,  $^{42}\text{K}$ ,  $^{45}\text{Ca}$ ,  $^{56}\text{Mn}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{39}\text{Ar}$ . Характер забруднення визначається потужністю, місцем вибуху і метеорологічними умовами. Метеорологічні умови в основному визначають ступінь і характер розсіювання радіоактивних продуктів, тобто їх концентрації, а якісний склад залежить від параметрів вибуху і властивостей середовища, в якому відбувається вибух.

Носієм активності є аерозолі, які утворюються у результаті конденсації радіоактивних і нерадіоактивних продуктів вибуху. Розміри радіоактивних частинок варіюють в широких межах – від сотих долей мікрона до декількох міліметрів. Більш крупні частини утворюються при наземних вибухах. Після утворення хмари вибуху рух частинок визначається переміщенням їх разом з повітряними потоками і осадженням під дією гравітаційних сил. Питання ці достатньо повно досліджені і широко представлені в багаточисленних публікаціях. Відмітимо лише, що місцеві випадання характеризуються високою густиною забруднення, особливо при наземних вибухах. На їх долю, в залежності від умов вибуху, припадає від 30 до 70% радіоактивних продуктів. Випадання великою мірою складають короткоживучі радіонукліди. В цих зонах можна очікувати гострих радіаційних уражень.

Аерозольні частини, які надійшли у стратосферу, зумовлюють радіоактивні випадання глобального характеру. Перенесення їх у тропосферу залежить від широти і висоти надходження часток в атмосферу, а також - від пори року. Він коливається від 0,3 до 2 років, активність випадання, в основному, обумовлюють  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ . Частки розміром більше 0,1 мм випадають недалеко від джерела викиду на протязі 24 год. (місцеві опади); розміром 10-100 мкм піднімаються у тропосферу на висоту до 16 км і випадають через 20-30 днів (тропосферні опади); і радіаційні частки менші за 10 мкм надходять у стратосферу і випадають на дуже значних відстанях від джерела (стратосферні опади, на їх долю припадає близько 90% всіх опадів). Джерелом надходження радіоактивних продуктів у зовнішнє середовище, як було відмічено, є підприємства ядерно-паливного циклу (АЕС, заводи із переробки відпрацьованого палива, сховища радіоактивних відходів). Викиди радіонуклідів в звичайному режимі експлуатації АЕС незначні. Вони, перш за все, обумовлені летючими радіонуклідами – інертними радіоактивними газами (ІРГ) і радіоізотопами йоду. Дози опромінення персоналу і населення в місцях розташування станцій звичайно нижче допустимих.

Дослідження розподілу радіонуклідів по земній поверхні в період інтенсивних глобальних випадів показали, що поряд з неоднорідністю забруднення ґрунту, яке пов'язане з метеорологічними особливостями

поширення, значну роль у формуванні радіаційної ситуації відіграють ландшафтно-геохімічні особливості міграції радіонуклідів.

До штучних радіонуклідів, з особливо високою токсичністю для людини, належать:  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{227}\text{Ac}$ ,  $^{228,230,232}\text{Th}$ . Група радіонуклідів з високою радіотоксичністю включає також  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  та ін. До групи радіонуклідів, що мають середню радіотоксичність, відносяться:  $^{22}\text{Na}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{65}\text{Zn}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ , тощо<sup>4329</sup>.

**Радіоактивне забруднення ґрунтів**<sup>4330</sup>. Збір, аналіз та узагальнення даних радіологічного обстеження орних земель України показали забруднення цезієм-137 на рівні понад 37 кБк/м<sup>2</sup> на сільськогосподарських угіддях України поширене на 462 тис. га, з них орних земель 346 тис. га. Забруднені площі є на території 12 областей, де було обстежено 8,8 млн га.

Найбільші площі угідь, забруднених цезієм-137, поширені в областях: Житомирській – 156 тис. га, Черкаській – 76, Рівненській – 52, Чернігівській – 52, Вінницькій – 50, Київській – 34 тис. га<sup>4331</sup>.

Майже 75 % території України зазнало радіоактивного забруднення  $^{137}\text{Cs}$ , що більш ніж удвічі перевищувало доаварійні рівні. Загальна активність  $^{137}\text{Cs}$ , що знаходилася за межами об'єкта «Укриття» (без урахування тієї кількості, що як радіоактивні відходи містилась у відповідних сховищах та тимчасових пунктах зберігання), перевищила 13 ПБк<sup>4332</sup>.

Рівень і масштаби забруднення території України ізотопами плутонію фактично не змінилися. Активність  $^{241}\text{Am}$  поступово зростає, за рахунок розпаду  $^{241}\text{Pu}$ , а площа його поширення з рівнями понад 0,2 кБк/м<sup>2</sup> на 30 % перевищує площу, забруднену ізотопами плутонію<sup>4333 4334</sup>.

Територія Полісся України, що забруднена  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{241}\text{Am}$ , ізотопами Pu суттєво менша, ніж  $^{137}\text{Cs}$ . Оскільки переважна кількість цих радіонуклідів (крім  $^{137}\text{Cs}$ ) надійшла до атмосфери у першу (експлозійну) та третю (високотемпературну) фази аварії і пов'язана, головним чином, з гарячими частинками, то найбільшого поширення вони набули в межах зони відчуження ЧАЕС<sup>4335</sup>.

Через високий ступінь забруднення території радіонуклідами виведено з обігу 180 тис. га сільськогосподарських угідь. Внаслідок фізичного розпаду радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  за 30 років після катастрофи їхній вміст у ґрунті знизився приблизно на 45 %. Горизонтальна й вертикальна міграція цих радіонуклідів не викликала значного перерозподілу їх у природних і штучних ландшафтах. На орних землях, через плужну підоснову, більше 70 % усього вмісту цезію зосереджена в орному шарі.

**Накопичення радіонуклідів рослин із ґрунту залежить від комплексу факторів, серед яких можна виділити 4 основні групи**<sup>4336</sup>:

1. фізико – хімічні властивості радіонуклідів;
2. агрохімічна характеристика ґрунту;
3. біологічні особливості рослин;
4. агротехніка вирощування культур.

Критерієм оцінки надходження радіонуклідів з ґрунту в рослини є коефіцієнт біологічного поглинання (КБП – це відношення відносної кількості елементу в рослині до його відносної кількості в земній корі).

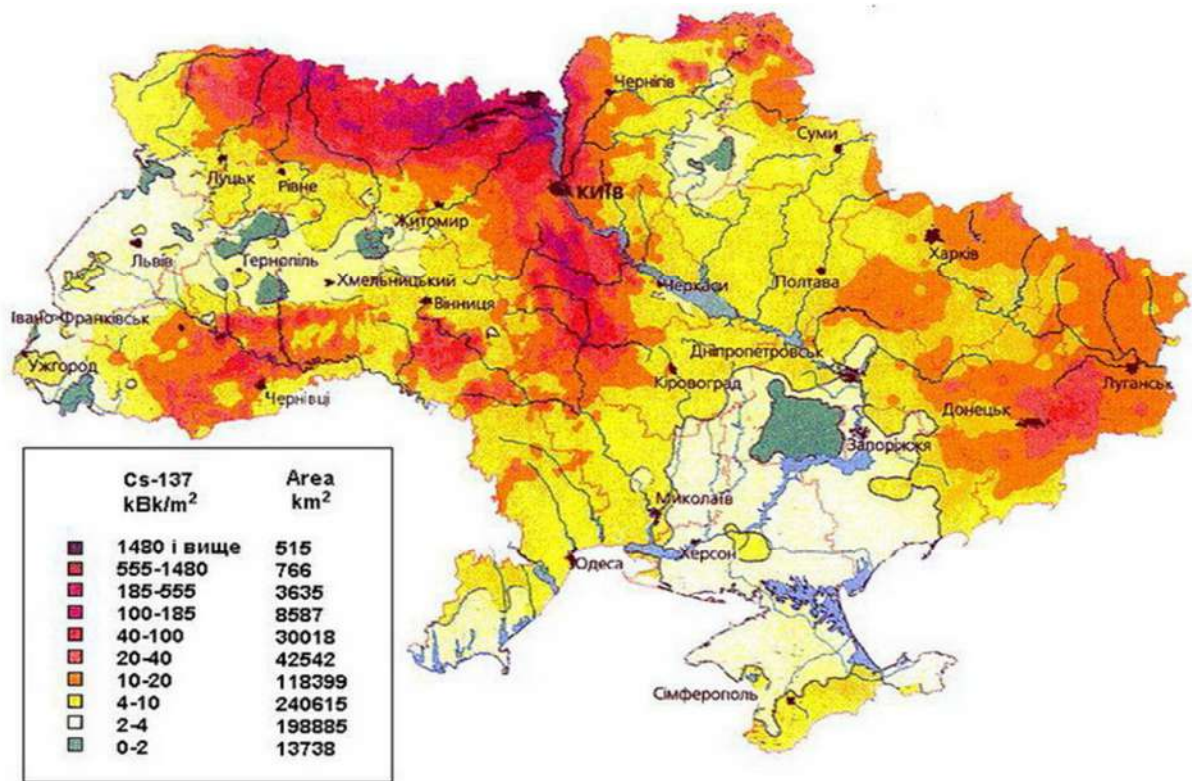


Рисунок 2.116 – Карта забруднення України <sup>137</sup>Cs Сучасний стан, кБк/м<sup>2</sup> <sup>2 4337</sup>

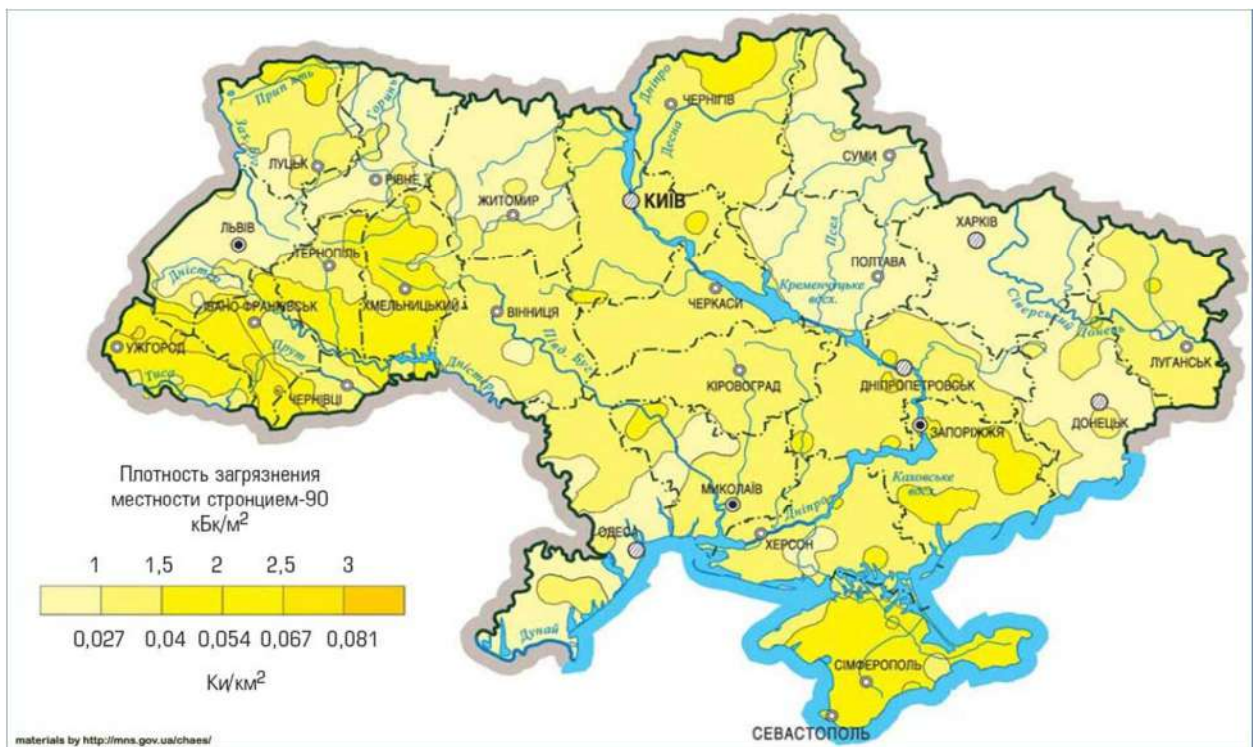


Рисунок 2.117 – Забруднення території України стронцієм-90 (<sup>90</sup>Sr).  
Сучасний стан, кБк/м<sup>2</sup> <sup>2 4338</sup>



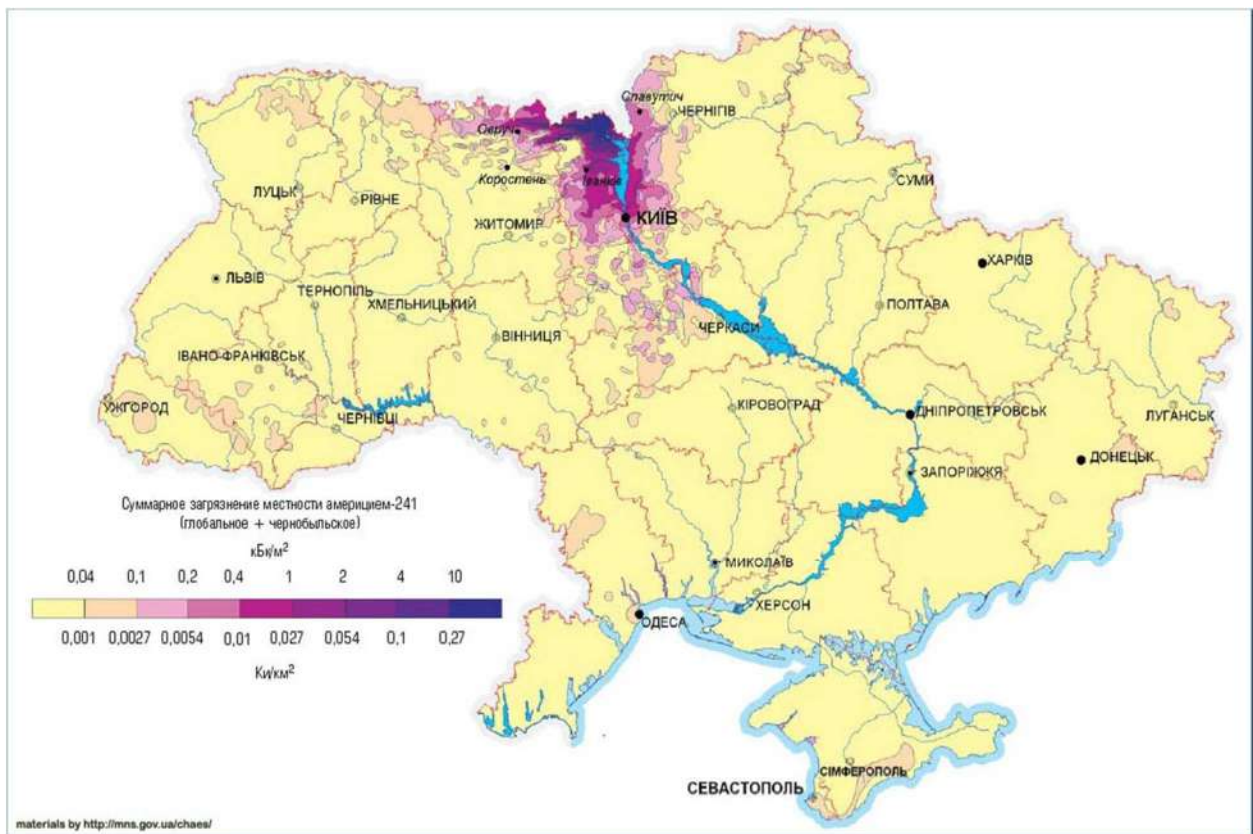


Рисунок 2.118 – Забруднення території України америциєм-241. Сучасний стан, КБк/м<sup>2</sup> 4339

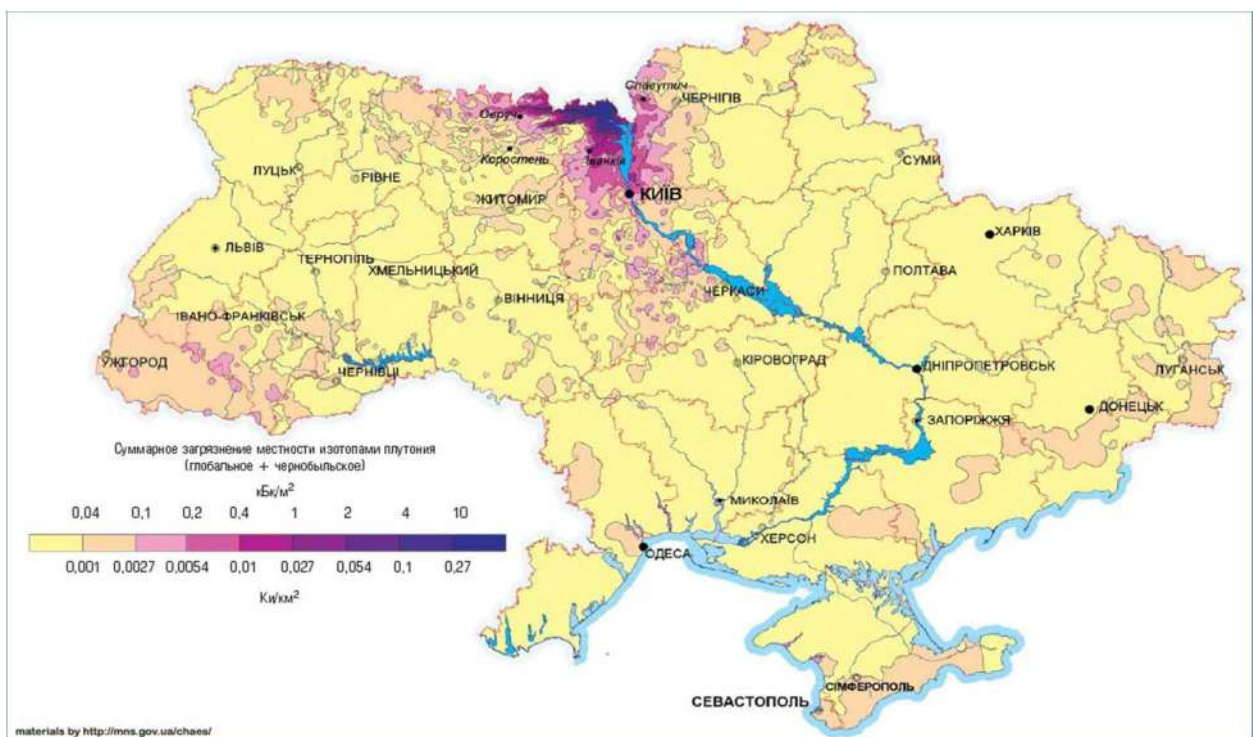


Рисунок 2.119 – Забруднення території України плутонієм. Сучасний стан, КБк/м<sup>2</sup> 4340

За коефіцієнтами біологічного поглинання всі хімічні елементи розділяють на 4 групи<sup>4341</sup>:

1. КБП > 10 – група елементів енергійного накопичення (P, S, Cl, I).
2. КБП в межах 1-10 – група елементів сильного накопичення (Ca, K, Mg, Zn, Se, Sr).
3. КБП в межах 0,01-1 – група елементів слабого накопичення і середнього захвату (Mn, F, Co, As, Mo, Ag, Ra, Cu, N).
4. КБП < 0,01 - група елементів слабого захвату (Si, Al, Ti, Li, Cd, Be, Fe).

Таблиця 2.125

Оцінені значення питомих активностей в Бк/кг радіонуклідів для поверхневих зразків ґрунтів різних країн світу, згідно<sup>4342</sup>

Країни	<sup>238</sup> U ( <sup>226</sup> Ra)	<sup>232</sup> Th ( <sup>222</sup> Ra)	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs
<b>Африка</b>				
Алжир	5-27	7-27	93-421	15-35
Єгипет	3-101	2-171	16-1379	ND <sup>2</sup> -18,1
Лівія	8,7-12,8	7,6-9,7	265-282	
Намібія	45-49	3-38	42-1,100	
<b>Азія</b>				
Бангладеш	37,2 (15-94)	60 (28-129)	438 (200-772)	1,08 (0,40-3,88)
Китай	18,2-79,7	3,33-225	59-851	
Гонконг	30-110	1,9-243	59-851	(<1,0-2,8)
Індія	ЙД <sup>2</sup>	8,9	108	107
Йорданія			156-544	7,5-576
Кувейт	11,8 (1,8-28)	10 (1,5-16)	332 (4-497)	2,6 (0,1-10)
Оман	29,7	16	225	3,4
Саудівська Аравія	22,2 (1-40)	18,4 (11-25)		
Тайвань	11-33	14-44	148-814	
<b>Європа</b>				
Ісландія	7,3	12-111	142-1489	
Греція	21-50	16-85	337-1380	
Ірландія		3-60		40-800
Італія	57-71	73-87	580-760	
Країни	<sup>238</sup> U ( <sup>226</sup> Ra)	<sup>232</sup> Th ( <sup>222</sup> Ra)	<sup>40</sup> K	<sup>137</sup> Cs
Норвегія	43-3 (12-137)	21,1 (4-52)	283 (31-560)	34,8 (0,9 1460)
Сербія	21-29	25-43	348-441	
Іспанія	13-165	7-240	48-1586	
<b>Америка</b>				
Бразилія	29,2	47,8	704	
Канада	15,6	12,3	416	
Коста Ріка	10	8	175	
США	41	82	930	
Середнє світове	25 (10-50)	25 (7-50)	370 (100-700)	

Властивості ґрунтів по ступеню їх впливу на коефіцієнт розподілу лужноземельних елементів (Ca, Sr, Ba, Ra) розміщуються в такому порядку: концентрація обмінного Ca – сума обмінних основ – ємність поглинання – вміст гумусу – рН.

Для того, щоб оцінити поведінку радіоізоотопів у ґрунті, необхідно знати такі їх особливості:

У біогеосфері радіонукліди є в мікрокількостях;

Кожний радіонуклід може знаходитись в даній системі у багатьох різних ізотопних формах;

В системі в мікро - і макроконцентраціях може міститися інший (чи інші) ізотоп того хімічного елементу, до якого відноситься даний радіонуклід.

***До рослин радіонукліди надходять трьома шляхами***<sup>4343</sup>:

1) флоральне засвоєння всією надземною масою;

2) асиміляція із поверхневої кореневої дернини;

3) засвоєння із ґрунту при кореновому живленні.

Поведінка стронцію-90 і цезію-137 в системі «ґрунт-рослина» характеризується рядом відмінних особливостей. Надходження стронцію-90 в рослини з ґрунту в більшості випадків при інших однакових умовах приблизно в 10 разів є більшим, ніж цезію-137. Проте, на легких піщаних і торфових ґрунтах Полісся спостерігається інтенсивна міграція цезію-137, при цьому перехід його в рослини іноді рівнозначний накопиченню стронцію-90.

На міграцію радіонуклідів в системі «ґрунт-рослина» великою мірою впливають властивості ґрунтів. Доведено, що міграційна здатність основних радіонуклідів в системі «ґрунт-рослина» на легких ґрунтах значно вища, ніж на ґрунтах більш важкого механічного складу. На торфовищах інтенсивність переходу цезію-137 в рослини в 3-10 разів вища, ніж на мінеральних ґрунтах.

Ще однією з причин різкого накопичення радіонуклідів рослинами є неоднакове розміщення в ґрунті корених систем, і в результаті – неоднакового ступеня взаємодії коренів з найбільш забрудненим горизонтом ґрунту. Ефективне зниження надходження радіонуклідів у рослини може бути досягнуте у випадку переміщення тонкого верхнього, найбільш забрудненого горизонту (0-5 см), на дно борозни з оранкою відвальним плугом з передплужником. Глибока оранка повинна супроводжуватись обов'язковим внесенням органічних і мінеральних добрив, а у разі потреби – вапнуванням, з метою зниження надходження радіонуклідів у продукцію.

***Серед факторів, які визначають рухомість радіонуклідів, можна виділити такі***<sup>4344</sup>:

1) погодно-кліматичні умови;

2) властивості речовини, в складі якої радіонукліди надходять в біосферу;

3) фізико-хімічні властивості радіонуклідів;

4) склад, властивості та особливості генезису ґрунтів.

Прогнозування поведінки радіонуклідів у ґрунті ускладнюється тим, що усі вище названі групи факторів взаємопов'язані між собою.

Погодно-кліматичні умови впливають на інтенсивність міграції радіонуклідів в ґрунті. Тривалість періоду додатних температур і вологість ґрунту визначають час активної взаємодії радіонуклідів з ґрунтом. Набухання глинистих мінералів і подальше їх висушування може привести до необмінного поглинання катіонів.

Поведінка радіонуклідів у ґрунті та в біологічних ланцюгах залежить, в першу чергу, від знаку заряду іону, його маси й іонного радіуса. В цілому, чим вище заряд іону, тим сильніше він фіксується ґрунтами і утворює більш стійкі комплексні сполуки з органічними речовинами. Частина радіонуклідів фіксується у вигляді нерозчинних сполук, а частина поглинається ґрунтовим вбирним комплексом обмежено. Наприклад, стронцій-90 на 60-90% міститься у ґрунті в обмінній формі і легше мігрує, а стосовно цезію, то 70-75 % валового цезію фіксується необмінно і слабо мігрує по трофічних ланцюгах.

Стронцій-90 сорбується ґрунтами переважно в обмінній формі і відносно легко переходить у ґрунтовий розчин – від 75,5-100% стронцію десорбується з ґрунту розчинами солей. На відміну від стронцію, цезій-137 значно краще сорбується та утримується ґрунтами.

Цезій є хімічним аналогом калію, в ґрунтах поводить себе подібно до нього. Органічні та мінеральні колоїди, що складають ґрунтово-поглинальний комплекс, можуть необмінно фіксувати і добре утримувати іони цезію-137.

Поглинання радіоактивних ізотопів ґрунтами проходить за основними закономірностями іонного обміну. Поглинальна здатність ґрунту обумовлюється гранулометричним та мінералогічним складом, вмістом гумусу, реакцією ґрунтового розчину, що все разом впливає на міграцію у системі «ґрунт - ґрунтовий розчин». Механічний склад впливає на водні, повітряні, механічні та хімічні властивості. У міру зменшення розмірів механічних частинок збільшується їх вологомісткість. У фракціях пилу та мулу кількість вторинних мінералів збільшується. З підвищенням вмісту вторинних мінералів сорбційна здатність ґрунтів зростає. Крім того, на міграцію радіонуклідів у ґрунтах впливають ступінь диспергентності, кількість гумусу та обмінних катіонів у дрібних фракціях.

Кількість та якісний склад орґано-мінеральних часток обумовлюють величину ємності поглинання ґрунтів та здатність ґрунтово-поглинального комплексу фіксувати радіонукліди. Якщо говорити про таку властивість ґрунту, як ємність поглинання, то, на думку ряду авторів, важливе значення має мінералогічний склад ґрунту і, в першу чергу, склад мулистій частини, що найбільш швидко трансформується і бере участь у постачанні рослин поживними елементами. Найнижчою ємністю катіонного обміну наділені дерново-підзолисті ґрунти легкого складу, які характеризуються низьким вмістом гумусу. Відомо, ще органічні колоїди ґрунту мають в декілька разів вищу поглинальну здатність, ніж мінеральні. Органічна речовина може не тільки зменшувати мобільність радіонуклідів, а й збільшувати її. Збільшення рухомості радіонуклідів при внесенні органічної речовини в забруднений ґрунт

може відбуватись внаслідок утворення водорозчинних низькомолекулярних компонентів<sup>4345</sup>.

Характеризуючи гумус, необхідно відмітити його якісний склад. Слід пам'ятати, що якщо у гумусі переважають фульвокислоти, то міграція радіонуклідів з ґрунту в рослини посилюється. Таким чином, поглинання радіонуклідів ґрунтом залежить від вмісту гумінових кислот, а також від якісного складу ґрунтових мінералів, у першу чергу, від наявності гідролюд та мінералів групи монтморіллону, що здатні необмінно фіксувати іони. На поглинання радіонуклідів разом з ґрунтово-поглинальним комплексом впливає і рН ґрунтового розчину. Дерново-підзолисті ґрунти відрізняються значною кислотністю, тому тут відмічається зростання частки водорозчинних і обмінних форм цезію-137. У зв'язку з цим в ґрунтах таких типів рухливість цезію-137 підвищується, зменшується міцність його фіксації у ґрунті і зростає інтенсивність надходження його у рослини. Внесення значних доз карбонатів у кислі дерново-підзолисті ґрунти зумовлює зниження інтенсивності входження цезію-137 у рослини.

Зміна реакції ґрунтового розчину з сильно кислої до нейтральної знижує рухомість радіоактивних цезію, стронцію та рубідію в 2...4 рази.

Зменшення концентрації радіонуклідів у ґрунтовому розчині призводить до значного зменшення радіонуклідів у рослинах, тому що між ступенем поглинання радіонуклідів ґрунтом і накопиченням їх рослинами існує зворотна залежність: фактори, які обумовлюють найбільше надходження радіонуклідів у ґрунтово – поглинальний комплекс, сприяють меншому накопиченню їх рослинами.

З більшою інтенсивністю <sup>137</sup>Cs мігрує в торфових ґрунтах, збіднених на глинисті мінерали. На таких ґрунтах 1-2 % <sup>137</sup>Cs мігрували по профілю до метрової глибини<sup>4346</sup>.

Дослідженнями науковців інституту сільського господарства Полісся НААН України щодо розподілу радіонуклідів в ґрунтовому профілю всіх типів ґрунтів встановлено, що основна кількість радіоцезію у віддалений період після катастрофи на ЧАЕС все ще зосереджена в орному шарі ґрунту. Зокрема, середньозважені показники вмісту радіоцезію в шарі 0-20 см дерново-підзолистого супіщаного ґрунту становили в середньому 67,1-78,8 %, в 20-30 см горизонту – 10,7-17,1 %, решта радіонуклідів перебувала глибше 30-сантиметрової відмітки. У 30-40-сантиметровому шарі вміст радіоцезію був у межах 4,1-11,3 % загальної кількості його у ґрунті. В шарі 40-50 см цей показник знаходився в межах 0,9–1,0 %. Нижче 50 см він варіював по низхідній – від 1,5 до 0,4 %. Практично, таку саму тенденцію по вертикальному розподілу радіонуклідів відмічено у торфо-болотних ґрунтах. Концентрація радіонуклідів в орному шарі (0-20 см) становила 81,4 %, в шарі 20-40 см – майже 11 % і після 40 см – 7,5 %. Тобто, це вказує на те, що основна частка радіонуклідів знаходиться в кореневмісному шарі ґрунту, а тому, найближчим часом, не слід сподіватися на швидке переміщення їх у більш глибокі горизонти, і, як наслідок, на зменшення надходження їх у рослинницьку продукцію, а потім до

тварин та організму людей. Стосовно забруднення сільськогосподарської продукції найнебезпечнішими ґрунтами є торфовища торфоголейові та торфовоболотні ґрунти.

Радіонукліди цезію та стронцію, маючи подібні хімічні властивості, відповідно до калію та кальцію, досить часто легко по трофічному ланцюгу включаються у біогенну міграцію й накопичуються у продуктах харчування<sup>4347</sup>.

Поводження радіонуклідів у ґрунті і їх метаболізм у рослинах, в основному, підкоряються тим же закономірностям, які характерні для стабільних ізотопів елементів – хімічних аналогів радіонуклідів, що присутні у ґрунтах<sup>4348 4349</sup>.

Численними дослідженнями й спостереженнями було доведено, що інтенсивність вертикальної міграції визначається механічними й фізико-хімічними властивостями ґрунту, а також хімічною природою радіонуклідів. При цьому, міграція радіоактивних речовин по профілю ґрунту може бути наслідком як механічного переносу часток випадінь, або ґрунтових часток із сорбованими на них радіонуклідами, так і переміщення вільних іонів, або їхніх комплексів з органічною речовиною в результаті дифузії, конвективного переносу зі струмками води, утворення летких сполук. Як показують дані багатьох досліджень, 85-90 % випадінь радіонуклідів акумульовані у верхньому шарі природних угідь або орному шарі ґрунтів, звідки вони через кореневі системи рослин активно залучаються до трофічних ланцюгів<sup>4350</sup>.

Таким чином, незважаючи на процеси сорбції, перерозподілу радіонуклідів по ґрунтовому профілю, вони залишаються в зоні посиленого засвоєння рослинами. Відомо, що інтенсивність міграції радіонуклідів залежить від багатьох факторів, серед яких особливе значення мають агрохімічні – вмісту у ґрунті калію, кальцію, фосфору, кислотність ґрунтового розчину. Вже понад тридцять років забруднені ґрунти деградують, що сприяє підвищеному забрудненню рослин. Запаси калію, фосфору в ґрунтах 3-ої Чорнобильської зони зменшились на 18-34 %, площі кислих ґрунтів збільшилися у 2,0-2,5 рази і в окремих господарствах вони займають до 87 %.

На таких ґрунтах коефіцієнти переходу цезію-137 з ґрунту в рослинність у десятки разів перевищують відповідні значення для мінеральних ґрунтів. До найвразливіших мінеральних ґрунтів на Поліссі відносяться й дерново-підзолисті ґрунти легкого гранулометричного складу (піщані й супіщані), які через недостатнє забезпечення поживними речовинами, зокрема калієм та кальцієм, низький вміст тришарових глинистих мінералів, кислу реакцію ґрунтового розчину тощо мають високий коефіцієнт переходу радіонуклідів з ґрунту в рослинність. Тобто, у цих ґрунтах послаблені процеси необмінного поглинання радіонуклідів ґрунтом та відсутні антагоністи накопичення радіонуклідів у рослинах.

Забруднення ґрунту стронцієм на сільськогосподарських угіддях України спостерігається у значно більших масштабах, ніж цезієм. У межах 0,74-5,55 кБк/м<sup>2</sup> стронцієм-90 забруднено 4,6 млн га, що становить 52 % від обстеженої площі. Територія сільськогосподарських угідь Вінницької, Київської, Черкаської та Чернігівської областей суцільно забруднена радіостронцієм. Таке інтенсивне поширення цього радіонукліду на території України зумовлене насамперед глобальними викидами стронцію-90 під час випробувань ядерної

зброї в атмосфері. Забруднення угідь стронцієм-90 внас-лідок Чорнобильської катастрофи було менш інтенсивним і поширилося, в основному, в межах зони відчуження та на прилеглих до неї територіях, проте в аерозольних випадках стронцій поширився і значно далі.

Темпи вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунтах природних біогеоценозів залежать від водного режиму ґрунтів. Експериментальні дані показують, що через 10 років після внесення  $^{90}\text{Sr}$  на глибину 40-50 см у луговий зволожений ґрунт близько 30 % нукліда перемістилося доверху від місця глибокого захоронення і лише незначна його кількість мігрувала в нижні шари ґрунту. При зміні коефіцієнта обводненості від 0,1 до 20,0 у вологих ґрунтах сумарна кількість  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтовому розчині зростає від 4 до 20 разів, а  $^{137}\text{Cs}$  – на два порядки величин<sup>4351</sup>.

Водночас  $^{90}\text{Sr}$  більше мобільний у порівнянні з  $^{137}\text{Cs}$ <sup>4352</sup>. Розходження у швидкості міграції радіонуклідів у різних шарах ґрунту можуть бути пояснені знаходженням радіонуклідів у різних формах, що розрізняються за інтенсивністю міграції, або розходженнями в рухливості їхніх обмінних форм у різних генетичних горизонтах. Дослідження міцності зв'язку  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  на різних глибинах підтверджує положення про велику рухливість форм радіонуклідів, що проникнули в шари ґрунту на 5-20 см<sup>4353</sup>.

В агрокосистемах сільськогосподарські культури є важливою ланкою трофічного ланцюга, по якому  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  надходять в організм тварини та людини. Наразі основним шляхом надходження  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  до рослин є кореневий. Поведінка цих радіонуклідів у ланці «ґрунт – рослина» в основному визначається мінералогічним складом ґрунтів, їх фізико-хімічними властивостями та біологічними особливостями рослин<sup>4354 4355 4356</sup>. Інтенсивність перенесення радіонуклідів по трофічних ланцюгах, в тому числі у ланці «ґрунт – рослина», залежить від вмісту їх носіїв. Для оцінки міграції радіонуклідів по трофічних ланцюгах було введено поняття стронцієві та цезієві одиниці, що показують відношення вмісту цих радіонуклідів до вмісту їх в неізотопних носіїв, відповідно кальцію та калію. Схожість у поведінці радіоактивного цезію із калієм значно менша, ніж у стронцію з кальцієм<sup>4357</sup>.

Фізико-хімічні властивості ґрунту надзвичайно впливають на інтенсивність надходження радіонуклідів із ґрунту в рослини. Численними науковцями доведено, що, з підвищенням родючості ґрунту, інтенсивність нагромадження радіонуклідів рослинами значно знижується<sup>4358 4359 4360</sup>.

Залежно від фізико-хімічних властивостей ґрунту розходження в нагромадженні радіостронцію у врожаї сільськогосподарських рослин можуть сягати до 50 разів для зерна зернових і силосних культур, до 20 разів – для соломи зернових культур, до 10-15 – для бульб і бадилля картоплі<sup>4361</sup>. Одним із проявів впливу фізико-хімічних характеристик ґрунту на перехід радіонуклідів у рослини є зональність. Зі зміною природних зон змінюються фізико-хімічні властивості ґрунтів і, відповідно, міняються кількісні залежності їх надходження.

Максимальне нагромадження радіостронцію рослинами, вирощеними на підзолистому ґрунті, перевищувало мінімальне його нагромадження із чорноземного ґрунту степової зони: зерном – в 48 разів, соломкою – в 26 разів, силосними – в 45 і бадиллям картоплі – в 15 разів<sup>4362</sup>. У численних дослідженнях була відзначена обернена залежність між вмістом у ґрунті обмінного кальцію – основного неізотопного носія цього радіонукліда і нагромадженням радіостронцію рослинами. Так, за допомогою дисперсійного і кореляційного аналізів, показано, що серед всіх ґрунтових властивостей вміст обмінного кальцію в ґрунті робить основний і незалежний вплив на надходження  $^{90}\text{Sr}$  у пшеницю. Інтенсивно накопичують  $^{137}\text{Cs}$  калієфільні рослини, тому що його поглинання рослинами із ґрунту пов'язане із засвоєнням калію. Зі збільшенням вмісту обмінного К у ґрунтах нагромадження  $^{137}\text{Cs}$  у рослинах зменшується, однак, оберненої лінійної залежності між цими величинами не встановлено<sup>4363 4364</sup>.

Серед фізико-хімічних характеристик ґрунту виділяють близько десяти параметрів, які вважають найбільш важливими для визначення поведінки радіонуклідів у ґрунті й переходу їх у рослини. У загальному вигляді вплив ґрунту виявляється в зниженні біологічної рухливості радіонуклідів, у першу чергу  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$ , при збільшенні вмісту в ґрунті обмінних катіонів, органічної речовини, фізичної глини й мулу, мінералів монтморилонітової групи, ємності поглинання.

Спрямованість впливу кислотності, карбонатів і вологості ґрунтів залежить від фізико-хімічних властивостей радіонуклідів<sup>4365</sup>. Статистична обробка експериментальних даних щодо оцінки надходження  $^{137}\text{Cs}$  у рослини показала, що до числа властивостей ґрунтів, які найбільш впливають на надходження  $^{137}\text{Cs}$ , відносяться: вміст органічного вуглецю, рН сольової витяжки, вміст валового калію, сума обмінних катіонів кальцію і магнію, ємність поглинання, вміст обмінного  $^{137}\text{Cs}$ <sup>4366</sup>. Також експериментально встановлено, що при збільшенні кислотності зростає інтенсивність надходження радіонуклідів у рослини.

Процесом, що призводить до повного виключення РН із ґрунту, є їхній радіоактивний розпад, швидкість якого не може бути змінена. У зв'язку з цим автори робіт<sup>4367 4368</sup> констатують, що перспективним методом запобігання надходження РН в біогеохімічні ланцюги є такий метод, який забезпечить уповільнення процесів геохімічної міграції радіонуклідів до швидкостей, порівнянних зі швидкістю радіоактивного розпаду.

За даними роботи<sup>4369</sup> швидкість фіксації  $^{137}\text{Cs}$  окремими компонентами ґрунтів перевищує швидкість радіоактивного розпаду в 10-15 разів. На підставі вищепереліченого, хімічний метод реабілітації ґрунтів, забруднених РН, заснований на перекладі (фіксації) РН у ґрунтах у більш важкодоступний для засвоєння рослинами стан за допомогою внесення в них хімічних речовин, є найбільш перспективним.

Серед техногенних радіонуклідів екологічно небезпечними та найбільш значущими при розгляді довготривалих наслідків радіоактивного забруднення



ґрунтів є радіонукліди  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Біологічна небезпека радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  визначається наступними факторами: високим виходом при розподілі, тривалим періодом напіврозпаду (близько 30 років) і високою міграційною рухливістю в ґрунтах. Значною мірою варіабельність форм РН та їх біологічна доступність визначається фізико-хімічними властивостями ґрунтів. Залежно від властивостей ґрунтів вміст обмінної форми радіонуклідів варіюється в межах від 9 до 40% для  $^{137}\text{Cs}$  і від 64 до 93% для  $^{90}\text{Sr}$ <sup>4370</sup>.

Згідно з наявними літературними даними<sup>4371</sup> при фіксації  $^{137}\text{Cs}$  в кристалічній решітці глинистих мінералів вирішальну роль відіграє ізо-морфне заміщення, а  $^{90}\text{Sr}$  – ізоморфне заміщення в мінералах, що містять кальцій і магній (кальцит і вапняк ( $\text{CaCO}_3$ ),  $\text{SO}_2$  доломіт ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ).

На стан та закріплення  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтово-поглинальному комплексі великий вплив має склад мінеральної частини ґрунтів. Радіонуклід  $^{90}\text{Sr}$  міцніше закріплюється у ґрунтах з високим вмістом мулистих частинок. Глинистими мінералами ґрунтів може бути сорбовано до 99% даного радіонукліду.  $^{90}\text{Sr}$  більш переважно сорбується такими мінералами, як ас-каніт, бентоніт, вермікуліт, флогопіт і гумбрін. Мінералами групи монт-морилоніту поглинається до 92-99,9%  $^{90}\text{Sr}$ <sup>4372</sup>.

Проведеними раніше дослідженнями встановлено, що має місце швидка взаємодія радіонуклідів з ґрунтами та включення їх у міграційні процеси, що протікають у ґрунтовому покриві. Перехід радіонуклідів із ґрунту в рослини є результатом дії ґрунтово-хімічного та біологічного процесів. Тому застосування хімічних речовин, здатних зв'язувати радіонукліди  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунті, дозволяє мінімізувати їх перехід із ґрунту в рослини.

Багаторічні спостереження за нагромадженням радіонуклідів у рослинах у зв'язку з агрометеорологічними факторами показали, що найбільше значення має співвідношення між температурою і вологою. Формування погодних умов посушливого типу супроводжується підвищенням концентрації радіонуклідів у рослинах. Перевага протягом вегетаційного періоду вологого типу погодних умов призводить до зниження рівня забруднення<sup>4373</sup>. Однак, існують спостереження, з яких випливає, що збільшення атмосферних опадів підвищує нагромадження  $^{90}\text{Sr}$  рослинами, особливо в тих випадках, коли врожайність культур змінюється несуттєво.

Збільшення ж кількості опадів, що сприяє збільшенню врожайності, практично не впливає на нагромадження  $^{90}\text{Sr}$  рослинами<sup>4374</sup>. Істотним фактором, що впливає на перехід радіонуклідів у рослини, є час їхньої взаємодії із ґрунтом.

У природних умовах у перший рік внесення  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунт його перехід у рослини на 20-30 % більше, ніж у наступні роки. У багаторічних польових дослідках, встановлено, що якщо прийняти нагромадження  $^{137}\text{Cs}$  у рослинах у перший рік за 100 %, то в другий рік засвоєння становить 30, а в третій – 20 %. У процесі взаємодії свіжовнесених радіонуклідів із ґрунтом з часом відбувається перехід їх у менш доступну для рослин форму. Надходження  $^{137}\text{Cs}$  у рослини із ґрунту в середньому в 510 разів менше, ніж  $^{90}\text{Sr}$ , однак для

окремих районів зі своєрідними ґрунтово-кліматичними умовами  $K_n$   $^{137}Cs$  досягає досить високих значень – до 4,5 на дерново-підзолистих і піщаних ґрунтах, слабо насиченими основами. Багатьма дослідниками відзначений вплив біологічних особливостей рослин на нагромадження радіонуклідів із ґрунту. Так, серед 75 вивчених сортів зернових і бобових культур, вирощених на одному ґрунті, різниця в концентрації  $^{90}Sr$  становила 85 разів, а в 170 сортів коренеплодів і овочевих культур – 350 разів<sup>4375</sup>.

**По акумуляції рослинами хімічні елементи поділяються на 5 груп:** із сильним накопиченням (коефіцієнт накопичення  $>10$ ), зі слабким накопиченням (1-10), з відсутністю акумуляції (0,1-1), зі слабкою дискримінацією (0,01-0,1) і із сильною дискримінацією ( $<0,01$ ). Так,  $^{90}Sr$  у 2-6 разів інтенсивніше поглинається бобовими культурами, ніж злаковими. Його вміст, як правило, вище в зернобобових культурах у порівнянні зі злаковими<sup>4376</sup>.

Найбільш інтенсивно проходить нагромадження радіонуклідів у листках і стеблах і значно слабше – в генеративних органах рослин. Низькими рівнями забруднення характеризуються коренеплоди (просапні культури): буряк, морква, а бульби картоплі мали найменший коефіцієнт переходу. Нагромадження радіонуклідів різними видами і сортами сільськогосподарських культур визначається особливістю мінерального живлення, тривалістю вегетаційного періоду, характером розподілу кореневих систем у ґрунті, різною продуктивністю та іншими біологічними особливостями. Зернобобові культури, як правило, інтенсивніше поглинають більшість радіонуклідів порівняно із злаковими.

Інтенсивність переходу радіонуклідів у рослини змінюють також способи обробітку ґрунту<sup>4377 4378</sup>. Зернові, бульбоплоди, коренеплоди і овочеві культури мають дуже низькі значення коефіцієнту переходу радіонуклідів з ґрунту. Крім цього, ці культури традиційно вирощуються на більш родючих типах ґрунтів, і найчастіше – із застосуванням добрив. (табл. 2.126-2.127).

Тому у віддалений період після аварії майже на всій території вміст радіоцезію в цій рослинницькій продукції не перевищував ДР-2006.32.

Однак, при використанні населенням для вирощування городини, в основному картоплі, на чорноземних та дерновопідзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах питома активність  $^{137}Cs$  у продукції може досягати рівня ДР-2006, а іноді і перевищувати його. Прикладом цього є перевищення останнім часом допустимого рівня вмісту  $^{137}Cs$  в овочах і картоплі, що вирощуються на торфових ґрунтах. За щільністю забруднення ґрунту  $^{137}Cs$  біля 100 кБк/м<sup>2</sup> питома активність радіоцезію в овочах і картоплі перевищує ДР-2006<sup>4379 4380 4381</sup>.

Величина  $K_p$   $^{137}Cs$  і  $^{90}Sr$  в усіх сільськогосподарських культур як у рік випадінь, так і в наступні роки, значно відрізнялися у різних типах ґрунтів. Для всіх видів культур на торфово-болотному ґрунті  $K_p$   $^{137}Cs$  більші у 7-15 разів ніж на дерново-підзолистому і у 10-20 разів, ніж на сірому лісовому та у 1530 разів, ніж на чорноземі.

Найбільші значення  $K_p$   $^{90}\text{Sr}$  – на дерново-підзолистому ґрунті, і менші, майже в 5 разів, – на сірому лісовому ґрунті і в 10 разів – на чорноземі. Такі значні розбіжності вказують на те, наскільки сильно значення коефіцієнта переходу  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  залежить від типу ґрунту, на якому вирощується сільськогосподарська продукція, і який, в свою чергу, має певні агрохімічні властивості.

За період після аварії значення  $K_p$  радіонуклідів у культури зменшилися для  $^{137}\text{Cs}$  на органічних ґрунтах – до 100 разів, на мінеральних – до 10-30 разів, а для  $^{90}\text{Sr}$  на мінеральних ґрунтах – до 3 разів.

Вагомим фактором, що значно змінює радіаційний стан на забруднених територіях, є іммобілізація радіонуклідів ґрунтово-вбирним комплексом. Причому періоди напівзменшення коефіцієнтів накопичення радіонуклідів рослинами за рахунок цього процесу для  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  значно менші, ніж періоди напіврозпаду радіонуклідів, що свідчить про більший, ніж розпад, внесок процесів іммобілізації в покращення радіаційної ситуації<sup>4382 4383</sup>.

Таблиця 2.126

Середні значення коефіцієнтів переходу ( $K_p$ )  $^{137}\text{Cs}$  в урожай  
.сільськогосподарських культур, Бк/кг: кБк/м<sup>2</sup><sup>4384</sup>

Культура	Частина урожаю	Дерново-підзолисті ґрунти		
		піщані і супіщані	легко- і середньосуглинкові	важкосуглинкові
Жито озиме	зерно	0,10	0,03	0,02
	солома	0,20	0,06	0,03
Пшениця озима	зерно	0,20	0,03	0,03
	солома	0,30	0,06	0,03
Ячмінь ярий	зерно	0,10	0,05	0,02
	солома	0,20	0,13	0,06
Картопля	бульби	0,10	0,60	0,04
Буряки столові	коренеплоди	0,50	0,40	0,10
Овочі (томат)		0,06	0,03	0,03
Гречка	зерно	0,75	0,08	0,05

Значна кількість радіонуклідів уже в перші роки після переміщення у ґрунт досить міцно фіксується. На перший погляд їх міграція має визначатися співвідношенням водорозчинної, обмінної та інших форм. Відомо, що чим більше водорозчинних і обмінних форм радіонуклідів у ґрунті, тим швидше вони рухаються. Але після того, як радіонукліди потрапили у ґрунт, з ними відбуваються різноманітні процеси, що змінюють їх рухливість. Внаслідок утворення важко- і нерозчинних сполук відбувається хімічне осадження радіонуклідів, завдяки сорбції глинистими мінералами з часом збільшується кількість радіоактивного елемента в кристалічній решітці. На перебіг усіх цих процесів впливає близько 10 характеристик ґрунтових умов.

Середні значення коефіцієнтів переходу (КП)  $^{90}\text{Sr}$  в урожай сільськогосподарських культур, Бк/кг: кБк/м<sup>2</sup> <sup>4385</sup>

Культура	Частина урожаю	Дерново-підзолисті ґрунти		
		піщані і супіщані	легко-і середньосуглинкові	важкосуглинкові
Пшениця озима	зерно	1,0	0,6	0,3
	солома	5,0	3,0	1,5
Ячмінь	зерно	5,0	3,0	1,5
	солома	25,0	15,0	7,5
Горох	зерно	7,0	4,0	2,0
	солома	35,0	20,0	10,0
Гречка	зерно	5,0	3,0	1,5
Картопля	бульби	2,6	1,7	0,8
Буряки столові	коренеплоди	6,0	3,0	1,6
Капуста	головка	1,2	0,6	0,3

У лісах території радіоактивного забруднення України найбільше поширені дерново-підзолисті, оторфовані та торфові ґрунти. Вони відрізняються значною кислотністю, тому тут відмічається зростання частки водорозчинних і обмінних форм  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ . У зв'язку з цим в ґрунтах таких типів рухливість  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  підвищується, знижується міцність їх фіксації у фунті і зростає інтенсивність надходження їх у рослини. У той же час  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{59}\text{Fe}$ ,  $^{65}\text{Zn}$  та деякі інші радіонукліди у кислих ґрунтах створюють різноманітні гідролізні та комплексні сполуки, то знижує їх рухливість.

Втім, швидкість переміщення радіоактивних елементів з лісової підстилки у мінеральну частину ґрунту слід відрізнити від рухливості їх у ґрунті та у системі "ґрунт-рослини". Зростання швидкості міграції радіонуклідів у мінеральну частину ґрунту не завжди збігається із зростанням темпів їх надходження у рослини. У мінеральній частині ґрунту радіоактивні речовини можуть міцно фіксуватися, що зменшує темп їх надходження у рослини (таб. 2.128).

Трав'яно-чагарничковий ярус лісів ценотично і флористично різноманітний. В Україні до специфічного лісового фітоценокомплексу належить близько 600 видів судинних рослин, радіоактивне забруднення яких варіює в широких межах і відіграє важливу роль у накопиченні радіонуклідів компонентами лісових біогеоценозів.

Зокрема, він бере участь у накопиченні гумусу ґрунтами лісових екосистем і в міграції радіонуклідів у них; види, що входять до його складу, є першими ланками трофічних ланцюгів, і їх радіоактивне забруднення зумовлює міграцію радіонуклідів до наступних ланок, зокрема, мисливських тварин – козулі, кабана, лося; до його складу входять господарські цінні види рослин (ягідні, лікарські та ін.), при використанні яких у їжу до людини радіонукліди можуть надходити у значних кількостях.

Інтенсивність накопичення радіонуклідів видами трав'яно-чагарничкового ярусу значною мірою зумовлюється ізотопним складом радіоактивних випадінь, їх фізико-хімічними властивостями, формою і шляхом надходження радіонуклідів до екосистеми. З усього ізотопного складу глобальних випадінь радіонуклідів 1960-х - 1970-х років та аварійних викидів Чорнобильської АЕС (більше 100 ізотопів) види трав'яно-чагарничкового ярусу найбільше накопичують  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ .

Таблиця 2.128

Інтенсивність накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у надземній фітомасі видів трав'яно-чагарничкового ярусу лісу у свіжих сугрудках та свіжих суборах <sup>4386 4387 4388</sup>

Інтенсивність накопичення $^{137}\text{Cs}$ із ґрунту у надземній фітомасі	Вид	КП, м <sup>2</sup> кг-1 10-3
Свіжі субори (В <sub>1</sub> )		
Дуже сильна	Щитник шартрський	590
	Орляк	500
	Веснівка дволиста	170
	Перестріч лучний	160
Сильна	Одинарник європейський	72
	Костяниця	56
	Верес звичайний	45
	Конвалія звичайна	40
	Чорниця	29
	Брусниця	28
	Перстач білий	23
	Осока вереснякова	18
	Суниці лісові	17
	Звіробій звичайний	11
Слабка	Зимолобка зонтична	9,6
	Костриця овеча	9
	Ортилія однобока	4,4
	Герань криваво-червона	2,3
Свіжі сугрудки (С <sub>2</sub> )		
Помірна.	Щитник шартрський	47
	Щитник чоловічий	15
	Безщитник жіночий	13
	Перстач білий	13
	Осока трясуковидна	13
	Веснівка дволиста	12
	Перестріч гайовий	10
Слабка	Костяниця	9,9
	Конвалія звичайна	8,6
	Суниці лісові	8,3
	Осока гірська	6,3
	Купина лікарська	4,6
	Материнка звичайна	2,6
	Чорниці	2,4
	Брусниці	2,3
Дуже слабка	Звіробій звичайний	1,6
	Герань криваво-червона	0,9

Трансуранові радіонукліди накопичуються у рослинах у 10-100 разів менше. Загальна закономірність полягає в тому, що інтенсивність надходження кожного радіонукліда до рослин залежить від ступеня його участі у метаболічних процесах рослинного організму. Саме тому радіонукліди, схожі за хімічною природою з біогенними елементами, активніше накопичуються у рослинах ( $^{137}\text{Cs}$  як аналог калію,  $^{90}\text{Sr}$  – кальцію)<sup>4389</sup>.

Накопичення радіонукліда в певному виді рослин, крім цього, залежить і від інших факторів. Їх доцільно об'єднати у дві групи за відношенням до рослинного організму: внутрішні, (притаманні конкретному виду) та зовнішні (екосистемні).

***Групу внутрішніх факторів складають біологічні особливості видів:***

- систематичне положення;
- життєва форма;
- утворення симбіозу з мікоризою грибів;
- потреба у  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  та інших катіонах;
- глибина розміщення кореневої системи у ґрунті;
- екологічна амплітуда.

Для рослин трав'яно-чагарничкового ярусу лісу характерна видоспецифічність накопичення радіонуклідів. Це явище проявляється у всіх фітоценозах та типах умов місцезростання. Зокрема, міжвидова різниця накопичення  $^{137}\text{Cs}$  судинними рослинами наземного покриву у свіжих сугрудках Українського Полісся в ценозі дубових лісів різнотравно-конвалієвих сягає 50-кратної величини, а у свіжих суборах в ценозі соснового лісу різнотравно-чорнично-зеленомошного-250-кратної<sup>4390</sup>.

Тому в межах типів умов місцезростання доцільно згрупувати рослини за інтенсивністю накопичення ними певного радіонукліда, зокрема,  $^{137}\text{Cs}$ . Показником згаданого параметру може бути величина коефіцієнта переходу радіонукліда з ґрунту до фітомаси виду. Зважаючи на величину КП, інтенсивність надходження  $^{137}\text{Cs}$  до надземної фітомаси поділяють на дуже сильну ( $\text{КП} > 100$ ), сильну ( $100 > \text{КП} > 50$ ), помірну ( $50 > \text{КП} > 10$ ), слабку ( $10 > \text{КП} > 1$ ), дуже слабку ( $\text{КП} < 1$ ). В таблиці 1 наведено середні значення КП  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту до надземної фітомаси, характерні для видів трав'яно-чагарничкового ярусу лісів у двох типах умов місце зростання<sup>4391</sup>.

Систематична належність рослин істотно впливає на накопичення в них  $^{137}\text{Cs}$ . Зокрема, підвищене накопичення цього радіонукліда характерне для папоротей та плаунів. У борах та суборах концентраторами його є види з родин вересових (верес, багно болотне, підбіл білолистий) та брусничних (чорниця, брусниця, буюхи); у сугрудках – види родин розових, лілійних, ранникових; у ґрудах – види родин осокових, губоцвітих, маренових. У виділених рядах рангове положення виду за інтенсивністю накопичення  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту в певних екологічних умовах досить стабільне.

Останнє має важливе практичне значення, адже дає змогу, зважаючи на систематичне положення певних господарських видів, на якісному рівні оцінити їх можливе радіоактивне забруднення. У видів різних систематичних

груп різниця в інтенсивності накопичення  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту проявляється в істотно відмінних темпах цього процесу протягом різних частин вегетаційного періоду та у різному перерозподілі радіонукліда між надземною та підземною частинами рослин. Наприклад, для видів родини осокових вміст  $^{137}\text{Cs}$  у надземній фітомасі зменшується від початку вегетаційного періоду до його закінчення, у злаків – навпаки, спостерігається зростання цього показника наприкінці вегетації<sup>4392</sup>.

Найважливішим елементом агроєкосистеми є ґрунтовий покрив. Радіонуклідне забруднення ґрунту визначається радіонуклідними випаданнями безпосередньо на поверхню ґрунту і тією частиною радіонуклідів, що змивається з рослин опадами і здувається вітром. Відразу після випадання практично всі радіонукліди зосереджені у верхньому шарі ґрунту завтовшки 1 см. Далі починають діяти механізми фільтрації, вимивання дощем, дифузія і перемішування ґрунту під впливом вітру, дощу і рійних представників біоти.

Значну роль у процесі вертикальної міграції радіонуклідів у ґрунті відіграють біогенні чинники: транспортування по кореневих системах, наявність у ґрунті мікроорганізмів і рійних тварин. Унаслідок цього відбувається переміщення радіонуклідів у ґрунті зі швидкістю 1-3 см на рік. При цьому  $^{137}\text{Cs}$  мігрує повільніше, а  $^{90}\text{Sr}$  – швидше.

У цілому ґрунт є найважливішим депо накопичення радіонуклідів. При цьому роль його подвійна: з одного боку, ґрунт міцно сорбує більшість радіонуклідів, знижуючи їхню доступність для рослин; з іншого – закріплення радіонуклідів твердою фазою ґрунту призводить до тривалого утримування їх у верхньому коренезаселеному шарі ґрунту і перешкоджає винесенню радіонуклідів за межі зони коренів.

**Тверда фаза ґрунту може утримувати радіонукліди, що надходять у нього внаслідок:** - іонного обміну; - адсорбції (захоплення колоїдною фракцією ґрунту); - хімічного осадження (утворення самостійних сполук радіонуклідів із колоїдами ґрунту).

Здатність до сорбції в ґрунті для  $^{90}\text{Sr}$  на два порядки вища, ніж для  $^{137}\text{Cs}$ . Одночасно із сорбцією радіонуклідів частинками ґрунту відбувається також їх десорбція.

Надходження радіонуклідів у рослини можна описати за допомогою камерних моделей і коефіцієнтів переходу. Безпосереднє забруднення рослин охоплює адсорбцію радіонуклідів поверхнею листя і стебел, а також поглинання кореневою системою. Тому в радіоекології розрізняють два типи надходження радіонуклідів у рослини – кореневий і позакореневий. Позакореневе надходження радіонуклідів у рослини особливо інтенсивне під час опадів чи зрошення рослин краплинним методом водою, що містить радіонукліди

Міграція техногенних радіонуклідів у системі «ґрунт-рослина» є визначальною у процесах їх розподілу у наземних екологічних системах. Надходження радіонуклідів із ґрунтів у рослини є першою ланкою в харчовому ланцюжку їх переходу з адіабатичних компонентів екосистем у біотичні, у тому

числі в організм людини. Потрапляючи з ґрунту в рослину, радіоактивні речовини в залежності від своїх хімічних властивостей проникають у наземні частини або затримуються в кореневій системі. Зміст природних радіонуклідів у рослинах залежить від їхньої концентрації у навколишньому середовищі, виду рослин, функціонального стану рослинності, виду екосистеми тощо.

Можливі два шляхи попадання в наземні рослини радіонуклідів: адсорбція радіоактивних аерозолів, що осідають з атмосфери, та засвоєння (в основному з водою) радіонуклідів із ґрунту. Перший шлях є засвоєння радіоактивних аерозолів надземними органами рослин. Друга складова пов'язана з кореневою системою, яка разом із висхідними струмами води виносить із ґрунту розчинні форми радіонуклідів. Тому ступінь активності тканин рослин визначається не тільки їх видовими особливостями і концентрацією радіонуклідів в горизонтах живлення, але і співвідношенням в цих горизонтах розчинних обмінних фракцій з фракціями, що знаходяться в міцних з'єднаннях з компонентами ґрунту. На засвоєння радіонуклідів впливають вікові зміни рослини, т.к. кожному періоду розвитку рослини відповідає певний тип фізіологічних процесів і, отже, свій тип живлення.

Важливу роль у кореневому живленні рослин (і в надходженні радіонуклідів) відіграє їх симбіоз з мікоризою грибів. Як правило, підвищена інтенсивність накопичення  $^{137}\text{Cs}$  характерна для мікосимбіотрофних видів, особливо в бідних умовах місцезростання. Наприклад, у борах та суборах Полісся України види родин вересових та брусничних (облігатні мікотрофи) дуже сильно накопичують радіонукліди, зокрема  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту.

Проте із загальної закономірності є й окремі винятки. Наприклад, у видів родин осокових, кропивових, макових (рід чистотіл) симбіоз з мікоризою відсутній, а інтенсивність накопичення радіонуклідів - значна. Значення мікосимбіотрофності для накопичення рослинами радіонуклідів зменшується із збільшенням трофності ґрунту.

Існує ще одна закономірність. Як правило, чим глибше розміщена коренева система виду, тим слабше надходження  $^{137}\text{Cs}$  до його фітомаси з ґрунту. Це явище зумовлюється закономірностями вертикального розподілу цього радіонукліда у ґрунті - експоненційним зменшенням його активності із збільшенням глибини. Згадане зменшення активності  $^{137}\text{Cs}$  дуже різке у верхніх горизонтах ґрунту і поступове у нижніх.

На інтенсивність надходження радіонуклідів до рослин також істотно впливають такі параметри їх корневих систем, як горизонтальна протяжність, ступінь заповнення коренями ґрунтових горизонтів, хімізм корневих виділень.

Механізм кореневого засвоєння радіонуклідів рослинами схожий в цілому до засвоєння їх стабільних аналогів. Найважливіші з радіоекологічної точки зору радіонукліди –  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  - інтенсивно накопичують рослини, у яких підвищена потреба відповідно у калії та кальції. Наприклад, на лісових мезотрофних сфагнових болотах максимальне значення КП  $^{137}\text{Cs}$  – 390 спостерігається у рінхоспори білої, а мінімальне - у підбілу білолистого



(КП=90). Відповідно вміст стабільного калію в згаданих видах в тому самому екоотопі становив 110 та 32 мк-моль/г сухої ваги<sup>4393</sup>.

За винятком радіоцезію, інтенсивність накопичення радіонуклідів рослинами із ґрунту вивчено лише фрагментарно. При цьому найбільшу увагу дослідники приділили накопиченню рослинами <sup>90</sup>Sr. За даними російських учених, у вологих березових лісах види наземного покриву за інтенсивністю накопичення згаданого радіонукліда утворюють такий ряд: щучка дерниста > купальниця європейська > конюшина проміжна > герань лісова > купина лікарська > медунка м'яка > орляк-костяниця > буквиця лікарська. Спостерігається тенденція посиленого накопичення <sup>90</sup>Sr рослинами, що мають розгалужену кореневу систему поверхневих шарах ґрунту, та тих, що утворюють дернину<sup>4394</sup>.

Для цього радіонукліда, як і для радіоцезію, характерна видоспецифічність накопичення різними видами, причому у різних екологічних умовах вона проявляється по-різному. Зокрема, за величиною КН <sup>90</sup>Sr видами у суходольних лісах формується такий ряд видів: яглиця > таволга в'язолиста > хвощ лісовий, а у заболочених – істотно відмінний: хвощ лісовий > яглиця > таволга в'язолиста<sup>4395</sup>.

***Вміст радіонуклідів у видах трав'яно-чагарничкового ярусу є результатом складної взаємодії внутрішніх факторів, коротко проаналізованих вище, із зовнішніми факторами, особливо – з ґрунтовими параметрами місцезростань. Найважливішими з них є:***

- тип ґрунту;
- мінералогічний та гранулометричний склад;
- багатство (кількість мінерального азоту);
- вологість;
- кислотність (рН);
- вміст органічної речовини;
- вміст обмінних  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ;
- ступінь насиченості основами ґрунтового поглинального комплексу.

У трофотопному ряду одного пґротопу зростання інтенсивності накопичення <sup>137</sup>Cs відбувається із зменшенням родючості ґрунту.

Таким чином, можна зробити висновок, що для типу умов місцезростання величина накопичення <sup>137</sup>Cs рослинами із ґрунту буде більшою при меншій родючості та більшій вологості ґрунту. Наведена вище закономірність зумовлює необхідність заготівлі ягідної та лікарської сировини у лісах, забруднених радіонуклідами, на лісотипологічній основі.

Вплив інших параметрів ґрунту на накопичення <sup>137</sup>Cs в узагальненому вигляді можливо сформулювати так, інтенсивність надходження радіонукліда із ґрунту до фітомаси тим більша, чим менший в ньому вміст дрібнодисперсних фракцій – мулистої та глинистої; менше значення рН (більша кислотність); менший вміст обмінних форм  $K^+$ , як іона-антагоніста <sup>137</sup>Cs; менший ступінь насиченості основами ґрунтового поглинаючого комплексу<sup>4396</sup>.

У таблиці наведено усереднені показники ефективності застосування хімічних речовин щодо зниження накопичення радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у продукції рослинництва у виробничих умовах<sup>4397</sup>.

Аналіз даних таблиці показує, що для зниження переходу РН із ґрунту в рослини найбільш перспективним методом реабілітації є комплексне застосування хімічних речовин (органічні та мінеральні добрива) та сапропелів. Хімічний метод, заснований на внесенні в забруднений ґрунт підвищених доз калійних добрив і доломітового борошна з метою зменшення вмісту радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{90}\text{Sr}$  у сільськогосподарських рослинах, внесений до багатьох, у тому числі міжнародних, рекомендацій<sup>4398</sup> з ведення сільського господарства на територіях, що зазнали радіоактивного забруднення<sup>4399</sup>.

Теоретичною базою, що обґрунтовує застосування різних агрономеліорантів (ґрунтових добавок) для підвищення сорбційних властивостей ґрунтів, фіксації  $^{137}\text{Cs}$  ґрунтами та зниження переходу даного радіонукліду з ґрунту в рослини, є теорія селективної сорбції<sup>4400</sup>. Професор А. Кремерс із співробітниками<sup>4401</sup> розробив метод визначення кількісних характеристик селективної сорбції  $^{137}\text{Cs}$  у ґрунтах. **При цьому іонообмінні сорбційні місця для радіонукліду  $^{137}\text{Cs}$  поділяються на три основні типи за ступенем селективності:**

1) неселективні сорбційні місця (Regular Exchange Sites, RES), розташовані на поверхні твердої фази ґрунтів;

2) сорбційні центри (Frayed Edge Sites, FES), розташовані між шарами кристалічних ґрат в області їх розширених кінців;

3) центри особливо високої селективності (High Affinity Sites, HAS), розташовані в глибині міжпаquetного простору кристалічних решіток мінералів<sup>4402</sup>.

Розподіл  $^{137}\text{Cs}$  у системі фаз ґрунту твердий – рідкий може бути кількісно охарактеризований у термінах потенціалу селективної сорбції (Radiocaesium Interception Potential, RIP) та концентрації конкуруючих іонів у ґрунтовому розчині. Агрегований параметр RIP, що характеризує здатність твердої фази ґрунтів селективно і оборотно сорбувати  $^{137}\text{Cs}$ , являє собою добуток ємності розташованих у крайових клиноподібних областях кристалічної решітки шаруватих мінералів високоспецифічних центрів сорбції (FES) і коефіцієнта селективності  $\text{Cs}^+$  ( $\text{M}^+$ ) при їх сорбції FES.

Недоліками хімічного методу реабілітації ґрунтів, забруднених РН, шляхом їх вилуговування з коренеживого об'єму ґрунту з використанням хімічних реагентів є наступні: інтенсифікація міграції РН вниз по ґрунтовому профілю, що прискорює ймовірність їх попадання в ґрунтові води (при високому рівні їх залягання), а також використовуваних хімічних реагентів; суттєве зниження природної родючості ґрунту за рахунок використання кислих промивних розчинів, що суттєво обмежує можливість його практичного застосування; незадовільний ступінь вилучення з ґрунту РН у промивний розчин; значна витрата хімічних реагентів та його висока вартість.

Енергетична неоднорідність місць зв'язування дозволяє пояснити специфічність сорбції  $\text{Cs}^+$ . Лише  $^{137}\text{Cs}$ , сорбований на RES, зберігає здатність

легко обмінюватися інші катіони ґрунтового розчину. При розміщенні на FES утруднений обмін  $^{137}\text{Cs}$  на  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  та  $\text{Na}^+$ , а іони  $\text{K}^+$  та  $\text{NH}_4^+$ , за досить високих концентрацій у розчині, здатні витіснити  $^{137}\text{Cs}$  з даних сорбційних місць<sup>4403</sup>.

Добре відомо, що за своїми фізико-хімічними характеристиками (іонний радіус і енергія дегідратації) іони  $\text{Cs}^+$  краще, ніж іони  $\text{K}^+$ , підходять для фіксації в гексагональних пустотах кристалічних ґрат мінералів. У зв'язку з цим фіксація  $^{137}\text{Cs}$  в гексагональних осередках міжпакетного простору кристалічних ґрат мінералів робить його обмін на інші катіони і перехід у ґрунтовий розчин практично неможливим.

Процес фіксації іонів  $\text{Cs}^+$  на HAS контролюється дифузією, тому протікає з невисокою швидкістю. Здатністю до селективної сорбції і фіксації  $^{137}\text{Cs}$  володіють наступні шаруваті мінерали: іліт, вермікуліт, монтморилоніт з кристалічною решіткою типу 2:1, які присутні у ґрунтах.

Ще одним з процесів фіксації (швидшим) у порівнянні з дифузією є індуковане схлопування крайових областей міжпакетних просторів шаруватих глинистих мінералів. Так, якщо на селективних центрах у глибині клиноподібної зони кристалічних решіток шаруватих мінералів сорбується достатня кількість іонів  $\text{K}^+$ , то негативний заряд на внутрішніх поверхнях нейтралізується, сили відштовхування зменшуються, і відбувається схлопування сусідніх шарів – колапс<sup>4404</sup>.

В результаті колапсу міжпакетного простору частина обмінно-пов'язаних одновалентних іонів стає менш доступною для іонного обміну і втрачає здатність легко переходити в ґрунтовий розчин. Іони  $\text{K}^+$ , що індукують колапс, викликають власну іммобілізацію, але одночасно втрачають здатність до обміну на інші катіони і  $^{137}\text{Cs}$ , сорбований у клиноподібній зоні і міжпакетному просторі кристалічної решітки частинок шаруватих глинистих мінералів.

Відомо, що при сорбції  $^{137}\text{Cs}$  вирішальну роль грає ізоморфне заміщення в кристалічній решітці глинистих мінералів, тоді як для  $^{90}\text{Sr}$  істотне значення має ізоморфне заміщення в мінералах, що містять кальцій і магній – кальцит і вапняк, гіпс, доломіт. Оскільки переважним механізмом поглинання  $^{90}\text{Sr}$  твердою фазою ґрунтів є іонний обмін, аналогічно адсорбції стабільного  $\text{Sr}$  і  $\text{Ca}$ , то сорбція  $^{90}\text{Sr}$  твердою фазою ґрунтів залежить від присутності макроконцентрацій катіонів у розчині. Більшість  $^{90}\text{Sr}$  (60-90%) перебуває у ґрунті в обмінній формі<sup>4405</sup>.

На поведінку  $^{90}\text{Sr}$  істотно впливає органічне речовина ґрунту. Розподіл та міграція  $^{90}\text{Sr}$  у ґрунтах значною мірою визначається кількістю та якісним складом ґрунтового гумусу<sup>4406</sup>. Радіонуклід  $^{90}\text{Sr}$  присутній у ґрунтах, в основному у формі складних комплексів, до складу яких входять також  $\text{Ca}$ ,  $\text{Fe}$  та  $\text{Al}$ , а не у вигляді різних сполук з органічними речовинами неспецифічної природи та власне гумусовими кислотами<sup>4407</sup>.

До переваг хімічного методу реабілітації ґрунтів, забруднених РН, заснованого на перекладі РН в більш важкодоступний для засвоєння рослинами стан за рахунок внесення в них хімічних речовин, належать такі: простота

практичної реалізації методу; підвищення родючості та продуктивності ґрунту; можливість застосування на великій площі, що сприяє значному зниженню вмісту РН у рослинах. До недоліків даного методу слід віднести високу залежність його ефективності від типу ґрунту та його властивостей (кислотність та ін), утримання калію в ґрунті, а також значний термін окупності фінансових витрат.

Таблиця 2.129

Показники ефективності застосування хімічних речовин для зниження накопичення радіонуклідів  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$  у продукції рослинництва<sup>4408</sup>

Найменування заходу	Характеристика впливу на властивості ґрунту	Показники зниження вмісту радіонуклідів у рослинах
Вапнування	Зниження кислотності, насичення ґрунтово-поглинаючого комплексу кальцієм	1,5-2 рази
Внесение повышенных доз фосфорных и калийных удобрений	Внесення підвищених доз фосфорних та калійних добрив	1,5-2 рази
Внесение органических удобрений	Внесення органічних добрив	1,5-2,5 рази
Застосування глинистих мінералів	Збільшення сорбційної здатності ґрунтів та конкурентного впливу виділених у ґрунтовий розчин катіонів $\text{K}^+$ та $\text{Ca}^+$	1,5-3 рази (на піщаних ґрунтах, на ін. типах ґрунтів ефект був відсутній)
Застосування сапропелів <sup>4409 4410</sup>	Зниження кислотності, збільшення вмісту гумусу, ємності обміну, підвищення ємності катіонного обміну	2-6 рази
Зниження кислотності, збільшення вмісту гумусу, ємності обміну, підвищення ємності катіонного обміну	Зниження кислотності ґрунтів, збільшення вмісту гумусу, ступеня насиченості основами, вмісту $\text{K}^+$ та $\text{Ca}^+$	до 5 раз

**Біологічна реабілітація забруднених радіонуклідами ґрунтів може відбуватися та здійснюватися з використанням різних методів та підходів:**

1) за рахунок природних процесів (природний радіоактивний розпад, змив радіонуклідів, фіксація радіонуклідів компонентами ґрунту);

2) з використанням спеціальних агротехнічних та агрохімічних прийомів (фіксація радіонуклідів, внесення вапна, добрив та агро меліорантів ґрунтів тощо)<sup>4411</sup>.

Враховуючи масштаби радіоактивного забруднення навколишнього середовища, що мають місце внаслідок аварії на ЧАЕС, цілком очевидно, що з економічних, організаційно-технічних та екологічних причин неможливо виконати реабілітацію (деактивацію) забруднених ґрунтів та територій Білорусі, України та Росії у повному обсязі і тому дуже істотним чинником реабілітації забруднених радіонуклідами ґрунтів і територій є процеси природного розпаду радіонуклідів<sup>4412</sup>. **Під терміном «самоочищення» природного ландшафту зазвичай розуміють природний процес виведення міграційно-рухливих форм радіонуклідів з геохімічних процесів, і при цьому розглядається кілька факторів, що сприяють цьому процесу:**

- 1) природний радіоактивний розпад;
- 2) винесення радіонуклідів за межі природного ландшафту або системи;
- 3) наявність умов та здатність компонентів навколишнього середовища до довготривалої фіксації радіонуклідів. Як видно, два останні фактори тісно пов'язані з процесами міграції радіонуклідів, зумовленими природними явищами (вітрове перенесення, змив атмосферними опадами, внутрішньогрунтова міграція та ін.).

**Самоочищення радіоактивно забруднених екосистем відбувається** під дією широкого комплексу фізико-хімічних, фізико-географічних, педогеохімічних і біогеохімічних процесів міграції та інактивації забруднювачів, що зумовлюють виведення їх за межі трофічних ланцюгів (табл. 2.130). За класифікаційними ознаками виділено два основних критерії самоочищення: радіаційне та геохімічне поле ландшафту. На формування радіаційного поля впливають техногенні та фізико-географічні чинники, геохімічного – геохімічна активність ландшафту та динамічність міграційних потоків. Процеси радіоактивного розпаду та деструкції випадінь, які відбуваються незалежно від умов середовища, пов'язані з фізико-хімічними чинниками самоочищення. Геохімічна активність ландшафту визначається фізико-хімічними властивостями середовища, які спричинюють процеси трансформації радіонуклідів. Динамічність міграційних потоків визначається ландшафтно-геохімічними умовами. Критеріями, за якими проводиться оцінка швидкості самоочищення, є константи швидкості фізико-хімічних і геохімічних процесів трансформації і міграції забруднювачів.

Встановлено, що сумарну дію незалежних компонентів системи ґрунтового профілю на міграційну здатність Cs найповніше відображує такий комплекс природних факторів: вміст фізичної глини; Eh; рівень насиченості мікроелементами; рН; вміст обмінних катіонів (Ca, Mg, Na, K) і стабільних аналогів радіонукліда (Cs, Rb). Цю методику рекомендовано для оперативного розрахунку геохімічної активності різних типів ландшафтів як основу для кількісної оцінки їхньої здатності до самоочищення.

**Інтегровані екологічні показники основані на балансових розрахунках і являють собою похідні від тих гілок міграційного перерозподілу техногенних випадінь у біогеоценозі, що характеризують процес самоочищення, а саме**<sup>4413</sup>:

Самоочищення радіаційно забруднених територій у системі їх фіторе mediaції<sup>4414</sup>

Механізми процесів самоочищення	Критерії еколого-геохімічних процесів	Інформативність і застосування критеріїв
Радіоактивний розпад, деструкція, радіоліз, розчинення твердофазних випадінь	Період піврозпаду, константи швидкості деструкції, трансформації частинок	Динаміка залучення радіонуклідів у міграційний цикл, прогноз завершення деструкції випадінь
Реакції осадження - розчинення, сорбції-десорбції, іонного обміну, гідролізу, дисоціації, комплексоутворення, окиснення-відновлення	Константи швидкості між- фазових взаємодій і рівноваг, мобілізації, іммобілізації та ремобілізації	Радіоемність окремих компонентів ґрунту, міцність фіксації і рухомість радіонуклідів
Конвекція, дифузія, лесиваж, біогенна акумуляція, консервація на геохімічних бар'єрах	Показники радіального розподілу радіонуклідів, корелятивні залежності	Гомогенізація кореневого шару, радіоемність генетичних горизонтів і геохімічних бар'єрів, інтенсивність радіальної міграції
Біологічний колообіг, метаболізм радіонуклідів, радіальна міграція	Показники біологічного поглинання, баланс розподілу радіонуклідів у біогеоценозі	Параметризація процесів міграції, забруднення трофічних ланок
Транслокація, інфільтрація і внутрішньогрунтовий стік, біологічний колообіг	Інтегровані показники міграції	Інтенсивність винесення, потенціал самовідношення, екологічне шкалювання чинників самоочищення та стійкості ландшафтів
Латеральна міграція, фізична та хімічна меліорація	Інтегровані показники екологічної оцінки радіогеохімічних ситуацій	Геоекологічне зонування, напрям реабілітаційних технологій

1) виведення забруднення за межі ґрунтового шару кореневого живлення рослин унаслідок процесів радіальної міграції;

2) виключення токсичних елементів із загальних міграційних потоків унаслідок їх педогеохімічної трансформації у відносно інертний стан (хелатування, сорбція, утворення слабозчинних мінеральних сполук);

3) тривала консервація у багаторічній рослинності (коріння, деревина).

Загальновідомо, що основним фактором, що повністю виключає наявність радіонуклідів та їх подальшу міграцію в навколишньому середовищі, є природний радіоактивний розпад, швидкість якого не може бути змінена. Враховуючи дану обставину, ряд дослідників вважають, що єдиним безпечним

способом запобігання надходженню радіонуклідів у геохімічні та біологічні ланцюги є уповільнення міграції радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища до швидкостей, порівнянних зі швидкістю їх природного розпаду. При цьому автори роботи<sup>4415</sup> вважають, що при розробці способів та технологій реабілітації забруднених радіонуклідами ґрунтів та територій дуже важливо мати коротко- та довгостроковий прогнози можливого самоочищення даних територій. Ряд авторів вважають, що основний шлях виключення <sup>137</sup>Cs з трофічних ланцюгів повинен передбачати іммобілізацію (фіксацію) радіоцезію ґрунтово-поглинаючим комплексом, яка в природних умовах відбувається в 4-60 разів швидше, ніж радіоактивний розпад. Однак відомо, що міграція радіонуклідів відбувається більш ніж у 10 разів повільніше, ніж радіоактивний розпад<sup>4416</sup>.

В результаті експериментальних досліджень авторами роботи<sup>4417</sup> були встановлені кінетичні параметри основних геохімічних процесів, що визначають динаміку самоочищення наземної біосфери від основних дозоутворюючих техногенних радіонуклідів: винос за межі ґрунтового покриву, ландшафту і іммобілізація ґрунтами. Отримані в роботі<sup>4418</sup> результати, що характеризують різну спрямованість процесів утримання мобільних форм <sup>137</sup>Cs і <sup>90</sup>Sr у ґрунтах, пізніше підтверджені дослідженнями динаміки засвоєння радіонуклідів корінням рослинами. Крім того, встановлено залежність динаміки біологічного поглинання від швидкості трансформації радіонуклідів, яка починається з моменту надходження радіоактивних випадень на поверхню ґрунту і/або ландшафту.

При зіставленні ролі ядерно-фізичних і геохімічних процесів у самоочищенні природних екосистем встановлено, що швидкість іммобілізації <sup>137</sup>Cs окремими компонентами природних екосистем перевищує швидкість радіоактивного розпаду в 10-15 разів. Дослідженнями підтверджено, що утворення фіксованих форм <sup>137</sup>Cs внаслідок взаємодії даного радіонукліду з різними компонентами ґрунту стало основним фактором природної деконтамінації рослинного покриву та трофічних ланцюгів<sup>4419</sup>.

Основними перевагами способу природної реабілітації забруднених радіонуклідами ґрунтів є такі фактори: збереження природної структури та родючості ґрунтів і відсутність фінансових витрат на проведення їх реабілітації.

Недоліками даного методу реабілітації ґрунтів є: тривалість процесу природної реабілітації ґрунтів, неможливість ведення сільськогосподарського виробництва на забруднених радіонуклідами ґрунтах та наступні значні фінансові витрати на відновлення господарської діяльності на даних територіях.

**Фітореабілітація.** Здатність рослин до накопичення радіонуклідів (РН) із ґрунтів дає підставу висловити припущення про можливість їх фітореабілітації (фітомеліорація, фітодезактивація). Фітомеліорація ґрунтів прийнято вважати біологічне очищення ґрунтів від РН за рахунок збору та видалення отриманої фітомаси (урожаю)<sup>4420</sup>.

Відносно РН ефективність фітомеліорації забруднених ґрунтів доцільно оцінювати, порівнюючи їх накопичення рослинами і подальше відчуження фітомаси зі зменшенням кількості РН за рахунок радіоактивного розпаду. Винесення радіонуклідів із ґрунту з урожаєм рослин ( $A_{\text{внн}}$ ) залежить від властивостей ґрунту, рослин та самих радіонуклідів. Річний винос радіонуклідів ( $A_{\text{внн}}$ ) тим вищий, чим вищий урожай рослин, і залежить від отриманої маси ( $M_p$ , ц/га) та концентрації ( $C_p$ , Бк/кг) у них радіонукліду:

$$A_{\text{внн}} = C_p \times M_p$$

У зв'язку з цим, основним напрямком розробок пасивної технології фітореабілітації забруднених радіонуклідами ґрунтів є пошук високопродуктивних рослин - акумуляторів одного або декількох радіонуклідів. Індукована або стимульована технологія фітореабілітації передбачає застосування ефекторів - речовин, що сприяють збільшенню міграції (переходу) радіонуклідів з ґрунту в рослини.

Як показано в роботі<sup>4421</sup>, для фітомеліорації ґрунтів краще використовувати спеціально підібрані види сільськогосподарських рослин, ніж рослини - гіперакумулятори з числа диких видів, таких, як ярутка синювата, бурачок стінний, резуха Галлера та ін. рослини, використовувані для очищення ґрунту від радіонуклідів, повинні мати високу швидкість росту і мати велику надземну масу, глибоку кореневу систему, високу стійкість до хвороб і шкідників, бути прийнятними для збирання вирощеної маси з використанням існуючих способів і технологій.

У роботі<sup>4422</sup> показано, що між запасом радіонукліду в ґрунті ( $A_{\text{зап}}$ , Бк/кг) та щорічним винесенням його з ґрунту рослинами ( $A_{\text{внн}}$ , Бк/кг) існує лінійна залежність

$$A = \delta A$$

де  $\delta$  - коефіцієнт пропорційності.

Коефіцієнт ( $\delta$ ) є важливим екологічним параметром, який характеризує значення відносної швидкості винесення радіонукліду з ґрунту.

Використовуючи рівняння і представляючи значення  $A_{\text{внн}}$  і  $A_{\text{зап}}$  як добуток концентрації радіонукліду в рослині та ґрунті на масу врожаю та ґрунту відповідно, отримаємо

$$A_{\text{внн}} = C_p \times M_p, \quad (1.10)$$

$$A_{\text{зап}} = C_{\text{п}} M_{\text{п}},$$

$$\delta = \frac{A_{\text{внн}}}{A_{\text{зап}}} = \frac{C_p M_p}{C_{\text{п}} M_{\text{п}}} = \frac{C_p}{C_{\text{п}}} \cdot \frac{M_p}{M_{\text{п}}} = \text{КН} \cdot \frac{M_p}{M_{\text{п}}},$$

де  $\delta$  – швидкість винесення радіонуклідів із ґрунту;  $M_p$  – маса врожаю рослин із першого га;  $M_{\text{п}}$  – маса 1 га ґрунту.

Як очевидно з отриманого висловлювання, відносна швидкість виносу радіонуклідів із ґрунту лінійно залежить від добутку КН і  $M_p$ , а чи не кожного з співмножників окремо.

Слід зазначити, що збільшення відносної швидкості винесення радіонуклідів за рахунок маси врожаю – екологічно більш прийнятний варіант



фітореабілітації, ніж використання різних прийомів збільшення коефіцієнта накопичення.

Коефіцієнт накопичення (КН) залежить від властивостей ґрунтів, рослин та типу радіонукліду. Максимальне накопичення радіонуклідів спостерігається на легких за гранулометричним складом дерново-підзолистих ґрунтах (піщані та супіщані)<sup>4423</sup>. Для фітореабілітації ґрунтів доцільно використовувати рослини, що формують за вегетаційний період велику рослинну масу (порядку 500-1000 ц/га), такі, як горець сахалінський, топінамбур, амарант та ін, а також рослини, що дають більше одного врожаю на рік(трави).

Ефективність фітореабілітації ґрунтів при забрудненні  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  прямо пропорційна коефіцієнтам накопичення рослинами цих РН<sup>4424</sup> вони коливаються і становлять відповідно 0,02-12 і 0,02-1,1) і запасів фітомас. Слід зазначити, що маса 1 га дерново-підзолистого ґрунту із щільністю  $\rho = 1300 \text{ кг/м}^3$  та товщиною орного шару 0,2 м становить близько 2600 т.

Згідно з розрахунками, наведеними в роботі<sup>4425</sup>, максимальний щорічний винос  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  з фітомасою рослин може становити 0,83 та 0,083% від їх утримання у ґрунті. У разі екстримально можливої ситуації – з близькими до максимальних значень вищенаведених показників у польових умовах (коефіцієнти накопичення для  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  дорівнюють 1,5 та 0,2; запас повітряно-сухої фітомаси – 30 т/га), рослинами щорічно виноситься з дерново-підзолистого ґрунту даних радіонуклідів у кількості 1,73 та 0,23% відповідно (від їх загального вмісту у ґрунті). У той же час радіоактивний розпад  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  дозволяє забезпечити зменшення даних РН у ґрунтах на 2,35 та 2,27% відповідно від їх вмісту у ґрунті.

Згідно з оціночними даними, для дерново-підзолистих супіщаних ґрунтів зменшення кількості радіонуклідів  $^{90}\text{Sr}$  та  $^{137}\text{Cs}$  у даних типах ґрунтів за рахунок радіоактивного розпаду вище в 1,4–2,8 та 11,4–27,4 рази відповідно, ніж унаслідок проведення фітомеліорації. З іншого боку, при фітомеліорації ґрунтів проблемою може бути використання отриманої рослинної маси, що містить радіонукліди. Вона може виявитися не тільки не придатною для застосування в технічних цілях за радіоекологічними нормативами, а й вимагати поводження з нею як з радіоактивними відходами<sup>4426</sup>.

Раніше експертами МАГАТЕ при аналізі різних методів реабілітації, які можна було б застосувати для реабілітації забруднених  $^{137}\text{Cs}$  ґрунтів атолу Бікіні, з урахуванням масштабу, термінів та фінансових витрат, також дійшли аналогічного висновку про те, що використання для цих цілей методу фітореабілітації недоцільно<sup>4427</sup>.

**Основною метою захисту ґрунтів від радіонуклідів є зменшення їх переходу в рослини – першу ланку міграційного шляху до людини. Захистити ґрунт в умовах випадання радіоактивних опадів з атмосфери можна хіба що в умовах закритого ґрунту або покривши поверхню ґрунту полімерною плівкою.**

Зрозуміло, що здійснити це можливо тільки в мізерних масштабах. Проте, після випадіння опадів можна провести деякі заходи, які створюють перепони

для їх міграції по поверхні ґрунту, тобто обмежують їх розповсюдження, тим самим захищаючи незабруднені чи забруднені у меншому ступеню території.

Одним з найефективніших підходів в цьому напрямку є здійснення системи меліоративних та протиерозійних заходів.

Вказується<sup>4428</sup>, що велику роль у міграції радіоактивних речовин у навколишньому середовищі і, зокрема, надходженні їх в рослини, грає рельєф місцевості та окремі ландшафтно-географічні особливості території. Вони можуть посилювати рух радіонуклідів як в горизонтальному, так і у вертикальному напрямках і, відповідно, впливати на їх перехід в рослини. В цьому відношенні умови в регіоні аварії на Чорнобильській АЕС досить несприятливі. По-перше, підвищена кількість атмосферних опадів, велика кількість водойм, високий рівень ґрунтових вод, вірогідність підтоплення ґрунтів в період весняної повені і літньо-осінніх злив збільшують горизонтальну і вертикальну міграцію радіонуклідів з рідкими та твердими стоками води. По-друге, дуже слабка агрегуємість частинок ґрунтів, представлених переважно піщаними та супіщаними різновидностями з невисоким вмістом гумусу, мулистої фракції, фізичної глини сприяє їх переносу під впливом вітру і води на великі відстані і спричиняють, відповідно, до переміщення радіонуклідів на інші, часом більш „чисті” ділянки.

***Узагальнено<sup>4429</sup>, що висока еродованість ґрунтів вказує на необхідність проведення на територіях з підвищеними рівнями забруднення радіоактивними речовинами системи протиерозійних заходів. Вона повинна включати низку взаємопов'язаних та взаємодоповнюючих гідромеліоративних, агроеліоративних та лісомеліоративних прийомів. Основні з них такі<sup>4430</sup>:***

1. Проведення осушувальної меліорації, яка забезпечує зниження рівня ґрунтових вод і зменшує вертикальну та горизонтальну міграцію радіонуклідів з водою. Проте проведення таких робіт не повинно призводити до переосушення ґрунтів, так як це значно посилює вітрову ерозію, особливо на поширених в Поліссі торф'яно-болотних ґрунтах. На цих угіддях меліоративні заходи повинні мати осушувально-обводнювальний характер. З цією ж метою необхідне проведення снігозатримання та регулювання сніготанення.

2. На схильних до ерозії дуже забруднених радіонуклідами ділянках проведення заорювання поверхневого шару ґрунту на максимально можливу глибину з наступним обробітком безвідвальними знаряддями.

3. Задерновування і залісення виведених із землекористування внаслідок високого вмісту радіоактивних речовин відкритих територій з ціллю послаблення вітрового перенесення частинок ґранту і їх міграції з водними стоками.

4. Для боротьби з виникненням ярів та балок застосування водозатримуючих споруд для скиду води, закріплення дна ярів, терасування схилів, використання на схилах від 4 до 12° ґрунтозахисних сівозмін, головними компонентами яких повинні бути багаторічні трави на зелений корм з підсівом багаторічних трав, озима пшениця, кукурудза. В цілому ж зведення

до мінімуму механічного обробітку ґрунту, який руйнує його структуру і посилює ерозійні процеси, особливо на водозборах.

5. Внесення на сільськогосподарських угіддях, що використовуються, підвищених норм мінеральних та органічних добрив, проведення інших заходів, що сприяють збереженню та збагаченню гумусового шару ґрунту, котрі відіграють важливу роль у фіксації та утриманні радіоактивних речовин.

6. Посилення протипожежних заходів, оскільки зола і попел, які містять кількості радіонуклідів на декілька порядків вищі, ніж ґрунти, на яких вони утворюються, можуть переноситись вітром на значно більші відстані, ніж ґрунтові частинки.

Широке здійснення такої системи протиерозійних заходів дозволяє значно зменшити „розповзання” по території радіонуклідних плям, знизити швидкість міграції радіонуклідів в об’єктах навколишнього середовища та сільськогосподарського виробництва, загальмувати їх рух по харчовим ланцюжкам і в першу чергу перехід з ґрунту в рослини.

Як показали результати численних досліджень<sup>4431 4432</sup>, виконаних ще до аварії на Чорнобильській АЕС, та досвід ліквідації наслідків радіаційних аварій на Південному Уралі, а потім і на Чорнобильській АЕС<sup>4433 4434 4435 4436 4437 4438 4439 4440 4441</sup>, до найефективніших методів з обмеження надходження радіонуклідів у системі ґрунт – рослина та в біологічному ланцюзі міграції радіо-нуклідів в цілому відносяться фізичний (механічна обробка ґрунту) та хімічний (внесення мінеральних та органічних добрив, вапнування кислих ґрунтів, внесення різних агрономеліорантів та сорбентів) методи.

У таблиці наведено показники ефективності фізичного та хімічного методів щодо зниження надходження радіонуклідів із ґрунту в рослини.

Слід зазначити, що дані агротехнічні прийоми обробки ґрунту (механічна обробка, внесення добрив, різних агрономеліорантів та сорбентів) виявилися найбільш раціональними як у плані вирішення проблеми збереження природної родючості ґрунту, підвищення врожайності та якості сільськогосподарської продукції, так і для отримання сільськогосподарської продукції з нормативно допустимим вмістом у ній радіонуклідів<sup>4442 4443</sup>.

Модель переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, описана в роботі<sup>4444</sup>, поєднує процеси його міграції з ґрунту в ґрунтовий розчин і з ґрунтового розчину в рослину через кореневий обмінний комплекс. При цьому пропонується модель переходу радіонуклідів заснована на припущенні, що тільки обмінна форма радіонукліда (доступна для кореневої системи рослин) залучена до процесу поглинання радіонукліду рослиною. Разом з тим частка обмінного радіонукліду, що визначається методом послідовних витяжок (одні доби), характеризує положення динамічної рівноваги у ґрунті між процесами фіксації та ремобілізації радіонукліду. Тому стаціонарна частка обмінного радіонукліду може завжди відповідати частці біологічно доступного рослин радіонукліду.

З іншого боку, відомо, що спостерігаються суттєві відмінності у поведінці <sup>137</sup>Cs у різних типах ґрунтів. Це пов’язано, перш за все, з тим, що в залежності

від ґрунтових умов можуть переважати ті чи інші з принципово можливих механізмів міграції радіонуклідів<sup>4445</sup>.

Аналіз відомих закономірностей, теорій і моделей поведінки радіонуклідів <sup>137</sup>Cs або <sup>90</sup>Sr у різних типах ґрунтів, включаючи наявні процеси сорбції та фіксації радіонуклідів ґрунтами, а також механізму їх трансформації свідчить, що дані процеси, в основному, визначаються фізико-хімічними властивостями певного типу ґрунту.

Як впливає з вищенаведеного аналізу, роль ґрунту в подальшій міграції радіонуклідів <sup>137</sup>Cs або <sup>90</sup>Sr за біологічними ланцюгами є визначальною, а міграційні процеси в навколишньому середовищі багато в чому залежать від наступних фізико-хімічних властивостей ґрунту: вміст органічної речовини, гранулометричний і мінералогічний склад, катіонний склад ґрунтового розчину та ін.

У таблицях 2.132-2.133 і представлені експериментальні дані<sup>4446 4447</sup> фізико-хімічних показників ґрунтів та коефіцієнтів накопичення радіонуклідів (<sup>137</sup>Cs або <sup>90</sup>Sr) у рослинах, що виростають на даних ґрунтах.

Таблиця 2.131

Показники ефективності фізичного та хімічного методів щодо зниження надходження радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію

Найменування методу	Агротехнічний прийом	Кратність зниження вмісту радіонуклідів (по їх відношенню до контрольного досвіду)	
		<sup>90</sup> Sr	<sup>137</sup> Cs
Фізичний	- звичайна оранка (вперше після випадання радіонуклідів) <sup>4448</sup> ;	до 2,3	2,5-4
	- глибока оранка (вперше після випадання радіонуклідів) <sup>4449</sup>	до 3	8-18
Хімічний	- вапнування кислих ґрунтів <sup>4450</sup>	1,5-2,6	1,5-4
	- внесення мінеральних добрив (калійні, фосфорні та ін.) <sup>4451</sup>	4,6-5,6	1,5-6
	- внесення органічних добрив <sup>4452</sup>	до 2,5	до 5

Певної уваги серед заходів, що спрямовані на очищення ґрунту від радіонуклідів, заслуговує прийом, який одержав назву „фітодезактивація” (іноді використовуються терміни „фітоекстракція”, „фіторемедіація”).

**Фітодезактивація** – це видалення радіонуклідів з ґрунту за допомогою спеціально вирощуваних на них рослин з наступною переробкою біомаси, концентруванням радіоактивних відходів та їх захороненням у спеціальних могильниках.

**Фітодезактивація** – один з небагатьох прийомів, який передбачає саме очищення ґрунту від радіонуклідів. Більшість решти прийомів мінімізації переходу їх в рослини базується на утриманні їх у ґрунті за допомогою зв'язування з іншими речовинами, переводом у нерозчинний стан, витісненні конкурентними способами з транспортних шляхів та іншими із сподіваннями на їх подальший природний фізичний розпад.

Таблиця 2.132

Фізико-хімічні показники бурих лісових ґрунтів та коефіцієнти накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у папороті  $^{4453}$   $^{4454}$

Шифр зразка	$a(\text{Cs})_{\text{обм}}$ , %	$\text{RIP}(\text{K})_{\text{обм}}$ , мг-екв/кг	$\text{PNAP}$ , (ммоль/л) <sup>1/2</sup>	КН	$A \cdot 10^{-2}$ , (ммоль) <sup>1/2</sup> , кг/мг-екв
1	11,1	22	4,5	3,71	2,28
2	10,0	25	5,9	2,89	2,37
3	6,4	21	–	2,83	1,91
4	11,5	87	7,7	1,77	1,01
5	12,0	26	2,7	1,58	1,26
6	10,5	26	1,9	0,59	0,77
7	2,8	267	0,7	0,03	0,01
8	4,0	412	1,3	0,03	0,02
9	1,2	264	1,0	0,05	0,02
10	1,9	188	1,4	0,05	0,02

Таблиця 2.133

Фізико-хімічні показники дерново-підзолистих піщаних ґрунтів та коефіцієнти накопичення  $^{90}\text{Sr}$  в озимому житі (соломі)  $^{4455}$   $^{4456}$

Шифр зразка	$a(\text{Sr})_{\text{обм}}$ , %	ЕКО, мг- екв/кг	КН	$A \cdot 10^{-2}$ , кг/мг-екв
1	61,7	17	3,5	3,63
2	51,1	28	1,6	1,83
3	54,4	30	1,8	1,81
4	50,0	29	1,6	1,72
5	71,0	31	2,51	2,26
6	59,0	60	1,21	0,98
7	58,8	52	1,82	2,12

З метою фітодезактивації звичайно застосовують види рослин, які характеризуються максимальним виносом радіонуклідів з ґрунту, тобто мають високі коефіцієнти накопичення (КН) радіонуклідів, і формують велику біомасу. У найбільшій мірі серед вивчених у цьому розумінні видів рослин цим вимогам відповідає люпин, дещо в меншій мірі люцерна, конюшина та деякі інші бобові рослини, які мають високі КН як щодо  $^{90}\text{Sr}$ , так і  $^{137}\text{Cs}$ , а також відомі калієфіли кукурудза, соняшник, ріпак, щиряця, які мають високі КН щодо  $^{137}\text{Cs}$ , при вирощуванні в ущільнених посівах (на зелену масу), деякі травосумішки, до яких включають конюшину лучну і білу, тимофіївку лучну, лисохвіст лучний, стоколос безостий, кострицю безосту, грястицю збірну.

Рекомендуються також деякі мало поширені види, серед яких насамперед слід відзначити рослини з родини бобових козлятник східний, чина лісова і лучна, а також кропива дводомна і коноплевидна, топінамбур, сільвія пронизанолистна, живокіст шорсткий, гірчак забайкальський.

При додержанні основних правил агротехніки, внесенні оптимальних та підвищених доз добрив, проведенні при необхідності зрошення, внесенні у ґрунт активної мікробіоти (наприклад, силікатних бактерій, які прискорюють руйнування радіоактивних частинок та вивільнення радіонуклідів), використанні інших чинників, що сприяють створенню оптимальних умов росту рослин та переводу радіонуклідів у доступний для них стан, можна суттєво підвищити винос радіоактивних речовин з ґрунту.

По відношенню до радіонуклідів цезію (порівняно короткоживучого  $^{134}\text{Cs}$  та  $^{137}\text{Cs}$ ) фітодезактивація найбільш ефективною є у перші роки після їх випадіння на ґрунт. З роками відбувається їх фіксація на ґрунтових частинках, перехід у важкорозчинний слабодоступний для рослин стан (так зване «старіння» радіонуклідів) і ефективність прийому зменшується. Це в більшому ступеню відноситься до ґрунтів, що мають високий вбирний комплекс, у першу чергу до чорноземів, і значно меншому – до бідних на нього торфово-болотних та дерново-підзолистих найбільш забруднених ґрунтів Полісся. І це майже не відноситься до  $^{90}\text{Sr}$ , який протягом десятиліть зберігає високу рухомість.

У звичайних умовах вирощування щорічний виніс  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{239}\text{Pu}$  як абіогенних елементів становить досить невелику величину – 0,1-1,5%.

Проте, засвоєння радіонуклідів може бути підвищене. Зокрема, суттєве підвищення доз кислих форм азотних добрив (а саме такою є аміачна селітра найбільш розповсюджене в Україні, як і у більшості європейських країн азотне добриво) буде сприяти з одного боку підкисленню ґрунту та збільшенню за рахунок цього рухомості і, відповідно, надходження радіонуклідів в рослини, а з іншого – наростанню біомаси рослин. Слід уникати вапнування кислих ґрунтів, застосування фосфорних і калійних добрив та здійснення всіх заходів, які сприяють зв'язуванню радіонуклідів у ґрунті, або зменшують їх надходження за рахунок інших механізмів.

Збільшити надходження  $^{137}\text{Cs}$  можна за рахунок складання спеціальних сівозмін з таких видів рослин, які, з одного боку, самі по собі мають високу здатність до його виносу, а з іншого – сприяють підвищенню доступності

радіонуклідів рослинам наступної ланки. Так, Ю.О. Кутлахмедов та ін<sup>4457</sup> умовах вегетаційного дослідження показали, що вирощування ріпаку, кукурудзи, гороху або соняшника сприяє збагаченню ґрунту на доступні для рослин форми радіоцезію, підвищуючи КН у наступній культурі – озимого жита у 2-4 рази. А після послідовно вирощуваних гороху і соняшника або кукурудзи і соняшника КН у жита збільшується у 7 разів порівняно з вирощуванням жита без будь-якого попередника (чистий пар). В умовах польових дослідів, здійснених на території 30-кілометрової зони відчуження Чорнобильської АЕС, результати виявились більш скромними, хоча в окремих комбінаціях за рахунок вдало підбраного попередника вдавалось досягти збільшення КН у наступній культурі в 4,5 рази.

Оцінюючи потенційні можливості фітодезактивації ці ж автори доходять висновку, що максимальну здатність до виносу <sup>137</sup>Cs урожаєм, враховуючи КН та біомасу, має люпин, а <sup>90</sup>Sr – редька олійна. За їх даними спроможність люпину щодо виносу з ґрунту <sup>137</sup>Cs протягом одного вегетаційного періоду можна довести до 10% його кількості у ґрунті.

Дезактиваційна здатність редьки значно нижча – вона виносить не більше 1% радіостронцію. Це пов'язане це зі слабкою рухомістю по рослині стронцію у порівнянні із цезієм, як і їх хімічних аналогів – відповідно кальцію у порівнянні із калієм.

П'ятирічні дослідження дозволили дійти висновку, що оптимальна система сівозмін з високими значеннями КН у рослин (2-10) і урожаєм біомаси (40-80 т/га) дозволяє протягом цього періоду зменшити вміст <sup>137</sup>Cs, <sup>144</sup>Ce, <sup>106</sup>Ru у дерново-підзолистому ґрунті в 4-5 разів.

Встановлено також, що<sup>4458</sup> бобові (горох, квасоля, боби, люпин та ін. Види) і коренеплоди (картопля, сікла, морква) накопичують найбільше радіонуклідів.

За ступенем накопичення рослинами з ґрунту радіоактивних елементів можна вибудувати наступний ряд (в порядку убування): Sr > I > Ba > Cs > Y > Pm > Zr > Nb > Pu.

При попаданні радіоізоотопів на листя вони проникають всередину в місці зіткнення, а потім переміщуються вглиб рослини. Рутеній (Ru) і церій (Ce) затримуються в основному поблизу від місця попадання. стронцій (<sup>90</sup>Sr) і йод (I) вже через 90 годин виявляється у всіх органах рослин. Особливо високою рухливістю володіє цезій (<sup>137</sup>Cs). За ступенем накопичення <sup>90</sup>Sr рослини можна розташувати в ряд по порядку спадання: люцерна; конюшина; салат-латук; цибуля; капуста; морква; кормові трави; томати; картопля; пшениця; кукурудза. За ступенем накопичення <sup>137</sup>Cs: капуста; картопля; буряк; морква; огірки; томати; овес. Дуже багато <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs накопичують з ґрунту кріп і петрушка. Гречка упереджена до <sup>90</sup>Sr, а часник до <sup>238</sup>U. Найменше засвоюють радіоактивні речовини злакові рослини: пшениця, рис, кукурудза, жито, ячмінь, овес та ін. При переробці зерна в борошно радіоактивність видаляється разом з оболонками, які поглинають її сильніше, ніж серцевина.

Плоди чорної і червоної смородини, агрусу, малини, вишні, сливи, яблуні, груші, а також цитрусові – найменше накопичують радіонукліди. Так, рівень

вмісту радіонуклідів на території лісів з щільністю забруднення від 15 до 40 Кі / км<sup>2</sup> в ягодах досягає декількох десятків тисяч Бк/кг. У зоні з щільністю забруднення ґрунту <sup>137</sup>Cs від 5 до 15 Кі / км<sup>2</sup> в лісах потужністю експозиційної дози випромінювання становить від 30 до 80 мкР/год. У лісовій підстилці радіонуклідів міститься в кілька разів більше, ніж в мінеральному шарі ґрунту (до 1500-38000 Бк/кг). За рівнем зменшення радіонуклідами деревини вибудовується ряд, який відкриває осика, потім слід береза, дуб, вільха, ялина, сосна.

Маслюки, моховик жовто-бурий, польський гриб, говорушки – гриби, найбільш активно накопичують радіоактивний <sup>137</sup>Cs. Велика частина радіонуклідів накопичується в капелюшку, ніжка значно чистіше. Лисички звичайні, білий гриб, підберезник, підосичники, опеньок осінній, рядовка сіра, печериця та сиріжка – гриби, найменше накопичують радіоактивний <sup>137</sup>Cs.

Деякі види лікарських рослин (кропива дводомна, низка трироздільна) накопичують значні кількості <sup>90</sup>Sr і <sup>137</sup>Cs. Причому, якщо кропива накопичує обидва радіонукліди, то низка – переважно <sup>137</sup>Cs. Сильно поглинають радіонукліди сосна, береза, ялина, осина, горобина, малина, чорниця, кріп, журавлина, петрушка, шпинат, бобові, злаки, гречка, ріпак, ромашка, мохи, смородина та ін. Багато Th відкладається в листі осики, черемхи ялиця. Менше поглинають радіонукліди вільха, фруктові дерева, капуста, огірки, картопля, кабачки, томати, цибуля, перець, часник, буряк, морква, редис, хрін, ірис, редька.

**За рівнем накопичення радіонуклідів городні культури розташовуються в порядку:** огірки>томати>капуста (кольрабі>кольорова>рання білочанна). При обробітку картоплі найменше забруднення бульб спостерігається у сортів Аксаміт, Санте, Синтез. З плодово-ягідних культур більше накопичують радіонукліди ягоди червоної та чорної смородини, агрус, менше – суниця садова, біла смородина, полуниця, малина, яблука, груші, вишні, сливи, черешня. Найменше забруднення мають ягоди горобини, суниці, малини, а найбільше - чорниця, журавлина, лохина, брусниця.

Чим давніші за своїм походженням рослини, тим більшою здатністю до накопичення радіоактивної речовини вони мають. Наприклад, у папороті радіоактивність нижче, ніж у лишайників. Ще нижчу радіоактивність мають голонасінні рослини, і зовсім незначну – квіткові. У ході еволюції рослини виробили пристосування для зменшення накопичення у тканинах радіонуклідів, які можуть викликати несприятливі зміни. Культурні рослини – цукрові буряки, пшениця – у порівнянні зі своїми дикими предками містять менше радіоактивних елементів.

З іншого боку, особливого значення проблема фітодезактивації ґрунтів набуває по відношенню до <sup>239</sup>Pu та інших трансуранових елементів  $\alpha$ -випромінювачів, які мають дуже довгі періоди піврозпаду (для <sup>239</sup>Pu він складає 24000 років).

Отже, сподівання на дезактивацію цього радіоактивного ізотопу за рахунок природного розпаду малоперспективні. Але конкретних відомостей щодо



можливостей його вилучення з ґрунту за допомогою певних видів рослин немає. Хоча і є дані про те, що різні види по-різному накопичують його, хоча в цілому і у невеликих кількостях. Справа в тому, що не маючи хімічних аналогів серед біологічно важливих хімічних елементів, цей штучний радіоактивний елемент дуже слабо надходить у рослини і пересувається транспортними шляхами. Але це зовсім не означає, що його можна залишати у ґрунті. Він може надходити в рослини аеральним шляхом, осідаючи на надземних органах з частинками ґрунту під час вітру, злив; в організм тварин та людини через органи дихання, з кормами, зрештою через шкіру.

Вважається, що його радіохімічна токсичність при попаданні всередину організму у десятки і навіть сотні разів вища за  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ .

Більш того, останнім часом відомості щодо можливостей пересування по рослині ізоотопів плутонію, як і інших трансуранових елементів, зокрема америцію, з котрих  $^{241}\text{Am}$  з періодом піврозпаду 432 роки є наступним після плутонію забруднювачем навколишнього середовища, переглядаються. Є дані, що ці елементи можуть транспортуватись по рослині разом з залізом, марганцем, кобальтом. При цьому КН можуть досягати 0,1-0,3 і навіть 1. Найвищими вони є також для видів рослин родини бобових.

При цьому відмічається<sup>4459</sup>, що перепорою на шляху широкого застосування фітодезактивації є труднощі утилізації великих кількостей забрудненої радіонуклідами рослинної біомаси. Технологічно ця проблема вирішується, і вже існують не тільки проекти, але й створені експериментальні установки, які дозволяють спалювати її без попадання радіоактивних продуктів у навколишнє середовище з одержанням золи з дуже високою концентрацією радіонуклідів (у сотні разів). При цьому передбачене одержання електрики. Існують проекти одержання біогазу з такої маси рослин, білкових концентратів, спирту, паперу.

Отже, актуальність проблеми фітодезактивації як унікальної та виняткової біотехнології, а саме так – біотехнологією у самому класичному розумінні цього поняття може бути названий прийом очищення ґрунтів від радіонуклідів за допомогою рослин, не викликає сумнівів, і є всі підстави вважати, що вона знайде своє місце серед комплексних систем і способів мінімізації їх переходу у продукцію рослинництва.

Треба відзначити, що процес спонтанної фітодезактивації ґрунту триває постійно. І в агроценозах на забруднених радіоактивними речовинами територіях велика кількість радіонуклідів виноситься з урожаєм. Порівняно високі темпи такої фітодезактивації на луках і пасовищах. Так, з кормовими травами за вегетаційний період може виноситься до 10–12% кількості радіонуклідів у ґрунті. І за даними Гідромету рівень радіонуклідного забруднення пасовищ та сіножатей  $^{137}\text{Cs}$  з урахуванням його розпаду та міграції по профілю ґрунту у 1997–1998 рр. був у 2-3 рази менший, ніж у 1988–1991 рр.

Крім того, на орних землях, зайнятих під посівами с/г культур, в рік з поверхневими водами виноситься в середньому 1%  $^{90}\text{Sr}$ . Міграція радіонуклідів до рівня ґрунтових вод супроводжується винесенням їх у річкові екосистеми.

Відносно висока міграційна активність  $^{90}\text{Sr}$  пов'язана з його здатністю утворювати комплекси з органічною речовиною. Завдяки цьому він може бути розчиненим у катіонній, аніонній і нейтральній формі, що дозволяє йому долати геохімічні бар'єри і досягти навіть глибоких ґрунтових вод. Дуже інтенсивно перерозподіляються радіонукліди в ландшафтах, які характеризуються перезволоженням, і де можливе забруднення ґрунтових вод. Інтенсивність вертикальної міграції визначається механічними і фізико-хімічними властивостями ґрунту, а також хімічною природою радіонуклідів. Рух радіоактивних речовин по профілю ґрунту може бути наслідком механічного перенесення частинок, а також – дифузії. Механічне перенесення продуктів розпаду особливо інтенсивно протікає на с/г угіддях, де радіонукліди досить рівномірно розподіляються в об'ємі орного шару внаслідок багаторазового переорювання. Такий рух частинок називається “кольматацією”. Визначальним фактором міграції радіонуклідів по вертикальному профілю є рух ґрунтової вологи (фільтраційний, капілярний, термовологоперенесення). Дифузія є процесом перенесення речовин з однієї частини системи в іншу в результаті хаотичного руху молекул. На величину і напрямок руху іонів впливають вміст мінералів і колоїдів, щільність ґрунту і вологість. Наприклад, за однієї і тієї ж вологості ґрунту коефіцієнт дифузії  $^{90}\text{Sr}$  зростає в 3-6 разів при зміні щільності з 1,2 до 1,7 г/см<sup>2</sup>.

Важливим у плані ефективного забезпечення фіторе mediaції ґрунтів забруднених радіонуклідами є детальне з'ясування особливостей поведінки радіонуклідів у системі ґрунт-рослина. На підставі літературних джерел<sup>4460 4461 4462 4463 4464 4465 4466 4467</sup> наведемо основні особливості формування цих особливостей, які послідовно приведені нижче.

Надходження радіонуклідів із ґрунтів у рослини є першою ланкою в харчовому ланцюжку їх переходу з адіабатичних компонентів екосистем у біотичні, у тому числі в організм людини. Потрапляючи з ґрунту в рослину, радіоактивні речовини в залежності від своїх хімічних властивостей проникають у наземні частини або затримуються в кореневій системі. Зміст природних радіонуклідів у рослинах залежить від їхньої концентрації у навколишньому середовищі, виду рослин, функціонального стану рослинності, виду екосистеми тощо.

Потрапляючи з ґрунту в рослину, радіоактивні елементи в залежності від властивостей проникають у наземні частини або затримуються в кореневій системі.  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  легко проникають через кореневу систему у всі частини рослини, тоді як Ce, Ru, Zr, Y, Pu, накопичуються в кореневій системі. Розподіл радіонуклідів у різних частинах рослин неоднаковий: більша частина ізотопів концентрується в листі, стеблах і коренях, менше – у суцвіттях і ще менше - у плодах та насінні. Винятком є ізотоп  $^{137}\text{Cs}$ , концентрація якого в насінні може досягати ю% від його вмісту в надземній частині рослин. У деревині дерев накопичується менше радіонуклідів, ніж у листі або хвої (1/6 знаходиться у стовбурі, 5/6 - у корі, гілках та листі). У фруктах вони знаходяться в кісточках, у капусті – у верхніх листах і качан, у буряках і моркві – на початку бадилля

тощо. Кп у молодих дерев вище, ніж у старих, оскільки останні обмінні процеси уповільнені. Більше радіонуклідів накопичують багаторічні лучні трави, ніж однорічні сільськогосподарські культури. Накопичення радіонуклідів залежить від площі поверхні рослини та її будови.

Підвищений вміст U спостерігається в корінні і відрізняється від вмісту нуклідів у надземній частині в 10,5 разів. У листі і стеблах досліджуваних рослин міститься до 12 Б к/кг U, тоді як у коренях – до 65 Бк/кг (конюшина червона). Для Ат різниця між вмістом нукліду в підземній та надземній частині рослини досягає 1,5 разів. Більш високе значення вмісту Ат у корінні відзначено для конюшини рожевого та люцерни, мінімальне – гірчиці білої. З підвищенням кислотності ґрунту, як для U, так Ат в ґрунтовому розчині збільшується загальна кількість водорозчинних і обмінних форм на 32% (для ізотопів U) і на 34,7% Для Ат. У той самий час вміст водорозчинних форм, доступних рослин, зростає на 63,2% для ізотопів U й у 2,71 разу Ат. Ізотопи U та Ат характеризуються малою рухливістю в системі «ґрунт-рослина». Кп у рослинах Ат на 1-2 порядки нижче порівняно з Кн  $^{137}\text{Cs}$  або  $^{90}\text{Sr}$ . Накопичення рослинами ізотопів U та Ат зменшується зі зменшенням значення рН, гумусу та обмінного Са.

Для радіонуклідів, що надходять кореневим шляхом властиво нерівномірний розподіл у рослинах: радіоактивні Sr накопичується в надземних частинах рослин; Cs – розподіляється рівномірно. У ході вегетації абсолютна кількість радіоізотопів у рослинах зростає, а відносний вміст на одиницю маси сухої речовини знижується. Зі збільшенням урожайності зменшується відносна концентрація радіонуклідів.

Накопичення радіоактивних елементів рослинами залежить від вмісту їх у ґрунті, від властивостей ґрунтів (рН, гранулометричний склад, гумус та ін.), їх доступності, виду рослини, фази його розвитку, природно-кліматичних умов та ін. Концентрація радіонуклідів у рослинах залежить від таких факторів, як концентрації та форми їх знаходження в коренежитному шарі ґрунту; геохімічні особливості радіонуклідів та присутність близьких за хімічними властивостями елементів (носіїв); видові особливості рослини. Гранулометричний склад ґрунту впливає на закріплення радіоактивних речовин у ґрунті: важкі ґрунти сильніше закріплюють радіонукліди, ніж легені. Важливим є і мінералогічний склад ґрунту. Найбільшу поглинальну здатність мають мінерали монтморіллонітової групи і гідрослюди, найменшої – каолініти.

Багато радіонуклідів міститься в торфовищах, менше – у пісках і ще менше – в супіску та суглинці. Підвищена кількість радіонуклідів знаходиться в рослинах перезволожених та лугопасовищних угідь. Сорбція на гумусовому речовині з наступним переходом у необмінні форми робить радіонукліди слабо доступними рослин, тим паче, що гумусні кислоти розчиняються лише лугах. На тих ґрунтах, де радіонукліди міцно пов'язані в гумусних горизонтах, спостерігається зниження Кн.

Коефіцієнти переходу  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$  у сільськогосподарські культури знижуються зі збільшенням ємності катіонного обміну ґрунтів, вмісту гумусу, елементів мінерального харчування, а також при зниженні кислотності ґрунтового розчину. Максимальні коефіцієнти переходу спостерігаються для торф'яних ґрунтів та мінеральних ґрунтів легкого гранулометричного складу, а мінімальні – для родючих тяжосуглинистих та глинистих ґрунтів (дерново-підзолисті, сірі лісові, чорноземи). На поведінку радіонукліда в системі ґрунт-рослини впливає концентрація його носія: для Cs – стабільний Cs та K, для  $^{90}\text{Sr}$  – стабільний Sr та Ca. Збільшення концентрації носія призводить до зниження переходу радіонуклідів до рослин. Так, зі збільшенням рівня зволоження величина переходу  $^{137}\text{Cs}$  в рослинність зростає в 600 раз. Чим міцніше радіоізоотоп фіксується у ґрунті, тим менша його кількість потрапляє у рослину. Наприклад, овес, вирощений на піску, накопичує  $^{90}\text{Sr}$  в кілька разів більше, ніж овес, що росте на важкому суглинку. Накопичення рослинами елементів із ґрунтів утворює ряд: Sr>J>Ba>>Ce>Y, Pm, Zr, Nb>Pu.

На кореневе надходження радіонуклідів впливають агрохімічні характеристики ґрунту: зі збільшенням частки глини та мулу у твердій фазі ґрунту підвищується частка вторинних мінералів, що визначають значні ємність ґрунтового поглинаючого комплексу, збільшується необмінна сорбція радіонуклідів та знижується їхнє кореневе надходження; збільшення вологості ґрунту підвищує перехід радіонуклідів у рослини; підвищення кислотності ґрунтового розчину збільшує біологічну доступність Cs та Sr; підвищення частки органічної речовини у ґрунтах знижує кореневе надходження радіонуклідів у рослини. Найменший перехід радіонуклідів у рослини спостерігається в регіонах, де переважають чорноземні ґрунти, найбільший – у регіонах із торф'яноболотистими ґрунтами. Високі коефіцієнти переходу радіонуклідів характерні також піщаних ґрунтів. При підвищенні вмісту гумусу у ґрунті від 1 до 3,5% перехід радіонуклідів у рослини знижується у 2 рази.

Мінімальне накопичення радіонуклідів у рослинницькій продукції спостерігається при оптимальних показниках кислотності ґрунтів (рН), які для дерново-підзолистих ґрунтів становлять: глинистих та суглинистих – 6,04-6,7; супіщаних – 5,84-6,2; піщаних – 5,64-5,8. На торф'яноболотних та мінеральних ґрунтах сінокосів та пасовищ оптимальні показники рН становлять відповідно 5,04-5,3 та 5,84-6,2. На пісках перехід радіонуклідів у рослини вдвічі вищий, ніж на суглинках, особливо за низької забезпеченості ґрунтів обмінним калієм. На перезволожених піщаних ґрунтах високий рівень забруднення трав'яних кормів спостерігається навіть за відносно низьких щільності забруднення ґрунтів радіонуклідами, але в окультурених ділянках лісоподібних і морених суглинків можливе отримання продукції з допустимим вмістом  $^{137}\text{Cs}$  при щільності забруднення до 7404-1110 кБк/м<sup>2</sup>.

На кореневе надходження радіонуклідів впливають агрохімічні характеристики ґрунту: зі збільшенням частки глини та мулу у твердій фазі ґрунту підвищується частка вторинних мінералів, що визначають значні ємність ґрунтового поглинаючого комплексу, збільшується необмінна сорбція

радіонуклідів та знижується їхнє кореневе надходження; збільшення вологості ґрунту підвищує перехід радіонуклідів у рослини; підвищення кислотності ґрунтового розчину збільшує біологічну доступність Cs та Sr; підвищення частки органічної речовини у ґрунтах знижує кореневе надходження радіонуклідів у рослини. Найменший перехід радіонуклідів у рослини спостерігається в регіонах, де переважають чорноземні ґрунти, найбільший – у регіонах із торф'яноболотистими ґрунтами. Високі коефіцієнти переходу радіонуклідів характерні також піщаних ґрунтів. При підвищенні вмісту гумусу у ґрунті від 1 до 3,5% перехід радіонуклідів у рослини знижується у 2 рази.

Існує зворотна кореляція між кількістю обмінного K у ґрунтах та накопиченням  $^{137}\text{Cs}$  у рослинах. Калійні добрива знижують надходження Cs в рослини, причому цей процес відбувається інтенсивніше при оптимізації вмісту у ґрунті найбільш значущих мікроелементів (Mo, B, Si та ін). Органічні добрива, особливо торф із низьким рН, викликають підвищення доступності для рослин  $^{137}\text{Cs}$ , цей негативний ефект торфу компенсує вапнування ґрунту.

Коефіцієнти накопичення та переходу  $^{90}\text{Sr}$  із ґрунту в зерно жита, вівса та озимої пшениці лежать у діапазоні 0,044-2,0 Бк/кг/Бк/кг та 0,154-5,5 Бк/кг/кБк/м<sup>2</sup>. Медіанні значення коефіцієнтів переходу ( $A^*п$ , Бк/кг/кБк/м<sup>2</sup>)  $^{90}\text{Sr}$  із ґрунту в зерно більш ніж вдвічі перевищують  $K_{ц} > 37\text{Cs}$ . Для зерна озимого жита, пшениці та вівса має місце обернено пропорційна залежність  $K_{п} ^{90}\text{Sr}$  від вмісту в ґрунті обмінного кальцію. Вапнування кислих дерново-підзолистих, піщаних та супіщаних ґрунтів, внесення фосфорних добрив у 3 рази зменшує вміст  $^{90}\text{Sr}$ . Частка  $^{90}\text{Sr}$  в обмінній формі зростає зі збільшенням кислотності ґрунту.

Перехід  $^{238}\text{U}$  з ґрунту в рослину визначається особливостями його поведінки в системах тверда фаза ґрунту – ґрунтовий розчин та ґрунтовий розчин – рослина. Для засвоєння кореневими системами рослин доступна лише та частина іонів радіонукліду або елементів мінерального живлення, яка здатна перейти в розчин із сорбованого твердою фазою ґрунту стану. Доступність  $^{238}\text{U}$  рослин визначається наступним рядом вихідних хімічних форм радіонукліду:  $(\text{NH}_4)_2\text{U}_2\text{O}_7 > \text{UO}_2\text{Cl}_2 > \text{UO}_3 > \text{U}_3\text{O}_8 > \text{UO}_2\text{SO}_4 > \text{UO}_2$ .

Коефіцієнт накопичення U сільськогосподарськими рослинами залежить від типу ґрунту, форми добрив, виду рослин та становить  $0,0001 * 0,1$ . Нижчі рослини (мохи та лишайники) накопичують великі концентрації U у порівнянні з вищими рослинами. Досить високі коефіцієнти переходу U у гірчиці білої та ярого ріпаку. Серед вищих рослин не виявлено концентраторів U (виняток – астрагал). При кларковому вмісті U у ґрунтах (10-16 г/г) концентрація його в золі рослин становить 5-10-7 г/г. Це пов'язано з існуванням у рослин «фізіологічного бар'єру», що перешкоджає поглинанню великих кількостей U. Роль такого бар'єру грає коріння та частково листя. Число додаткових коренів збільшується в ряду: кореневищні бобові <різнотрав'я <злакові, ряд характеризує перехід  $^{238}\text{U}$  в лугові рослини наступний: злакові> різнотрав'я>бобові. Акумуляція U у наземній частині рослин йде у вегетативних органах. У вегетативної масі зернобобових (соя, нут) та зернових

(пшениця, ячмінь) культур міститься  $^{238}\text{U}$  у 2,44-4,2 рази більше, ніж у генеративних органах. Максимальна концентрація 2-8 відзначена в листі чаю та вегетативної масі зернобобових культур, а мінімальна - у генеративній частині зернових. За ступенем акумуляції  $^{238}\text{U}$  можна скласти ряд: чай>соя>нут>бавовник>пшениця>ячмінь. Велике накопичення U відзначається у багаторічних деревних та чагарникових рослин. Прекрасними акумуляторами U є мохи, гриби та водорості. Гриби переводять U у досить нешкідливі хімічні сполуки.

На зниження накопичення U рослинами впливає застосування органічних добрив (особливо гною) та вапна. Зниження концентрації радіонуклідів у врожаї при внесенні добрив обумовлено такими причинами, як збільшення біомаси (розведення радіонуклідів); підвищення концентрації у ґрунті обмінних катіонів, посилення антагонізму між іонами радіонуклідів та іонами солей, що вносяться, при кореневому засвоєнні; зміна доступності для корневих систем радіонуклідів внаслідок переведення їх у важкодоступні з'єднання та обмінної фіксації в результаті реакції радіонуклідів з добривом.

Рослини погано накопичують U – позначаються бар'єри, що обмежують його надходження у клітини. По відношенню до Ra таких бар'єрів немає: він концентрується у молодих частинах рослин, у тому числі у листі та квітках, але у деяких видів – у корінні. Радій виявлено в трав'янистих і квіткових рослинах, каві, деревині, морських водоростях, мохах і т. д. Бразильські горіхи містять 404-260 Бк/кг Ra, що вдвоє вище, ніж в інших продуктах харчування. Кн Ra для районів тундри та тайги вище, ніж для чорноземних лісостепових районів. У першому випадку Ra пов'язаний у ґрунтах за механізмом іонного обміну, а в останньому – міцно фіксований у слаблорозчинних гуматах та сульфатах Са та Ва.

У коренях і листі трав'янистих рослин Ra більше, ніж у стеблах та органах розмноження; найбільше Ra у корі та деревині. Середній вміст Ra у квіткових рослинах (0,34-9,0)-1,11 Кі/кг, у морських водоростях (0,24-3,2)-1,11 Кі/кг. У коренях і листі трав'янистих рослин Ra більше, ніж у стеблах та органах розмноження; найбільше Ra у корі та деревині.

Радон не вступає в хімічні зв'язки з іншими елементами, але порівняно добре розчинний у воді і здатний мігрувати на значні відстані, що створює сприятливі умови для розсіювання в біосфері довгоживучих продуктів його розпаду. Головним шляхом забруднення рослинності  $^{21}\text{P}$  є безпосереднє відкладення його на поверхні наземних частин рослини з аерозолями (-85%), другий шлях забруднення - перехід у рослину через кореневу систему з ґрунту менш значущий (-15%). Його вміст у траві визначається кількістю опадів, а не вмістом у ґрунті. Радон найбільш сильно акумулюється лишайниками (вміст у 50 разів вищий, ніж у вищих рослинах) і мохами (у 30 разів вищий). Є кореляція вмісту радону у поверхневому шарі ґрунту з біомасою рослини. ,

Найкращими акумуляторами радону, що міститься в поверхневому шарі ґрунту, є чорниця, верес та лишайники. Серед харчових рослин найбільш

активно накопичують помідори, далі йдуть огірки, цукровий буряк, горох, капуста і столовий буряк.

З ґрунту рослини поглинають ті радіоактивні речовини, які розчиняються у воді. За ступенем надходження з ґрунту вони утворюють ряд:  $^{90}\text{Sr}$  >  $^{131}\text{I}$  >  $^{14}\text{Ba}$  >  $^{137}\text{Cs}$  >  $^{106}\text{Ru}$  >  $^{144}\text{Ce}$  >  $^9\text{Y}$  >  $^{45}\text{Zn}$  >  $^{95}\text{Nb}$  >  $^{210}\text{Po}$ . По інтегральній акумуляції  $^{90}\text{Sr}$  >  $^{137}\text{Cs}$  і  $^{210}\text{Pb}$  утворюють ряд: сіно природних трав > сіно сіяних трав > солома > трава природних пасовищ = силос > сінаж > комбікорм > трава сіяна > зернофураж > морква > буряк, картопля.

У рослини  $^{90}\text{Sr}$  послухає безпосередньо через листя або з ґрунту через коріння. Поглинання із ґрунту - основний шлях надходження  $^{90}\text{Sr}$  до рослин. Поглинання велике з ґрунтів з низьким вмістом Са, при додаванні вапна воно знижується. На кореневе поглинання  $^{90}\text{Sr}$  впливає наявність глини та кількість гумусу у ґрунті, рН, концентрації електролітів та вологовміст. Додавання органічних речовин та добрив у ґрунт впливає на поглинання  $^{90}\text{Sr}$  рослинами, але досить слабо.

Для багаторічної динаміки  $^{90}\text{Sr}$  характерно наростання кореневого споживання до певного рівня, потім деяка стабілізація його вмісту в рослинах і подальше зниження рахунок радіоактивного розпаду і необмінного закріплення в ґрунті.

$^{90}\text{Sr}$  інтенсивніше поглинається рослинами з легких піщаних ґрунтів з низьким значенням рН, бідних на органічні речовини та кальцій. Найлегше процес переходу  $^{90}\text{Sr}$  у рослини йде з дерново-підзолистих ґрунтів, далі йдуть сероземи та каштанові темні карбонатні. Злаковими рослинами поглинання  $^{90}\text{Sr}$  йде ефективно, що призводить до високих концентрацій  $^{90}\text{Sr}$  у зерні та траві пасовищ у ранні періоди після осадження  $^{90}\text{Sr}$ . З ґрунту через кореневу систему  $^{90}\text{Sr}$  надходить у рослини і входить до складу зерна, бобів, моркви та інших продуктів (на ґрунтах з невисоким рівнем забруднення  $^{90}\text{Sr}$  ( $0,1 \text{ Кі/км}^2$ ) найменша його кількість виявлена в гороху, а найбільше – у сої).

Найбільш високим вмістом  $^{90}\text{Sr}$  на одиницю маси відрізняються вегетативні органи рослин (десятки та сотні разів вищі, ніж у зерні, бульбах та коренеплодах); у зерні гречки спостерігається максимальна концентрація, мінімальна – у зерні гороху. Відносно великі кількості  $^{90}\text{Sr}$  накопичують бобові, бульби та коренеплоди, злаки. Коефіцієнти накопичення і переходу  $^{90}\text{Sr}$  із ґрунту в зерно обернено пропорційно залежать від вмісту в ґрунті обмінного кальцію. Хоча  $^{90}\text{Sr}$  слабо пересувається всередину рослини при попаданні його на листя, для овочевих культур (капуста, томати, огірки, харчова зелень тощо).

У міграції  $^{90}\text{Sr}$  велику роль грає лісова рослинність. Затримані поверхнею листя та хвої радіонукліди надходять на поверхню ґрунту з опалим листям та хвоєю. У листяних підстилках вміст  $^{90}\text{Sr}$  поступово падає від верхнього шару до нижнього, у хвойних відбувається значне накопичення радіонукліду в нижній гумусованій частині підстилки.  $^{90}\text{Sr}$  виявляє підвищену міграційну здатність у всіх компонентах лісових екосистем.

Радіоактивні ізотопи, близькі за своїми хімічними властивостями до стабільних елементів (наприклад,  $^{90}\text{Sr}$  до  $^4\text{C}$ ), засвоюються меншою мірою

рослинами. Величину, що показує, наскільки зміниться вміст  $^{90}\text{Sr}$  по відношенню до Ca під час переходу його з ґрунту в рослину, називають коефіцієнтом дискримінації:

Особливість міграції  $^{137}\text{Cs}$  в системі «ґрунт-рослина» – винятково висока мобільність цього радіонукліду в регіонах поширення легень по гранулометричному складу піщаних і супіщаних ґрунтів підзолистого та болотного типів. Низький показник рН цих ґрунтів, збагаченість органічною речовиною (торфовища), малий вміст глинистих мінералів, гідроморфність, невисока поглинальна здатність твердої фази визначають дуже великі коефіцієнти переходу  $^{137}\text{Cs}$  з цих ґрунтів у рослини. Вони в 5+10 разів вищі, ніж на ґрунтах суглинистого та глинистого гранулометричного складу, збагачених елементами мінерального живлення рослин.  $^{137}\text{Cs}$  найлегше залишає дерново-підзолисті червоноземи, потім дерново-карбонатні, чорнозем і серозем.

Кількість  $^{137}\text{Cs}$ , що надійшов у рослини, залежить від кількості опадів за вегетаційний період і від запасів вологи в метровому шарі ґрунту. Залежно від рівня зволоження величини переходу  $^{137}\text{Cs}$  рослинність змінюється в боо раз. На надходження  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту в рослини суттєво впливає температура повітря, особливо у червні та липні. Аерозольний  $^{137}\text{Cs}$  найбільше накопичується в капусті, далі за спаданням - бурякам, картоплі, пшениці та природній трав'янистій рослинності. З часом рівні забруднення рослин знижуються під дією дощу та вітру та приросту біомаси.

Радіонукліди, що надійшли в підземну частину рослин, концентруються в листі та стеблах, менше – у колосках і мітлах без зерна. Виняток із цієї закономірності становить  $^{137}\text{Cs}$ , вміст якого в насінні може досягати ю% від загальної кількості його в надземній частині.  $^{137}\text{Cs}$  включається до метаболізму рослин. Він легко пересувається по рослині і відносно у великих кількостях накопичується в молодих органах, чим викликана підвищена концентрація їх у зерні.

Рівень забруднення  $^{137}\text{Cs}$  трав'янистої рослинності вищий за питому активність асимілюючих органів деревних порід. Максимальний Кц  $^{137}\text{Cs}$  у трав'янисту рослинність відзначається у лісових та болотних біогеоценозах. Це зумовлено підвищеною міграційною здатністю радіонуклідів у цих групах ґрунтів. Нагромадження  $^{137}\text{Cs}$  мохами та лишайниками вище, ніж трав'янистими видами. Найбільша інтенсивність міграції  $^{137}\text{Cs}$  має місце у ґрунтах боліт та листяних лісів. Максимальним рівнем накопичення  $^{137}\text{Cs}$  характеризуються гриби, меншим – види мохового покриву та трав'яно-чагарникового ярусу, мінімальним компоненти деревного ярусу. ,

За ступенем накопичення  $^{137}\text{Cs}$  основні види їстівних грибів поділяються на 4 групи: гриби-акумулятори радіонуклідів – польський гриб, гіркуша, краснушка, моховик, рудик, масляк осінній, козяк, ковпак кільчастий; гриби, що сильно накопичують радіонукліди – грузді, хвиля, зеленка, підберезник; гриби, що середньо накопичують радіонукліди – опеньок осінній, білий гриб, подосиновик, сирійка; Найменше накопичення відзначається у рядок звичайного, рядовки фіолетової, печериці, дощовика, зимового опенька, гливи.



Найбільший вміст  $^{137}\text{Cs}$  у вегетативної масі відзначено у різних сортів люпину, його концентрація в 5 разів перевищує таку у кукурудзи, а конюшина та віка за цим показником займає проміжне положення. Накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у зерні різних культур варіює значно більшою мірою, ніж у вегетативної масі, причому на дерново-підзолистих ґрунтах – у 38, а на чорноземних – у 49 разів. Коефіцієнти накопичення  $^{137}\text{Cs}$  у зерні склали на дерново-підзолистих та чорноземних ґрунтах відповідно  $0,0019+0,099$  та  $0,0020+0,099$ . За рівнем концентрації  $^{137}\text{Cs}$  у деревині лісоутворюючі породи утворюють ряд: широколистяні>дрібнолистяні>хвойні породи. Найбільший вміст  $^{137}\text{Cs}$  виявлено в корі, особливо в комлевої частини стовбура.

Підвищений перехід  $^{137}\text{Cs}$  із ґрунту в гриби, ягоди, лікарські рослини спостерігається, з одного боку, у відносно бідніших ґрунтових умовах, з іншого – в умовах підвищеного ґрунтового зволоження. На перезволожених бідних ґрунтах (піщані ґрунти в пониженнях, кромки боліт) перехід  $^{137}\text{Cs}$  максимальний. Вплив кліматичного фактора, зокрема, кількості атмосферних опадів у вегетаційний період залежно від умов зростання різний. Воно пряме на автоморфі і зворотне - на гідроморфі ландшафтах.

За рівнями концентрації  $^{137}\text{Cs}$  компоненти ґрунтового покриву розташовуються в наступний ряд: дерев'яний ярус<трав'яно-чагарниковий ярус <мохово-лишайниковий покривзгрибний комплекс. Для  $^{90}\text{Sr}$  цей ряд має інший вигляд: грибний комплекс <мохово-лишайниковий покрив < трав'яно-чагарниковий ярус <дерев'яний ярус. Для  $^{137}\text{Cs}$  максимальна акумуляція (до 47% його сумарних запасів в екосистемі) може відбуватися в грибах: для  $^{90}\text{Sr}$  – у деревному ярусі (до 20%), значно менше в трав'яно-чагарниковому ярусі та моховому покриві та практично незначно (0,2 % і менше) у грибному комплексі.

Кількість  $\text{Pu}$ , що знаходиться в біологічних компонентах екосистем, становить <1% від довкілля. Основний шлях надходження  $\text{Pu}$  до рослин – поглинання його корінням; залежно від типу ґрунту  $\approx 10^{-3}$ - $10^{-8}$ . Розчинність у ґрунті, а не ефективність кореневої системи рослин є обмежуючим фактором при поглинанні  $\text{Pu}$  рослинами. Плутоній транспортується корінням як  $\text{Pu(IV)}$ . Комплекси  $\text{Pu(IV)}$  (як аніонні, і катіонні) – основна форма рослинах. Плутоній розподілено у рослині нерівномірно. Концентрація  $\text{Pu}$  зменшується при піднятті стеблом сої, і низькі концентрації  $\text{Pu}$  накопичуються в соєвих бобах.

Вплив біологічних особливостей сільськогосподарських рослин. Накопичення радіонуклідів кореневим шляхом, разом з іншими чинниками, визначається біологічними особливостями рослин. Перехід радіонуклідів в рослини залежить як від видових, так і від сортових особливостей. За однакових ґрунтово-кліматичних умов окремі види сільськогосподарських рослин можуть розрізнятися за вмістом  $^{90}\text{Sr}$  в цінній частині врожаю в 22-25 разів, а за вмістом  $^{137}\text{Cs}$  – в 8-30 разів.

Як правило, рослини, що містять більше  $\text{Ca}$ , накопичують  $^{90}\text{Sr}$  в підвищених кількостях, ті, що люблять  $\text{K}$ , – поглинають більше  $^{137}\text{Cs}$ .

На надходження радіонуклідів роблять вплив характер розподілу в ґрунті кореневої системи, продуктивність, протяжність вегетаційного періоду та інші біологічні особливості рослин.

За вмістом  $^{137}\text{Cs}$  в господарський цінній частині врожаю культури розрізнялися в 94 рази. Мінімальне накопичення  $^{137}\text{Cs}$  відзначено в зерні озимого ячменю (КН = 0,07-102), максимальне – в плодах томатів (КН = 6,6-102 на повітряно-суху масу).

За результатами досліджень із виявлення дієвих факторів включення радіонуклідів у біологічний кругообіг у системі ґрунт – рослина встановлено<sup>4468 4469 4470</sup>, що при переході радіонуклідів за цим ланцюжком суттєвим є не тільки прямий зв'язок, але й зворотний, який пов'язаний з активним впливом рослини на рухомість радіонуклідів.

Саме взаємодія між ґрунтом і рослиною визначає ефективний, доступний для поглинання розмір рухомої фракції радіонуклідів і впливає, таким чином, на коефіцієнт переходу ґрунт – рослина. Ці результати співзвучні з іншими даними, які вказують на те, що саме вид рослини є відповідальним за співвідношення різних за рухомістю та біологічною доступністю фракцій  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  та зміну коефіцієнта переходу радіонукліда в рослину

Таблиця 2.134

Гіперакумулятори радіонуклідів, вуглеводнів та органічних розчинників

Полонант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор саджувач Т-Толгний	Походження імінення	Літературні ідентифікації
Cd (радіоактивні ізотопи)		<i>Athyrium yokoscense</i>	Кочедижник йокосукський	Cd(A), Cu(H), Pb(H), Zn(H)	Японія	[4473]
Cd (радіоактивні ізотопи)	>100	<i>Avena strigosa</i> Schreb.	Овес піщаний			[4474]
Cd (радіоак-	Н-	<i>Vasopa</i>	Бакопа Монье	Cr(H), Cu(H),	Індія; водні	[4475]

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
тивні ізотопи)		<i>monnieri</i>		Hg(A), Pb(A)	види	
Cd (радіоактивні ізотопи)		<i>Brassicaceae</i>	Представники родини хрестоцвітих (гірчиця, ріпаки, капуста)	Cd(H), Cs(H), Ni(H), Sr(H), Zn(H)	Фітоекстракція	[4476]
Cd (радіоактивні ізотопи)	А-	<i>Brassica juncea</i> L.	Гірчиця сарептська	Cr(A), Cu(H), Ni(H), Pb(H), Pb(P), U(A), Zn(H)	Вирощується	[4477] [4478] [4479]
Cd (радіоактивні ізотопи)	Н-	<i>Vallisneria americana</i>	Валіснерія американська	Cr Cu Pb(H)	Європа, Північна Продовження табл. 2.134 широко культивується в акваріумі	
Cd (радіоактивні ізотопи)	>100	<i>Crotalaria juncea</i>	Кроталарія ситникова		Висока кількість загальних розчинних фенолів	[4481]
Cd (радіоактивні ізотопи)	Н-	<i>Eichhornia crassipes</i>	Водяний гіацинт	Cr(A), Cu(A), Hg(H), Pb(H), Zn(A).	Пантропічний/ Субтропічний, «шкідливий бур'ян»	[4484]

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
				Також Cs, Sr, U <sup>4482</sup> і <sup>4483</sup> пестициди		
Cd (радіоактивні ізотопи)		<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний		Фітоекстракція та ризофільтрація	[4485] [4486]
Cd (радіоактивні ізотопи)	Н-	<i>Hydrilla verticillata</i>	Гідріла мутовчаста	Cr(A), Hg(H), Pb(H)		[4487]
Cd (радіоактивні ізотопи)	Н-	<i>Lemna minor</i>	Ряска мала	Pb(H), Cu(H), Zn(A)	Родом з Північної Америки і широко поширений	[4488],
Cd (радіоактивні ізотопи)	Т-	<i>Pistia stratiotes</i>	Водяний латук	Cu(T), Hg(H), Cr(H)	Продовження табл. 2.134 Пантропічний, походження з півдня США; водна трава	
Cd (радіоактивні ізотопи)		<i>Salix viminalis</i> L.	Верба лозовидна	Ag, Cr, Hg, Se, нафтові вуглеводні, органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти Pb, U, Zn (S.	Фітоекстракція. Перхлорат (галофіти водно-болотних угідь)	[4491]

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Толерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
				<i>viminalix</i> <sup>4489</sup> , Ферроціанід калію ( <i>S. babylonica</i> L.) <sup>4490</sup>		
Cd (радіоактивні ізотопи)		<i>Spirodela polyrhiza</i>	Ряска велика	Cr(H), Pb(H), Ni(H), Zn(A)	Родом із Північної Америки	[4492] [4493]
Cd (радіоактивні ізотопи)	>100	<i>Tagetes erecta</i> L.	Чорнобривці африканські	Продовження табл. 2.134		[4494]
					Тільки толерантність. Підвищується рівень перекисного окислення ліпідів; антиоксидантних ферментів, таких як супероксиддисмутаза, аскорбатпероксидаза, глутатіонредуктаза і каталаза.	
Cd (радіоактивні ізотопи)		<i>Thlaspi caerulescens</i>	Ярутка лісова	Cr(A), Co(H), Cu(H), Mo, Ni(H), Pb(H), Zn(H)	Фітоекстракція. Його бактеріальна популяція в ризосфері менш щільна, ніж у <i>Trifolium</i>	[4496] [4497] [4498] [4499]

Полотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
					pratense, але багатша специфічними стійкими до металу бактеріями <sup>4495</sup>	[4500] [4501]
Cd (радіоактивні ізотопи)	1000	<i>Vallisneria spiralis</i>	Валіснерія спіральна		37 записів рослин; походження Індія	[4502] [4503]
<sup>137</sup> Cs		<i>Acer rubrum, Acer pseudoplatanus</i>	Клен червоний, клен білий (клен явір)	Pu-238, Sr-90	Листя: у модрини та клена явора набагато менше	[4505]
Продовження табл. 2.134						
<sup>137</sup> Cs		<i>Agrostis spp.</i>	Представники роду польовицевих		Злакові або різнотрав'яні види, здатні накопичувати радіонукліди	
<sup>137</sup> Cs	До 3000 Bq kg-1	<i>Amaranthus retroflexus</i> (cv. Belozernii, aureus, Pt-95)	Щириця звичайна	Cd(H), Cs(H), Ni(H), Sr(H), Zn(H) <sup>[4]</sup>	Фітоекстракція . Можуть накопичувати радіонукліди, нітрат амонію та хлорид амонію як хелатоутворювачі <sup>4507</sup> . Максимальна	[4506]

Полотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
					концентрація досягається через 35 днів зростання <sup>4508</sup>	
<sup>137</sup> Cs		<i>Brassicaceae</i>	Представники родини хрестоцвітих (гірчиця, ріпаки, капустияні)	Cd(H), Cs(H), Ni(H), Sr(H), Zn(H)	Фітоекстракція . Аміачна селітра та хлорид амонію як хелатоутворювачі <sup>[4509]</sup>	[4510]
<sup>137</sup> Cs		<i>Brassica juncea</i>	Гірчиця сарептська		Містить у своїх коренях у 2-3 рази більше Cs-137, ніж у наземній біомасі <sup>4511</sup>	[4512]
					Продовження табл. 2.134	
<sup>137</sup> Cs		<i>Cerastium fontanum</i>	Роговик джерельний		амонію як хелатоутворювачі.	
<sup>137</sup> Cs		<i>Cerastium fontanum</i>	Роговик джерельний		Злакові або різнотрав'яні види, здатні накопичувати радіонукліди	[4513]
<sup>137</sup> Cs		<i>Beta vulgaris, Chenopodiaceae</i>	Буряк цукровий, лободові	Sr-90, Cs-137	Злакові або різнотрав'яні види, здатні накопичувати радіонукліди	

Полонант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
$^{137}\text{Cs}$		<i>Cocos nucifera</i>	Кокосова пальма		Дерево здатне накопичувати радіонукліди	
$^{137}\text{Cs}$		<i>Eichhornia crassipes</i>	Водяний гіацинт	U, Sr (високий % поглинання протягом кількох днів) Також Cd(H), Cr(A), Cu(A), Hg(H), Pb, Zn(A) <sup>4516]</sup> та пестициди <sup>4517</sup>	Продовження табл. 2.134	[4514]
$^{137}\text{Cs}$		<i>Eragrostis bahiensis</i> ( <i>Eragrostis</i> )	Гусятник		<i>Glomus mosseae</i> як біологічний коректор. Він збільшує площу поверхні коренів рослин, дозволяючи корінням отримувати більше поживних речовин, води і, отже, більш доступних	



Полютант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
					радіонуклідів у ґрунтовому розчині	
$^{137}\text{Cs}$		<i>Eucalyptus tereticornis</i>	Евкалипт червоний	Sr-90	Дерево здатне накопичувати радіонукліди	[4518]
$^{137}\text{Cs}$		<i>Festuca arundinacea</i>	Вівсяниця очеретяна		Злакові або Продовження табл. 2.134 види, здатні накопичувати радіонукліди	
$^{137}\text{Cs}$		<i>Festuca rubra</i>	Вівсяниця червона		Злакові або різнотрав'яні види, здатні накопичувати радіонукліди	
$^{137}\text{Cs}$		<i>Glomus mosseae</i> 30 /5000 як хелатуючий агент ( <i>Glomus (fungus)</i> )	Рід грибів Гломус		<i>Glomus mosseae</i> як біологічний коректор. Він збільшує площу поверхні коренів рослин, дозволяючи корінням отримувати більше поживних речовин, води і, отже, більш	[4519]

Полотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
					доступних радіонуклідів у ґрунтовому розчині	
$^{137}\text{Cs}$		<i>Glomus intradices</i> ( <i>Glomus fungus</i> )	Гриб арбускулярної мікоризи		<i>Glomus mosseae</i> як біологічний коректор. Він збільшує площу поверхні коренів рослин, дозволяючи корінням	[4520]
Продовження табл. 2.134						
					поживних речовин, води і, отже, більш доступних радіонуклідів у ґрунтовому розчині	
$^{137}\text{Cs}$	4900-8600 <sup>[4521]</sup>	<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний	U, Sr (високий % поглинання протягом кількох днів <sup>[4522]</sup> )	Накопичує до 8 разів більше Cs-137, ніж тимофійка або лисохвіст. Містить у 2-3 рази більше Cs-137 у своїх коренях, ніж у наземній біомасі <sup>[4523]</sup>	[4524] [4525] [4526]

Полонант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
$^{137}\text{Cs}$		<i>Larix</i>	Модрина		Листя: у модрини та клена явора набагато менше поглинання, ніж у ялини. 20% цезію, що перемістився в нові листки, був результатом поглинання коренем через 2,5 роки після аварії на Чорнобильській АЕС <sup>4527</sup>	
Продовження табл. 2.134						
$^{137}\text{Cs}$		<i>Liquidambar styraciflua</i>	Амброве дерево	Pu-238, Sr-90	Дерево здатне накопичувати радіонукліди	
$^{137}\text{Cs}$		<i>Liriodendron tulipifera</i>	Тюльпанове дерево	Pu-238, Sr-90	Дерево здатне накопичувати радіонукліди	[4528]
$^{137}\text{Cs}$		<i>Lolium multiflorum</i>	Пажитниця багатоквіткова	Sr	Мікориза: накопичує набагато більше Cs-137 і Sr-90 при вирощуванні на сфагновому торфі, ніж на будь-якому	

Полотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
					іншому середовищі, в т.ч. глина, пісок, мул і компост <sup>4529</sup>	
<sup>137</sup> Cs		<i>Lolium perenne</i>	Пажитниця багаторічна (Райграс англійський)		Може накопичувати радіонукліди	[4530]
<sup>137</sup> Cs		<i>Panicum virgatum</i>	Свічграс (просо лозовидне)			
<sup>137</sup> Cs		<i>Phaseolus acutifolius</i>	Квасоля гостролиста	Cd(Н), Cs(Н), Ni(Н), Sr(Н), Zn(Н)	Фітоекстракція. Продовження табл. 2.134 селітра та хлорид амонію як хелатоутворювачі	[4531]
<sup>137</sup> Cs		<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Очеретянка звичайна	Cd(Н), Cs(Н), Ni(Н), Sr(Н), Zn(Н)	Фітоекстракція	[4532]

Полютант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
$^{137}\text{Cs}$		<i>Picea abies</i>	Ялина звичайна		Конц. приблизно в 25 разів вище в корі порівняно з деревиною, у 1,5-4,7 рази вище в безпосередньо забруднених сокирах гілок, ніж у листі <sup>4533</sup>	[4534]
$^{137}\text{Cs}$		<i>Pinus radiata</i> , <i>Pinus ponderosa</i>	Сосна променева, Сосна жовта	Ст-90. Також нафтові вуглеводні	Фітотон Дерево здатне накопичувати радіонукліди	Продовження табл. 2.134 '4535'
$^{137}\text{Cs}$		<i>Sorghum halepense</i>	Гумай			
$^{137}\text{Cs}$		<i>Trifolium repens</i>	Конюшина біла		Злакові або різнотрав'яні види, здатні накопичувати радіонукліди	[4536]
$^{137}\text{Cs}$	Н	<i>Zea mays</i>	Кукурудза		Висока швидкість поглинання.	[ <sup>4539</sup> ]

Полотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
					Накопичує радіонукліди <sup>4537</sup> Містить у 2-3 рази більше Cs137 у своїх коренях, ніж у надземній біомасі <sup>4538</sup>	
Со (радіоактивні ізотопи)	1000 to 4304 <sup>[22]</sup>	<i>Haumaniastrum robertii</i> (Lamiaceae)	Яснотка пурпурова		27 записів рослин; походження Африка. Народна назва: «мідна квітка». Фанерогам цього виду має найвищий вміст кобальту. Його розповсюдженням міг	[4541] [4542]
					Продовження табл. 2.134	
Со (радіоактивні ізотопи)	Н-	<i>Thlaspi caerulescens</i>	Ярутка лісова	Cd(H), Cr(A), Cu(H), Mo, Ni(H), Pb(H), Zn(H)	Фітоекстракція	[4543] [4544] [4545] [4546]
<sup>238</sup> Pu		<i>Acer rubrum</i>	Клен червоний	Cs-137, Sr-90	Дерево здатне накопичувати радіонукліди	[4547]

Полонант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
$^{238}\text{Pu}$		<i>Liquidambar styraciflua</i>	Амброве дерево	Cs-137, Sr-90	Дерево здатне накопичувати радіонукліди	
$^{238}\text{Pu}$		<i>Liriodendron tulipifera</i>	Тюльпанове дерево	Cs-137, Sr-90	Дерево здатне накопичувати радіонукліди	[4548]
$^{225}\text{Ra}$					Не знайдено звітів про накопичення	[4549]
$^{90}\text{Sr}$		<i>Acer rubrum</i>	Клен червоний	Cs-137, Pu-238	Дерево здатне накопичувати радіонукліди	[4550]
$^{90}\text{Sr}$		<i>Brassicaceae</i>	Представники родини хрестоцвітих (гірчиця, ріпаки, капуста)	Cd(Продовження табл. 2.134 Cs(H), Ni(H), Zn(H))	Фітоекстракція	[4551]
$^{90}\text{Sr}$		<i>Beta vulgaris, Chenopodiaceae</i>	Буряк цукровий, лободові	Sr-90, Cs-137	Може накопичувати радіонукліди	
$^{90}\text{Sr}$		<i>Eichhornia crassipes</i>	Водяний гіацинт	Cs-137, U-234, 235, 238. Also Cd(H), Cr(A), Cu(A),	При pH 9 накопичує високі концентрації Sr-90 з припл. Від 80 до 90%	[4552]

Полонант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
				Hg(H), Pb, Zn(A) <sup>[1]</sup> and pesticides. <sup>[7]</sup>	його в коренях <sup>4553</sup>	
<sup>90</sup> Sr		<i>Eucalyptus tereticornis</i>	Евкалипт червоний	Cs-137	Дерево здатне накопичувати радіонукліди	
<sup>90</sup> Sr	Н-?	<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний		Накопичує радіонукліди; висока швидкість поглинання. Фітоекстракція та	[4554] [4555] [4556] [4557]
Продовження табл. 2.134						
<sup>90</sup> Sr		<i>Liquidambar styraciflua</i>	Амброве дерево	Cs-137, Pu-238	Дерево здатне накопичувати радіонукліди	[4558]
<sup>90</sup> Sr		<i>Liriodendron tulipifera</i>	Тюльпанове дерево	Cs-137, Pu-238	Дерево здатне накопичувати радіонукліди	[4559]
<sup>90</sup> Sr		<i>Lolium multiflorum</i>	Пажитниця рясноцвіта	Cs	Мікориза: накопичує багато більше Cs-137 і Sr-90 при вирощуванні на сфагновому торфі, ніж на будь-якому іншому	[4561]



Полонант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
					середовищі, в т.ч. глина, пісок, мул і компост <sup>4560</sup>	
<sup>90</sup> Sr	1.5-4.5 % in their shoots	<i>Pinus radiata</i> , <i>Pinus ponderosa</i>	Сосна промєнева, Сосна жовта	Нафтові вуглеводні, органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти; Cs-137;	Фітоконтейнмент. Накопичують у своїх пагонах 1,5-4,5 % Sr-90	
<sup>90</sup> Sr		<i>Apiaceae</i> ( <i>Umbelliferae</i> )	Представники родини зонтичних (морква, кріп тощо)	Продовження табл. 2.134		[4562]
<sup>90</sup> Sr		<i>Fabaceae</i> ( <i>Leguminosae</i> )	Бобові		Види, найбільш здатні накопичувати радіонукліди	
<sup>234</sup> , <sup>235</sup> , <sup>238</sup> U		<i>Amaranthus</i>	Амарант	Cd(A), Cr(A), Cu(H), Ni(H), Pb(H), Pb(P), Zn(H)	Хелатуючий агент лимонної кислоти [ <sup>4563</sup> ] і див. примітку. Cs: максимальна концентрація досягається через 35 днів росту <sup>4564</sup>	[1][6]

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
234, 235, 238U		<i>Brassica juncea</i> , <i>Brassica chinensis</i> , <i>Brassica narinosa</i>	Гірчиця сарептська, Китайська черешкова капуста, Тат-сой	Cd(A), Cr(A), Cu(H), Ni(H), Pb(H), Pb(P), Zn(H)	Хелатуючий агент лимонної кислоти збільшує поглинання в 1000 разів <sup>4565</sup>	[4566] [4567]
234, 235, 238U		<i>Eichhornia crassipes</i>	Водяний гіацинт	Cs-137, Sr-90. Також Cd(H), Cr(A), Cu(A), Hg(H), Pb, Zn(A), і пестициди		[4568]
234, 235, 238U	95% of U за 24 години	<i>Helianthus annuus</i>	Соняшник однорічний		Накопичує радіонукліди <sup>4569</sup> ; На забрудненій ділянці стічних вод в	
Продовження табл. 2.134						
					тижневі рослини можуть видалити понад 95% урану за 24 години <sup>4570</sup> .	[4572] [4573] [4574]
					Фітоекстракція та ризофільтрація	[4575]
					Накопичує (радіонукліди) U у своєму корені <sup>4571</sup> .	

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
234, 235, 238U		<i>Juniperus</i>	Ялівець		Накопичує (радіонукліди) U у своїх коренях <sup>4576</sup>	[4577]
234, 235, 238U		<i>Picea mariana</i>	Ялинка чорна		Накопичує (радіонукліди) U у своїх гілочках <sup>4578</sup>	[4579]
234, 235, 238U		<i>Quercus</i>	Дуб		Накопичує (радіонукліди) U у своїх коренях <sup>[4580]</sup>	[4581]
234, 235, 238U		<i>Kail (Salsola)</i>	Курай	Продовження табл. 2.134		
234, 235, 238U		<i>Salix viminalis</i>	Верба лозовидна	Ag, Cr, Hg, Se, вуглеводні нафти, органічні розчинники, МТВЕ, ТСЕ та побічні продукти; Cd, Pb, Zn (S. <i>viminalis</i> ); ферроціанід калію (S. <i>babylonica</i> L.)	Фітоекстракція . Перхлорат (галофіти водно-болотних угідь)	[4582]
234, 235,		<i>Silene</i>	Смілка			

Поліотант	Швидкість накопичення забруднюючих речовин (в мг/кг сухої ваги)	Біноміальна назва	Тривіальна назва	Н-Гіперакумулятор, А-Акумулятор Р-Осаджувач Т-Голерантний	Походження, примінення	Літературне джерело ідентифікації
$^{238}\text{U}$		<i>vulgaris</i>	звичайна			
$^{234}, ^{235}, ^{238}\text{U}$		<i>Zea mays</i>	Кукурудза			
Комплек с радіонук лідів		<i>Tradescantia bracteata</i>	Традесканція приквіткова		Показник радіонуклідів: тичинки (зазвичай сині або синьо-фіолетові) стають рожевими під впливом радіонуклідів	[4583]

\*Примітка. Уран: Символ урану іноді подається як Uг замість U. Згідно з Ульріхом Шмідтом<sup>4584</sup> та іншими, концентрація урану в рослинах значно збільшується при застосуванні лимонної кислоти, яка розчиняє уран (та інші метали).

Радіонукліди: Cs-137 і Sr-90 не видаляються з верхніх 0,4 метра ґрунту навіть під час великої кількості опадів, а швидкість міграції з верхніх кількох сантиметрів ґрунту повільна<sup>4585</sup>

Радіонукліди: рослини з мікоризними асоціаціями часто більш ефективні, ніж немікоризні рослини щодо поглинання радіонуклідів<sup>4586</sup>

Радіонукліди: Загалом, ґрунти, що містять більшу кількість органічної речовини, дозволяють рослинам накопичувати більшу кількість радіонуклідів<sup>4587</sup>

Поглинання рослинами також збільшується завдяки більшій ємності катіонного обміну для доступності Sr-90 і нижчому насиченню основою для поглинання як Sr-90, так і Cs-137<sup>4588</sup>.

Радіонукліди: удобрення ґрунту азотом, якщо це необхідно, опосередковано збільшить поглинання радіонуклідів, як правило, прискорюючи загальний ріст рослини, а точніше зростання коренів. Але деякі добрива, такі як К або Са, конкурують з радіонуклідами за катіонообмінні центри і не збільшують поглинання радіонуклідів<sup>4589</sup>.

Радіонукліди: Чжу і Тліє, лабораторний тест<sup>4590</sup> На поглинання Cs в основному впливає надходження К. Поглинання радіоцезію залежить головним чином від двох шляхів транспорту на мембранах клітин кореня рослин: транспортера  $\text{K}^+$  і шляху  $\text{K}^+$ -каналу. Cs, ймовірно, транспортується за допомогою транспортної системи  $\text{K}^+$ . Коли зовнішня концентрація К обмежена низькими рівнями, переносник  $\text{Ie K}^+$  демонструє незначну

дискримінацію щодо Cs<sup>+</sup>; якщо пропозиція K висока, канал K<sup>+</sup> є домінуючим і демонструє високу дискримінацію щодо Cs<sup>+</sup>. Цезій дуже рухливий усередині рослини, але співвідношення Cs/K не є рівномірним усередині рослини. ФітореMediaція як можливий варіант дезактивації забруднених цезієм ґрунтів обмежена головним чином тим, що вона займає десятки років і створює великі обсяги відходів.

Альпійський пеннікрес або альпійський пенніґрас зустрічається як альпійський пеннікрес у (в деяких книгах). Поки що посилання в основному з академічних пробних робіт, експериментів і загалом з дослідження цієї галузі.

Радіонукліди: Broadley і Willey<sup>4591</sup> виявили, що серед 30 досліджених таксонів Gramineae і Chenopodiaceae виявляють найсильнішу кореляцію між концентрацією Rb (K) і Cs. Швидкозростаючі Chenopodiaceae розрізняють при бл. У 9 разів менше між Rb і Cs, ніж у повільно зростаючих Gramineae, і це корелює з найвищою та найменшою досягнутою концентрацією відповідно.

Цезій: при радіоактивності внаслідок Чорнобиля кількість забруднення залежить від шорсткості кори, абсолютної поверхні кори та наявності листя під час осадження. Основне забруднення пагонів відбувається від прямого осадження на деревах<sup>4592</sup>.

Таблиця 2.135

Список рослин придатних для фітореMediaції ґрунтів забруднених радіонуклідами<sup>4593</sup>

Латинська назва	Загальна назва	Радіонуклід	Вид рослини за типом вегетації	Поширення та походження	Джерело посилання
1	2	3	4	5	6
<i>Acer rubrum</i>	Клен червоний	<sup>226</sup> Ra	Дерево	США	4594
<i>Alopecurus pratensis</i>	Лисохвіс лучний	<sup>90</sup> Sr, <sup>137</sup> Cs	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4595 4596
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Щириця звичайна	Cs	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4597
<i>Beta vulgaris</i>	Цукровий буряк	Cs	Трав'яниста рослина	Середземномор'я	4598 4599 4600
<i>Brassica juncea</i> <i>Brassica juncea</i> cv., 426308	Гірчиця сарептська	<sup>137</sup> Cs, <sup>238</sup> U	Трав'яниста рослина	Азія, Європа, Африка	4601 4602
<i>Brassica rapa</i>	Турнепс	<sup>99</sup> Tc, <sup>137</sup> Cs	Трав'яниста рослина	Європа	4603
1	2	3	4	5	6
<i>Cakile maritima</i>	Гірчиця морська	Th, U	Трав'яниста рослина	Продовження табл. 2.135	
<i>Calluna vulgaris</i>	Вереск	<sup>137</sup> Cs	Трав'яниста рослина	Європа	4605
<i>Calotropis gigantea</i>	Калотропіс гігантський	Sr, Cs	Трав'яниста рослина	Азія	4606

<i>Carex nigra</i>	Оска чорна	$^{137}\text{Cs}$	Трав'яниста рослина	Європа, Південь Північної Америки	4607
<i>Cerastium fontanum</i>	Зірочник ключовий	$^{134}\text{Cs}$	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4608
<i>Chenopodium quinoa</i>	Квіноа	Cs	Трав'яниста рослина	Південна Америка	4609
<i>Chrysopogon zizanioides</i>	Ветіверія цицианієвидна	$^{137}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$	Трав'яниста рослина	Індія	4610
<i>Cucumis sativus</i>	Огірок звичайний	Co, Rb, Sr, Cs	Трав'яниста рослина	Індія	4611
<i>Emilia baldwinii</i>	Квітка-кисть	$^{224}\text{Ra}$	Трав'яниста рослина	Індія	4612
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Пушиця вузьколиста	$^{137}\text{Cs}$	Трав'яниста рослина	Північна Америка	4613
<i>Eucalyptus tereticornis</i>	Евкалипт червоний лісовий	$^{137}\text{Cs}$ , $^{90}\text{Sr}$	Дерево	Австралія	4614
<i>Festuca arundinacea</i>	Вівсяниця тростинна	$^{137}\text{Cs}$	Трав'яниста рослина	Європа	4615
<i>Festuca rubra</i>	Вісяниця червона	$^{134}\text{Cs}$	Трав'яниста рослина	Північ США	4616
<i>Helianthus annuus</i> <i>Helianthus annuus</i> 'Mammoth', 'SF-187'	Соняшник однорічний	I, U, $^{226}\text{Ra}$ , $^{238}\text{U}$ , $^{90}\text{Sr}$ , $^{238}\text{U}$ , $^{137}\text{Cs}$	Трав'яниста рослина	Північна та Південна Америка	4617 4618 4619 4620 4621 4622
<i>Holcus mollis</i>	Бухарник м'який	$^{134}\text{Cs}$	Трав'яниста рослина	Північна Європа	4623
<i>Juniperus monosperma</i>	Ялівець однонасінний	U	Кущ/дерево	Захід США	4624
<i>Liquidamber styraciflua</i>	Амброве дерево	$^{226}\text{Ra}$	Дерево	Південь США	4625 4626
<i>Liriodendron tulipifera</i>	Тюльпанове дерево	$^{226}\text{Ra}$	Дерево	Південь США	4627 4628
<i>Lolium perenne</i> <i>Lolium perenne</i> 'Premo'	Райграс багаторічний	$^{134}\text{Cs}$ , $^{58}\text{Co}$	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4629 4630
<i>Lycopersicon esculentum</i>	Помідор	Co, Rb, Sr, Cs	Трав'яниста рослина	Південна Америка	4631
<i>Medicago truncatula</i> L.	Люцерна хмелевидна	Th, U	Трав'яниста рослина	Середземномор'я	4632
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Мар'яник лісовий	$^{137}\text{Cs}$	Трав'яниста рослина	Великобританія, Ірландія	4633
<i>Melilotus officinalis</i>	Буркун лікарський	Cs	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4634
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Вахта трьохлиста	$^{137}\text{Cs}$	Трав'яниста рослина <sup>а</sup>	США	4635
1	2	3	4	Продовження табл. 2.135	
<i>Miscanthus floridulus</i>	Міскантус рясноквітуючий	Ba	Трав'яниста рослина	Східна Азія	4636
<i>Panicum virgatum</i> <i>Panicum virgatum</i> 'Alamo'	Світчграс	$^{90}\text{Sr}$ , $^{137}\text{Cs}$	Трав'яниста рослина	США	4637
<i>Parthenocissus</i>	Дівочий	Sr	Трав'яниста	Схід США	4638

<i>quinquefolia</i>	виноград		рослина		
<i>Phaseolus coccineus</i> cv. <i>Half White Runner</i>	Квасоля багатоквіткова	<sup>238</sup> U	Трав'яниста рослина	Схід США	4639
<i>Phleum pratense</i>	Тимофіївка лучна	<sup>90</sup> Sr, <sup>137</sup> Cs	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4640
<i>Phragmites australis</i>	Очерет	Th, U, <sup>137</sup> Cs	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4641
<i>Picea mañana</i>	Ялина чорна	U	Дерево	Північна Америка	4642
<i>Pinus ponderosa</i> Dougl. <i>ex Laws</i>	Сосна жовта	<sup>137</sup> Cs, <sup>90</sup> Sr	Дерево	США	4643
<i>Pinus radiata</i> D Don	Сосна промениста	<sup>137</sup> Cs, <sup>90</sup> Sr	Дерево	Каліфорнія (США)	4644
<i>Pisum sativum</i>	Горох посівний	<sup>137</sup> Cs, <sup>106</sup> Ru, <sup>144</sup> Ce, <sup>99</sup> Tc	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4645 4646
<i>Poa spp.</i>	Звичайні лугові трави	<sup>134</sup> Cs	Трав'яниста рослина	По всюдно	4647
<i>Populus grandidentata</i>	Осіна американська	<sup>226</sup> Ra	Дерево	Північний-схід США	4648
<i>Populus simonii</i>	Тополя китайська	<sup>137</sup> Cs	Дерево	Північний схід Азії	4649
<i>Populus tremuloides</i>	Тополя осиноподібна	<sup>226</sup> Ra	Дерево	Північ Північної Америки	4650 4651
<i>Rumex acetosa</i>	Щавель кислий	<sup>137</sup> Cs	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4652
<i>Rumex pictus</i>	Щавель розфарбований	Th, U	Трав'яниста рослина	Середній Схід	4653
<i>Salix caprea</i>	Верба козина	Sr, Cs	Куш	Europe, Asia	4654
<i>Salix spp.</i>	Вербові	<sup>137</sup> Cs, <sup>90</sup> Sr	Куш/дерево	varies	4655
<i>Salsola kali</i>	Солянка колюча	Cs, Sr	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4656
<i>Senecio glaucus</i>	Хрестовник сизо-зелений	Th, U	Трав'яниста рослина	Європа, Азія, Африка	4657
<i>Solanum tuberosum</i>	Картопля	<sup>137</sup> Cs, <sup>106</sup> Ru	Трав'яниста рослина	Південна Америка	4658
<i>Sorghum sudanense</i>	Суданська трава	Cs	Трав'яниста рослина	Африка	4659
<i>Trifolium repens</i>	Конюшина біла	<sup>134</sup> Cs	Трав'яниста рослина	Європа, Азія	4660
<i>Triticum aestivum</i>	Пшениця м'яка	<sup>137</sup> Cs, <sup>106</sup> Ru, <sup>144</sup> Ce, <sup>99</sup> Tc	Трав'яниста рослина	Азія	4661
<i>Typha latifolia</i>	Рогоза широколиста	<sup>226</sup> Ra	Водно-болотна рослина	Північна Америка, Європа, Азія	4662
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Чорниця миртолиста	<sup>137</sup> Cs	Трав'яниста рослина	Захід США	4663

### РОЗДІЛ 3. ТЕОРЕТИЧНА СКЛАДОВА ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ ҐРУНТІВ (ЗЕМЕЛЬ)

### 3.1. Основні складові фіторекультивациі ґрунтів (земель)

Термін «рекультивациа» набув широкого поширення в другій половині ХХ століття в період, пов'язаний з розвитком і розповсюдженням робіт з відновлення родючості порушених земель, в результаті діяльності гірничодобувної промисловості. Наприклад, за визначенням В. Кнабе (W. Knabe, 1959) рекультивациа – це сукупність людської діяльності, спрямованої на відновлення культурного ландшафту<sup>4664</sup>.

Рекультивациа (англ. Land reclamation, recultivation, restoration, нім. Boden rekultivierungf) — штучне відновлення родючості ґрунтів і рослинного покриву після техногенного порушення природи.

#### **Основні визначення сутності рекультивациі ґрунтів (земель)<sup>4665</sup>:**

1. Комплекс гірничотехнічних, інженерно-будівельних, меліоративних, сільськогосподарських, лісокультурних та озеленувальних робіт, які скеровані на відновлення продуктивності та господарської цінності порушених гірничими роботами, видобуванням нафти і газу, або земель, приведених до непридатного стану внаслідок тривалого перебування під породними відвалами, мулонакопичувачами тощо.

2. Відтворення, покращання умов довкілля з метою повторного використання порушених у процесі господарської діяльності територій. Можливі такі напрямки Р.: сільськогосподарський, лісогосподарський, водогосподарський, рекреаційний, будівельний, санітарно-гігієнічний.

3. Здійснення комплексу заходів для забезпечення можливості повторного використання земель, пошкоджених у процесі виробничої діяльності, а також запобігання шкідливій дії промислового виробництва на екологію довкілля. Проведення рекультивациі земель передбачає створення культурних ландшафтів, які б повністю відповідали вимогам охорони та збагачення природних ресурсів. Рекультивовані землі використовують для вирощування сільськогосподарських культур, створення лісонасаджень, організації місць відпочинку, заказників тощо.

4. Рекультивациа (від латинського відновлення, повторне відновлення обробленого, обробленої) – комплекс робіт та заходів по відновленню ландшафтів і земель, порушених господарською діяльністю людини або природними процесами, а також створення на цих місцях нових ландшафтів. Такі роботи повинні проводитися на місцях розробки корисних копалин, нафтопроводів, будівництва. Перший технічний етап Р. включає відновлення рельєфу (засипка ярів, кар'єрів, ліквідація або планування відвалів гірських порід і ін.), А другий (біологічний етап) – повернення туди попередньо знятого ґрунтового шару, лісовідновлення (вирощування лісів на вирубках, згарищах, відвалах), відновлення родючості, включаючи комплекс агротехнічних заходів.

У науковій літературі США і Канади в сфері рекультивациі антропогенно порушених екосистем прийнято три терміни: *restoration*, *reclamation*,



*rehabilitation. Restoration* – повне відновлення, причому порушена поверхня землі відновлюється до такого стану, який вона мала до початку розкриття родовища. *Reclamation* – біологічне відновлення, причому земна поверхня відновлюється через створення умов, сприятливих для існування організмів, які жили на цій території до початку робіт, або організмів близького видового складу. *Rehabilitation* – відновлення порушених земель і наступне використання їх у господарстві із дотриманням екологічної рівноваги, забезпеченням нешкідливості для навколишнього середовища і збереження місцевих естетичних цінностей.

У вітчизняній літературі спочатку термін «рекультивация території» використовувався як «спеціальні заходи щодо підготовки ґрунту для сільськогосподарського або рільничого використання». Однак пізніше, в процесі розвитку і ускладнення робіт по відновленню родючості земель, порушених промисловим виробництвом, зміст і смислове навантаження поняття значно змінилося.

Радянський вчений С.С. Трофімов (1974) вважав, що теоретична основа рекультивации повинна опиратися на біологічний, еколого-біо-ценотичний і біохімічний фундамент, тому що порушення земель у процесі гірничих робіт відбувається хаотично та стихійно і за характером супроводжується катастрофічним знищенням не тільки раніше існуючого природного ландшафту, але й геологічного фундаменту на глибину до декількох десятків і навіть сотень метрів. Л.В. Моторина (1978) дає визначення рекультивации як складного комплексного поняття, що означає всебічне перетворення порушених природно-територіальних комплексів для різних видів використання<sup>4666</sup>.

Представник донецької школи екологів О.А. Мартинова дає своє визначення рекультивации земель як комплексу робіт, спрямованих на відновлення порушених в наслідок господарської діяльності людини земель, в стан придатний для подальшого використання їх у народному господарстві.

На думку А.Л. Місінкевича рекультивация – це юридично закріплений комплекс гірничотехнічних, меліоративних, сільськогосподарських, лісогосподарських та інженерно-будівельних робіт, що направлені на відновлення родючості ґрунтів юридичними та фізичними особами в процесі добування корисних копалин та проведення всіх видів будівельних, меліоративних та інших робіт, які безперечно пов'язані з порушенням поверхневого ґрунтового покриву.

З позиції сільськогосподарської практики, за визначення Р.М. Панаса рекультивация – це здійснення різноманітних робіт, метою яких є не тільки часткове перетворення природних територіальних комплексів, порушених промисловістю, але й створення на їх місці ще більш продуктивних і раціонально організованих елементів культурних антропогенних ландшафтів, тобто в кінцевому рахунку оптимізація техногенних ландшафтів, поліпшення умов навколишнього природного середовища<sup>4667</sup>.

Згідно Земельного кодексу України рекультивація порушених земель – «це комплекс організаційних, технічних і біотехнологічних заходів, спрямованих на відновлення ґрунтового покриву, поліпшення стану та продуктивності порушених земель». Слід наголосити, що у Земельному кодексі України та Законі України «Про охорону земель» йдеться лише про один напрямок рекультивації – сільськогосподарський. Між тим, рекультивація промислово-вироблених торфовищ може здійснюватися також за лісгосподарським, водогосподарським, санітарно-гігієнічним, рекреаційним, будівельним напрямками тощо.

Згідно Постанови Ради Міністрів Української РСР «Про рекультивацію земель, збереження і раціональне використання родючого шару ґрунту при розробці родовищ корисних копалин і торфу, проведенні геологорозвідувальних, будівельних та інших робіт» та основних її положень затрати по рекультивації земель, по відновленню родючості земель, що рекультивуються, а також зніманню родючого шару ґрунту, зберіганню і нанесенню його на землі, які рекультивуються, або малопродуктивні угіддя при розробці родовищ корисних копалин і торфу відносяться на собівартість продукції підприємства-надрокористувача. При чому роботи мають бути виконані не пізніше, ніж протягом року після завершення експлуатації об'єкту торфовидобування.

Проте, на нашу думку, вказані трактування недостатньо змістовно висвітлюють сутність рекультивації стосовно промислово-вироблених торфовищ, оскільки ставлять за мету відновлення суто ґрунтового покриву без врахування інших складових екосистем, тобто у більш широкому розумінні. В російському геологічному словнику дається визначення рекультивації саме торфових родовищ (peat land reclamation) як циклу гідромеліоративних і культурно-технічних робіт, що проводяться після вироблення торфових родовищ, для приведення територій у стан, придатний для господарського використання. Проте з даного визначення не зовсім зрозуміло яким вимогам має відповідати комплекс реабілітаційних заходів.

Так рекультивація в кожному окремому випадку має свою екологічну специфіку і соціально-економічну доцільність. Тож, користуючись вже наявними в науці і практиці підходами до сутності поняття реабілітації, можна сформулювати більш ґрунтовне визначення стосовно торфовидобувної галузі. Тому нами сформульоване тлумачення рекультивації промислово-вироблених торфовищ як комплекс заходів, спрямованих на трансформацію порушених екосистем в процесі експлуатації торфовищ для подальшого їх використання в природогосподарській діяльності та запобігання негативним наслідкам екодеструктивного впливу цієї експлуатації відповідно до еколого-економічних інтересів суспільства.

Таке визначення дає змогу розуміти рекультивації не тільки як часткове перетворення природних територіальних комплексів, порушених в результаті експлуатації торфовищ, але й створення чи відновлення на їх місці ландшафтів

з урахуванням еколого-економічної ефективності процесу відновлення та подальшої експлуатації порушених екосистем.

Дійсно, попри низку екологічних проблем та деградацію існуючої екосистеми, що відбуваються в результаті промислової експлуатації торфовищ, вони й після вироблення являють чималу цінність, як з екологічної точки зору, так і з господарської. Частина торфовищ знову заболочується і таким чином вони беруть участь в природоохоронній діяльності, зокрема в загальному біосферному процесі депонування вуглецю, захисті біорізноманіття тощо. Проте, більша їх кількість використовується для господарських цілей в лісовому, рибному, водному господарствах і, звичайно ж, – в сільськогосподарських цілях.

Нові об'єми і способи видобування природних ресурсів визначають, з однієї сторони, розвиток народного господарства, а з іншого – неповторні втрати безлічі продуктивних угідь, ексцесу природних ландшафтів та порушення екологічної рівноваги. Інтенсивне ведення на території України геолого-розвідувальних робіт, видобуток корисних копалин, проводиться активна промислова діяльність, за рахунок чого виводиться з обігу та відчужується значна частина площ лісогосподарського і сільськогосподарського напрямів використання, відбувається деградація земель, знищення цілісності ґрунтового покриву та порушення рослинного покриву, швидка активізація зсувів і карстових процесів<sup>4668 4669 4670 4671</sup>.

Загальна площа порушених земель в Україні згідно даних Державного комітету статистики України на період 2008 року становила 157,9 тис. га, фактично рекультивується лише в межах 4 тис. га<sup>4672</sup>.

Зустрічаються також території зі значними порушеннями сільськогосподарських та лісогосподарських угідь, де застосовують і дорого вартісні та фінансово затратні методи із відновлення цих земель та повернення їх до попередніх характеристик – у сільськогосподарське та лісогосподарське використання<sup>4673</sup>.

Із переходом господарювання на нові етапи сталого розвитку зумовлена вичерпністю ресурсів, потребою збереження навколишнього середовища та окреслює різносторонню ощадність ресурсів і раціональніше використання нових енергозберігаючих технологій. До переліку ресурсів, які підлягають економічному використанню, належать практично всі землі суходоли різноманітного використання та призначення з різними якісними показниками. Саме історія розвитку та діяльності Львівсько-Волинського вугільного басейну триває приблизно 50 років. за цей час проведених розробок, а саме видобування вугільних пластів було деформовано біля 350 км<sup>3</sup> породного масиву, який займав площу біля 600 км<sup>2</sup> на сьогоднішня відмічають просідання земної поверхні за середніми підрахунками даних майже на 1,5-2 м<sup>4674</sup>.

Запорукою благополуччя існування людства є збереження ґрунту, та відтворення його родючості. Проте, все частіше вносить свої корективи інтенсивна господарська діяльність людини, що в першу чергу призводить до зміни гідрологічного режиму, винищення рослинності, веде до непоправних

змін у рельєфі місцевості та руйнуванні та забрудненні ґрунтового покриву. В результаті такого господарювання і утворюються так звані порушені землі.

Сфера діяльності рекультивації починає діяти з часів, коли виникає потреба у відновленні лісових масивів, затоптаних пасовищ, порушених ділянок ґрунтового покриву та знищення рослинного покриву, у відновленні техногенно забруднених земель, усуненні негативних наслідків при будівництві. В Україні, появу рекультивації можна віднести до 1960-тих років, оскільки саме у цей період набирає обертів видобування кам'яного вугілля та залізних руд. Початком проведення перших рекультиваційних робіт у Європі прийнято вважати кінець XVIII ст., саме у Німеччині розпочали формувати план відновлювальних заходів перед початком розробок на Рейнському буровугільному басейні. На початку XX ст. аналогічні роботи вже проводилися у Англії та США (штат Індіана) на землях, що порушені внаслідок гірничо-видобувних робіт у 1917 році. звичайно перевагу віддавали найзручнішим та мало фінансово затратним методам фітомеліорації та рекультивації порушених територій, тобто проводили лісонасадження, з різним цільовим призначенням. Досить часто фітомеліоративні роботи обходились лише заходами, які підтримували природне відновлення порушених територій<sup>4675</sup>.

Англія це найперша європейська країна, де було розпочато роботи по проведенню фіторекультивації, незважаючи на її порівняно невелику площу, досить високу щільність населення, історичну значимість кожного метра території, тут ще в першу половину XX ст. постали питання з відновлення земель. Перший досвід у фіторекультивації країна набула при створенні польових луків та пасовищ на землях, що були порушені внаслідок гірничодобувної промисловості. На сьогодні таких проблем практично не існує, оскільки в Англії створена Незалежна комісія з гірничих робіт, яка займається питаннями рекультивації, плануванню ландшафтів і охорони навколишнього середовища від різних видів забруднення<sup>4676</sup>.

Досить значну частку порушених земель, внаслідок діяльності вугледобувної промисловості має і Чехія, тому як і в багатьох країнах Європи рекультиваційні роботи розпочали вестися вже у 1960 роках після прийняття урядом ряду законів про охорону природи та сільськогосподарських угідь<sup>4677</sup>.

У Кохта-Ярвенському сланцевого басейні в Естонії було проведено фіторекультивацію лісовими породами. Відбір пройшли найкращі для заліснення породи дерев - модрина європейська, сосна звичайна, чорна сосна і ялина європейська. З листяних порід найперспективнішою виявилася береза повисла. Добре себе проявили на відвалах насадження вільхи чорної, а от тополі дуже сильно вражалися серцевинною гниллю. Через кілька років після укорінення вільхи і берези рекомендують висаджувати дуб звичайний та ясен звичайний, але при умові відносно родючих відвальних порід<sup>4678</sup>.

У Польщі питання фіторекультивації порушених земель видобутком вугілля, промисловими відходами, будівельними матеріалами та іншими корисними копалинами ускладнюються тим, що більшість земель після проведення гірничих робіт стають непридатними для використання у

сільському господарстві внаслідок надмірного їх забруднення, яке створює небезпеку потрапляння важких металів, біофобних рідкоземельних елементів. Тому у Польщі лише сільськогосподарська або лісгосподарська фіторекультивация має місце на потенційно родючих, нетоксичних відвалах та кар'єрах, наприклад після добутку торфу чи будівельних матеріалів. Для порівняння, у США на найбільше порушених територіях штатів Огайо, Кентуккі, Пенсильванія, Індіана, Флорида, Каліфорнія, Іллінойс, потрапляння пірвмісних порід у ґрунти мінімальне (лише 2% від усієї площі порушених земель), ці проблемні питання не досить актуальні як у багатьох європейських країнах. А способом фітовідновлення територій є найдешевший і найбільш економний варіант заліснення території<sup>4679 4680 4681</sup>.

Якщо враховувати досвід зарубіжних країн, то у кожній цивілізованій країні, яка вирішувала питання відновлення земель, створювались інститути для контролю та виконання робіт рекультивации. Наприклад, у Великобританії – це Національна вугільна рада, сформована 1974 році та Королівська комісія з питань забруднення природного середовища, вони курують фіторекультивацийні роботи у королівстві, займаються питаннями відновлення та збереження родючості земель. У США подібними питаннями займаються наступні організації – федеральне управління з охорони навколишнього середовища, служба охорони ґрунтів, гірська, лісова та геологічна служби, гірське бюро, а також у окремих штатах Агентства з контролю забруднень<sup>4682</sup>. У 1963 р. в Польщі була створена Комісія по питанням лісового господарства та рекультивации земель у промислових районах при Міністерстві лісового господарства та деревообробної промисловості. На сьогодні там діють Гірничо-металургійна академія, Центральний гірничий інститут, Науково-дослідний центр у справах Верхньосілезької промислової області та місцевий науковий центр Науково-дослідного інституту лісового господарства<sup>4683</sup>.

На сучасному етапі розвитку продуктивних сил суспільства рекультивацию порушених земель розглядають як комплексну проблему відновлення продуктивності і реконструкції порушених промисловістю ландшафтів, створення на місці "промислових пустель" нових культурних ландшафтів.

Згідно з В.П. Кучерявим<sup>4684</sup>, можна виділити три основні ступені антропогенної трансформації едатоїв (умов місцезростання): слабо-, середньо- і сильнозмінені.

Слабозмінені умови місцезростання представлені корінними чи похідними типами природної рослинності. Антропогенна дія на едатої тут мінімальна і необхідні лише заходи природоохоронного характеру.

Середньозмінені умови місцезростання свідчать про значну зміну едатої, який, проте, не втратив своєї родючості. До них відносяться насамперед сільськогосподарські орні землі, пасовища, лісові й плодові культури, паркові насадження тощо.

Сильнозмінені умови місцезростання (порушені землі) – це едатої, які повністю втратили свою родючість. Вони в першу чергу є об'єктами

рекультивациі. Це, насамперед, кар'єри з добування корисних копалин, породні відвали кар'єрів і шахт, вироблені торфові поля, відвали електростанцій, збагачувальних комбінатів, металургійних і інших підприємств, ділянки з порушеним рельєфом і ґрунтовим покривом уздовж трас каналів, доріг, трубопроводів.

До ч. 2. Землі, які зазнали змін у структурі рельєфу, екологічному стані ґрунтів і материнських порід та у гідрологічному режимі внаслідок проведення гірничодобувних, геологорозвідувальних, будівельних та інших робіт, підлягають рекультивациі. Даний обов'язок впливає зі змісту ст. 14 Конституції України, відповідно до якої земля є основним національним багатством, що перебуває під особливою охороною держави, а також із закріпленого у п. "г" ч. 1 ст. 5 ЗКУ принципу земельного законодавства, відповідно до якого при регулюванні земельних відносин повинно забезпечуватись раціональне використання та охорона земель.

Формальні критерії віднесення земель до порушених, у зв'язку із чим виникає обов'язок їх рекультивациі, встановлені ГОСТ 17.5.1.02-85 "Классификация нарушенных земель для рекультивации", який також визначає можливі напрямки рекультивациі, окреслюючи можливі види використання земель після рекультивациі.

До ч. 3. Для рекультивациі порушених земель, відновлення деградованих земельних угідь використовується ґрунт, знятий при проведенні гірничодобувних, геологорозвідувальних, будівельних та інших робіт, шляхом його нанесення на малопродуктивні ділянки або на ділянки без ґрунтового покриву.

Детальні вимоги до процедури та правових засад зняття та нанесення родючого шару ґрунту при подальшій рекультивациі визначаються ст. 52 Закону України "Про охорону земель".

Зокрема, зняття і раціональне використання родючого шару ґрунту при виконанні земляних робіт необхідно здійснювати на землях всіх категорій. «Роботи із зняття, складування, збереження та нанесення ґрунтової маси на порушені земельні ділянки здійснюються за рахунок фізичних та юридичних осіб, з ініціативи або вини яких порушено ґрунтовий покрив, а роботи з нанесення знятої ґрунтової маси на малопродуктивні землі здійснюються за бажанням власників або землекористувачів, у тому числі орендарів, цих земельних ділянок за їх рахунок» (ч. 6 ст. 52 Закону України "Про охорону земель").

Найбільш поширені групи порушених земель і їх загальна характеристика відповідно до ГОСТ 17.5.1.02-85 і 17.5.1.03-78 та ДСТУ 7905:2015 Захист довкілля. Придатність порушених земель для рекультивациі. Класифікація<sup>4685</sup>  
<sup>4686</sup>. Порушені території після комплексу відбудовних робіт використовуються для створення зон зелених насаджень загального й обмеженого користування, спеціального призначення; промислових зон і зон зовнішнього транспорту; житлових районів і мікрорайонів; зон водних регулюючих устроїв; рибо- і сільськогосподарських зон; зон водопостачання; комунально-складських зон

тощо. ГОСТ 17.5.1.02-85 “Охрана природы. Земли. Классификация нарушенных земель для рекультивации” передбачає класифікацію порушених земель залежно від напрямку подальшого використання в народному господарстві згідно з таблицею 3.1.

Таблиця 3.1

Классификация порушених земель за напрямками рекультивації в залежності від видів подальшого використання в народному господарстві<sup>4687</sup>

Група порушених земель за напрямками рекультивації	Вид використання рекультивованих земель
Землі сільськогосподарського напрямку рекультивації	Рілля, сіножаті, пасовища, багаторічні насадження
Землі лісогосподарського напрямку рекультивації	Лісонасадження загальногосподарчого і полезахисного призначення, лісорозплідники
Землі водогосподарського напрямку рекультивації	Водоймища для господарчо-побутових, промислових потреб, зрошення і потреб рибного господарства
Землі рекреаційного напрямку рекультивації	Зони відпочинку і спорту: парки і лісопарки, водоймища для оздоровчих цілей, мисливські угіддя, туристичні бази і спортивні споруди
Землі природоохоронного і санітарно-гігієнічного напрямку рекультивації	Ділянки природоохоронного призначення: протиерозійні лісонасадження, задерновані або обводнені ділянки, ділянки, закріплені або законсервовані технічними засобами, ділянки самозаростання – що спеціально не упорядковуються для використання з господарчими або рекреаційними цілями
Землі будівельного напрямку рекультивації	Ділянки для промислового, цивільного і іншого будівництва, включаючи розміщення відвалів відходів виробництва (гірських порід, будівельного сміття, відходів збагачення та ін.)

Для врегулювання питань подальшого використання земель, порушених гірничорудною промисловістю, розроблено їх класифікацію, що базується на систематизації форм порушення поверхні, походженні порушень, складі порід, віці відвалів, ступені їх зростання. Останніми роками в класифікаціях стали враховувати придатність зруйнованих земель до різних видів рекультивації. Л.В. Стеревська (1977) дала оцінку видів порушень у ґрунтовому покриві при добуванні корисних копалин (табл. 3.2).

Згідно з ГОСТ 17.5.3.04-835302-85 “Охрана природы земли. Общие требования к рекультивации земель” розробка проектів рекультивації порушених земель повинна проводитись з урахуванням таких факторів:

- природні умови району (кліматичні, педологічні, геологічні, гідрологічні, вегетаційні);

- розташування порушеної ділянки;

- перспективи розвитку району розробток;

- фактичний або прогнозуємий стан порушених земель на момент рекультивації (площа, форми техногенного рельєфу, ступінь природного заростання, сучасне і перспективне використання порушених земель, наявність родючого шару ґрунту, прогноз рівня підземних вод, підтоплення, висушення, ерозійні процеси, рівень забруднення ґрунту);

- показники хімічного і гранулометричного складу, агрохімічних і агрофізичних властивостей, інженерно-геологічна характеристика вскришних і вміщуючих порід і їх сумішей в відвалах відповідно до вимог ГОСТ 17.5.1.03-86; господарчі, соціально-економічні і санітарно-гігієнічні умови району розміщення порушених земель.

Порядок відновлення порушених територій і їх містобудівне використання проектується на підставі:

- груп ґрунтів за кислотністю (рН) (найкращі біологічні властивості мають ґрунти з нейтральною, слабокислою і слаболужною реакцією);

- засобів добування корисних копалин, типу виробництва (відкриті і підземні гірські роботи, збагачення корисних копалин, переробка мінеральної сировини, відходи теплоелектростанцій і металургійних підприємств);

- форм порушення (виїмка, кар'єр, просадка лійка, відвал, насип, провал);

Відвали бувають зовнішніми та внутрішніми. Зовнішні відвали формують поза рудними розробками. Ними можна нарощувати дороги, утворювати з них терикони і териконники, що займають значну площу й отруюють довкілля. Найдоцільніше використовувати під зовнішні відвали яри, балки та інші знижені форми рельєфу, які слід засипати до брівки, а згодом, після осідання, їх рекультивують під сільськогосподарські угіддя. Внутрішні відвали утворюються тоді, коли пуста порода переміщується на вже вироблені ділянки родовища. Це найбільш економічний із погляду втрати сільськогосподарських угідь метод відкритого добування корисних копалин. Проте для створення розрізної траншеї все-таки необхідно формувати зовнішні відвали.

Залежно від способу переміщення розкривних порід відвали можуть бути автотранспортними, скреперними, екскаваторними і гідровідвалами. Найбільш вирівняними є автотранспортні та скреперні відвали, а також гідровідвали при наміванні породи. Найскладніші для подальшого використання екскаваторні відвали. Тому в процесі обробки відвалів є потреба у грубому плануванні, яке проводять із точністю 1–2 м, та тонкому (з точністю 20 – 30 см), яке проводять через 1–2 роки після відсипання відвалів. Найінтенсивніше осідають відвали в перші два роки, а їх повне осідання триває 15-20 років;

Таблиця 3.2

Характеристика порушень ґрунтового покриву гірничодобувною промисловістю України<sup>4688</sup>



Чинник	Вид порушення	Ступінь порушення
Розвідування корисних копалин	Фрагментарні порушення біогеоценозів (часткове порушення ґрунтів та рослинності, різноманітні, в тому числі хімічні, забруднення)	Фрагментарний
Підземне добування корисних копалин	Створення акумулятивних (терикони) і денудаційних (провальних) форм техногенного рельєфу. Часткове порушення рослинного і ґрунтового покривів. Зниження рівня підземних вод, зменшення їхнього дебіту. Розвиток ерозії, отруєння атмосфери газами. Загальне зменшення площ під сільськогосподарськими та лісовими угіддями	Частковий але значний (місцями до повного)
Добування корисних копалин відкритим способом	Повне знищення культурних і природних ландшафтів. Висушення території. Виникнення значних площ з техногенним акумулятивним (відвали) і денудаційним (виїмки) рельєфом. Розвиток ерозії. Винесення на земну поверхню фітотоксичних порід, що забруднюють прилеглі поля	Повний
Будівництво лінійних комунікацій і споруд (трубопроводи, дороги, лінії електропередач)	Повне або часткове за протяжністю порушення біогеоценозного вкриття. Лінійне руйнування рельєфу.	Повний
Переробка корисних копалин	Поява великих акумулятивних форм техногенного рельєфу (відвали, гідровідвали, шламонакопичувачі). Перезволоження, заболочення і отруєння довкілля	Повний

- розмірів порушень (морфометрія, амплітуда антропогенних форм рельєфу, площа, зайнята порушеними ділянками);
- інженерно-геологічних параметрів території (тип, кислотність і засоленість ґрунтів, режим і джерела живлення ґрунтових вод, природних форм рельєфу);
- біологічних властивостей ґрунтів території (табл. 3.3, 3.4);
- типів розселення району з порушеними територіями (резсереджений, централізований, груповий);
- функціональних потреб міст та інших населених пунктів у системі розселення;

- розвитку транспортної та інженерної інфраструктури системи розселення, окремих міст і населених пунктів;

- технічних і економічних засобів для відновлення територій.

З метою проведення окреслених у коментованій нормі заходів розробляються робочі проекти землеустрою щодо рекультивації порушених земель. Рекультивація земель може передбачати організаційні, технічні і біотехнологічні заходи, зміст яких залежатиме від особливостей порушених земель та методів рекультивації.

Таблиця 3.3

Показники засоленості ґрунтів<sup>4689</sup>

Групи рослин за стійкістю	Глибина, см	Вміст в ґрунтах, мг на 100 г ґрунту (перша, друга і третя цифри в кожному рядку графі – показники відповідно для весни, літа й осені)			
		HCO <sub>3</sub>	SO <sub>4</sub>	Cl	Луги
Особливо стійкі до солей	0-15	3,4-4,5	0,3-1,0-2,5	0,5	3,0-4,0-3,0
	15-30	3,0-4,0-5,0	0,8-0,9-1,4	1,0-0,5-0,3	3,0-3,5-4,0
	40-60	3,0-5,0-4,0	3,0-5,0-4,0	2,0-1,0	6,0-7,0-6,0
Слабо стійкі до солей	0-15	1,7-2,0-3,6	0,6-0,5-1,2	1,0-0,1-0,8	3,0-1,2-4,0
	15-30	3,4-1,9-1,7	1,3-0,3-2,4	0,7	3,0-1,0-4,8
	40-60	3,0-2,5-2,8	0,6-2,9	1,0-0,3-0,7	2,4-5,0

Таблиця 3.4

Забезпеченість ґрунтів поживними матеріалами<sup>4690</sup>

Ступінь забезпеченості	Вміст в ґрунтах, мг на 100 г ґрунту		
	азоту	фосфору	калію
Високий	6	4	20
Середній	4-6	2-4	10-20
Низький	4	2	10

Фіторекультивація поєднала знання багатьох наук – екології, ґрунтознавства, лісівництва, фітоценології, лукиництва, рослинництва, фізичної географії, геології, геохімії, біофізики, гідрології, ландшафтної архітектури, меліорації тощо. З огляду на це розглядають меліоративне роль фітоценотичного покриву при створенні верхнього родючого гумусового шару ґрунту на відновлених та порушених землях, які практично втратили свою природну родючість, та відбулась зміна сукцесійних процесів фітоценозу. Значну роль рослин Відмічено науковцями упродовж всього існування людства. Поряд із звичним та практичним використанням рослин як наприклад – рослинництво, садівництво, – велося і їх естетичне використання у вигляді садового мистецтва, паркового дизайну<sup>4691 4692</sup>.

Поняття фіторекультивації та її завдань суттєво змінюються в часі. Спочатку вона була складовою частиною проектів по видобуванню корисних копалин, тому і називалось таке відновлення земель «Гірничотехнічна

рекультивация». Нинішнє трактування фіторекультивациі земель – це реалізація комплексу різноманітних робіт, основною ціллю яких стоїть питання не лише часткового перетворення природних комплексів, що викликані нераціональною господарською діяльністю людини, але й формування ще більш продуктивних і доцільніше сформованих елементів антропогенних ландшафтів за допомогою рослин. Рекультивация земель є складовою програми "Людина і природа" вона вирішує вагомі аспекти медико-біологічного контексту, які напряду пов'язані із появою, розвитком та запобіганням різного роду хвороб, які є наслідками смертності або інвалідності людей <sup>4693</sup>.

Л.В. Моторина і В.О. Овчинников (1975) слушно акцентують увагу на факт, що неточність у термінології може призвести до помилок. За їх визначенням, заміна терміну "рекультивация" терміном «фітомеліорація» призводить весь об'ємний складний процес до однієї із завершених стадій рекультивациі. На думку авторів, поняття рекультивациі ґрунтів і порід є досить правомірним, так як об'єкти рекультивациі – це не тільки ґрунти, яких на порушених ділянках може й не бути, можливо й не гірські породи, а просто порушені землі в цілому. У їх розумінні, рекультивация земель – це проведення різноманітних робіт, метою яких є не лише часткове перетворення природних територіальних комплексів, що порушені внаслідок розвитку промисловості, але й створення на їх місці ще більш продуктивних і раціонально організованих елементів культурних антропогенних ландшафтів, тобто в кінцевому рахунку оптимізація техногенних ландшафтів, поліпшення умов навколишнього природного середовища <sup>4694</sup>.

Найефективнішим та найбільш раціональним шляхом відновлення земель, які втратили свої господарські цінності, за рахунок інтенсивної діяльності антропогенного фактора, є *фіторекультивация*. Цей термін з'явився відносно нещодавно у науково-технічному напрямі, як в теоретичному плані, так на практиці. Вона виступає як завершальний етап ремедіації забруднених ґрунтів, із подальшою їх рекультивациєю, що проявляється у створенні умов для остаточного доочищення ґрунту із подальшим його відновленням, як природного тіла <sup>4695</sup>.

На сьогодні фіторекультивация виступає в якості найдешевшого і найшвидшого засобу з відновлення порушених земель, що зазнали втрат внаслідок нераціонального господарювання людства. Фіторекультивация земель потребує формування певних методологічних базових засад, які на даному етапі ще не до кінця розроблені. Основним аспектом у цьому контексті виступає дослідження та вивчення складових елементів ландшафту окремої території та рослинних угруповань, що несуть певну інформацію про темпи заростання. особливості та напрямки заростання рослинного пориву на порушених землях. Керуючись цими даними, можна спрогнозувати про стрімкість регенерації фітоценозу. Хоча варто відзначити, що певний тип території або земель формує своєрідні екологічні умови, по пристосуванню рослин до окремих показників середовища та особливості конкурентоздатності цих сукцесій <sup>4696</sup>.

Фіторекультивуація земель це один із різновидів рекультивації, який окреслює удосконалення та відновлення антропогенних ландшафтів шляхом утворення на них екологічно доцільного потужного рослинного покриву; Крім того, фіторекультивуація передбачає формування: деревних насаджень декоративного призначення, лісових насаджень практичного призначення, квітково-декоративних насаджень декоративного призначення, створення травостою для практичного і декоративного користування. Фіторекультиваційні насадження, насамперед, повинні створити позитивний вплив на стан навколишнього середовища та на довкілля людини<sup>4697</sup>.

*Метою* фіторекультивуації є відновлення продуктивності порушених територій та оздоровлення довкілля.

Першочерговим *завданням* рекультивації земель є відновлення продуктивності порушених земель. Це досить тривала, стратегічна та об'ємна робота. Особливо багато часу потребує рекультивуація сміттєзвалищ та відвалів токсичних матеріалів, шлаковідвалів та інших забруднених територій.

Завдання фіторекультивуації умовно можна поділити на три групи: екологічні, економічні та соціальні.

***Серед основних завдань з екологічної точки зору фіторекультивуації варто виділити наступні:***

- збереження та відновлення природних земельних ресурсів;
- відтворення і охорона ландшафтного та видового біорізноманіття;
- нейтралізація негативних явищ та їх дії на навколишнє середовище;
- відновлення продуктивних біогеоценозів;
- створення умов самовідновлення природного середовища;
- формування нових природних комплексів та ландшафтів;
- забезпечення загальної екологічної рівноваги у природньому середовищі.

Поряд із екологічними завданнями існує і комплекс економічних завдань, що в цілому забезпечує досить ефективне відновлення земель. Серед основних економічних завдань фіторекультивуації порушених територій варто вказати наступні:

- економічно обґрунтоване цільове використання відновлених земель;
- раціональне ведення лісо-, сільсько-, водо- та рекреаційного користування;
- розвиток туристичної і рекреаційної галузі для оздоровлення населення;
- створення економічно збалансованого ландшафту;
- запровадження економічних важелів стимулювання заходів із відновлення земельних ресурсів.

Соціальні завдання фіторекультивуації полягають у відновленні та оздоровленні території порушених земель, регулювання суспільних відносин щодо охорони природного середовища, створення естетично цінних та привабливих ландшафтів, збалансоване використання природних комплексів та об'єктів, формування екологічної культури населення, створення рекреаційних зон та місць відпочинку населення, створення сприятливих умов проживання людини. *Об'єктами* рекультивуації виступають порушені, або повністю

зруйновані землі, території, на яких абсолютно, або частково знищено природні компоненти: ґрунтовий покрив, рослинний світ, підземні води, змінена гідрографічна мережа та рельєф.

Особливу роль відводять об'єктам рекультивациі агрогеосистем, що забруднені внаслідок негативних дій сільськогосподарської діяльності та призводять до руйнування і знищення ґрунтового покриву, і як наслідок, його родючості. У науковій літературі часто користуються термінами: тимчасова рекультивациа земель, постійна рекультивациа земель постійна.

**Тимчасова рекультивациа** проводиться на порушених землях, призначення яких з часом планують змінити, до них відносять будівництво, видобування корисних копалин, повторну переробку видобутих корисних копалин. Зазвичай подібна рекультивациа базується на озелененні і захисті ґрунтової поверхні від шкідливого впливу ерозії, із врахуванням вимог санітарно-гігієнічних норм.

**Постійна рекультивациа** ведеться на територіях, на яких за планом не передбачено зміну використання земель (до часу розроблення родовищ). В нинішніх умовах розвитку суспільства значна частина зарубіжних і вітчизняних науковців розглядають фіторекультивациа, як реконструкціа ландшафтів та комплексне відтворення їх продуктивності на порушених людиною "промислових пустелях" відновлених культурних ландшафтів.

**Ландшафт** – це природний комплекс, який формує однорідну суцільну систему, в якій всі основні складові, а саме: ґрунт, рельєф, кліматичні умови, наземні та підземні води, флора і фауна - перебувають в складній взаємодії і доповнюють одні одних (рис. 3.1-3.2). Ландшафти поділяють на природний і антропогенний. Природний ландшафт складається з взаємодіючих природних складових і формується за умови проходження природних процесів.

**Антропогенний ландшафт** – формується з взаємодіючих як природних так і антропогенних складових і проходить під впливом антропогенної діяльності та природних процесів. Кожен вид ландшафту має свою продуктивність. Яка визначається часткою енергії та кількістю речовини, що виробляється ландшафтом за відведений інтервал часу. Крім того продуктивність ландшафту залежить від зміни рівноваги у стійкості стану ландшафту, зміни рівноваги ландшафту ведуть до порушень у режимах обміну речовини і енергії. Суттєвою різницею між двома видами ландшафтів є показник ступеня їх стійкості. Відмічено, що природні ландшафти більш стійкі системи, а ландшафти антропогенні характеризуються відносно значною нестійкістю. Саме це приводить до зміни продуктивності ландшафту. Тому рекомендовано підтримувати штучно продуктивність ландшафту за рахунок процесів, що проходять у них. Це можна досягти шляхом проведенням різних агротехнічних і меліоративних заходів, що об'єднуються в систему експлуатації агроландшафту.



Рисунок 3.1 – Карта агроландшафтів України<sup>4698 4699</sup>

### Аглоландшафти та елементи національної екомережі - прогноз до 2015 року, тис. га

Джерело статистичної інформації: Мінекоресурсів України [1]

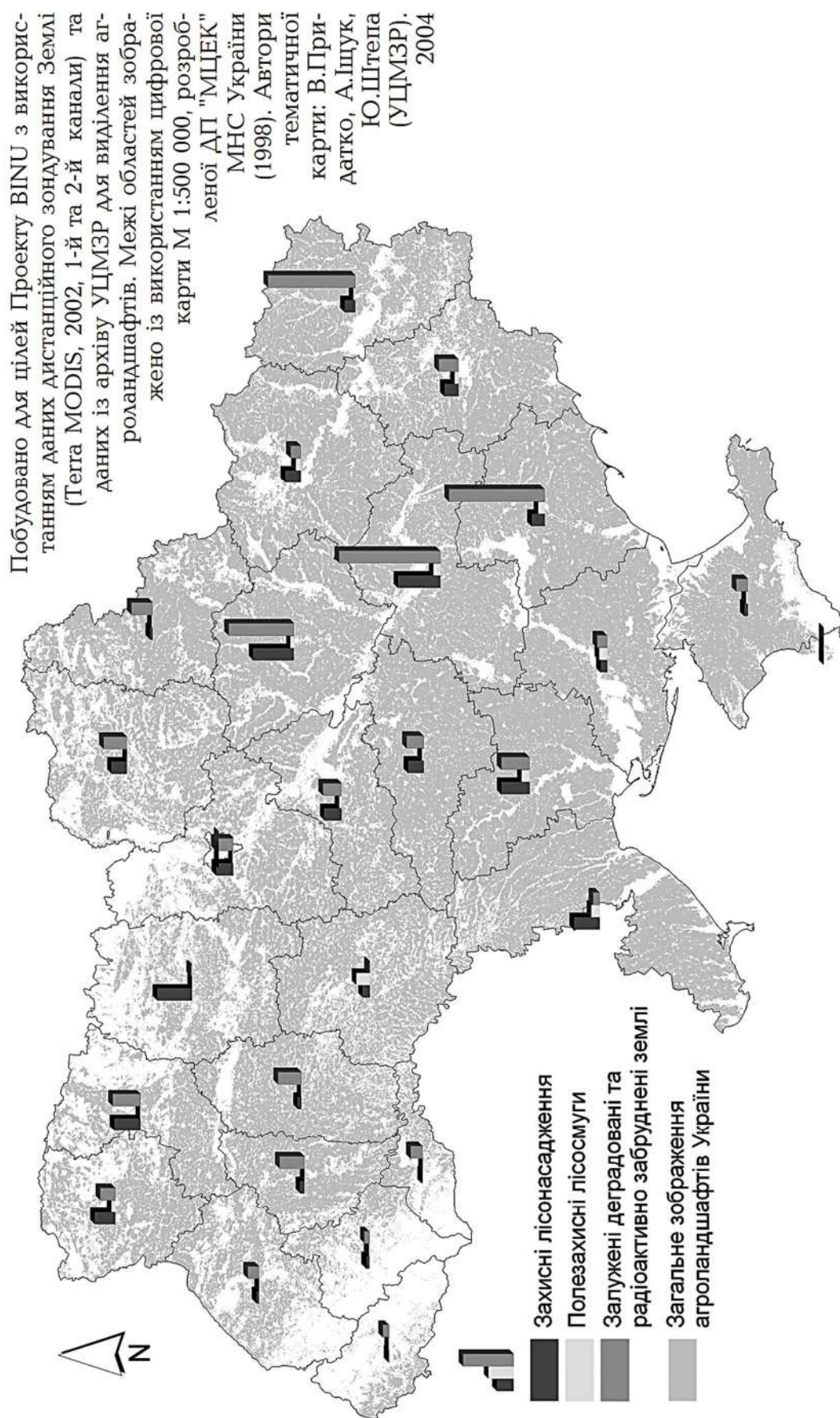


Рисунок 3.2 – Карта структури агроландшафтів України<sup>4700 4701</sup>

Землі сільськогосподарського призначення включають систему використання агроландшафтів, які повинні визначатися системою землеробства. Це використання агроландшафтів для задоволення потреб суспільства, та запобігання деградації ландшафту, тобто його руйнування і погіршення якості компонентів ландшафту, насамперед земель.

**Порушений ландшафт** – являє собою тип антропогенного ландшафту, що утворився в результаті недоцільного використання природних ресурсів. Його характеризують часткові або повні порушення всіх основних його компонентів: рослинності і тваринного світу, ґрунту, зміни рельєфу, кліматичних умов та води<sup>4702</sup>.

На сучасному етапі одним з найбільш потужних джерел розвитку ландшафтів є антропогенний фактор. Це треба враховувати при вивченні динаміки ландшафту.

Глибина зміни ландшафту людиною залежить переважно від форми виробничої діяльності. Будівництво міст і промислових споруд призводить до зміни й водночас кількох компонентів. У великих містах виникають антропогенні ландшафти, які успадковують від природних лише геологічну основу, основні риси рельєфу і зональні риси клімату. В містах перетворюється мезорельєф (насипаються яри, зрізуються нерівності рельєфу тощо), створюється свій мікроклімат (асфальт), беруться в труби дрібні річки та ін. В ґрунтах на газонах виникає культурний горизонт. Місто має свій склад рослинності і особливий тваринний світ. Значні зміни в ландшафтах виникають, коли людина перетворює водний режим комплексів. Осушення і зрошення є прикладом найбільшого впливу людини на комплекси в процесі сільськогосподарського виробництва. Швидких і глибших змін зазнають біогенні компоненти (вирубка лісу тощо). Геологічний фундамент, тип рельєфу й клімат завжди залишаються практично незмінними.

Стійкі незворотні зміни під впливом антропогенного фактора виникають при вирубках лісу, розорюванні схилів, чим прискорюються ерозійні процеси, виникають нові урочища (фації) і змінюється морфологічна структура ландшафту.

У вузькому розумінні під антропогенними ландшафтами мають на увазі - комплекси, створені людиною більш широко:

Антропогенні ландшафти – комплекси, в яких на всій або більшій їх площі корінних змін під впливом людини зазнали якщо не всі, то хоча б один з компонентів ландшафту.

Розрізняють антропогенний ландшафт і ландшафтнотехногенний комплекс (систему).

На відміну від антропогенного ландшафту в ландшафтнотехногенних системах провідну роль відіграє технічний блок, функціонування якого спрямовує і контролює людина. Такі системи не здатні до природного саморозвитку. Прикладом ландшафтно-техногенного комплексу можуть бути території промислових підприємств, автомобільні і залізничні магістралі зі штучними формами рельєфу та ін.



В антропогенних серіях головним критерієм для подальшої класифікації ландшафтних одиниць використовують тип землекористування. Існують різні схеми класифікації антропогенного ландшафту.

Класифікація Мількова (1973, 1990)<sup>4703</sup> є найбільш завершеною. За Мільковим, клас антропогенних ландшафтів – це сукупність комплексів, пов'язана з діяльністю людини в якійнебудь одній галузі народного господарства. У результаті тривалої історії освоєння людиною території України сформувалися сучасні антропогенні ландшафти.

Природні чинники діють неоднаково на ті чи інші антропогенні ландшафти. Так, на функціонування сільськогосподарських та лісогосподарських антропогенних ландшафтів вони діють безпосередньо. Це виявляється у формуванні відповідних для природи умов систем землеробства, комплексів, що найбільш повно враховують наявні ґрунтово-кліматичні умови і матеріальнотехнічні ресурси.

***В залежності від особливостей господарської діяльності людей (за змістом) антропогенні ландшафти поділяють на вісім класів:***<sup>4704</sup>

А. Сільськогосподарські ландшафти: 1 – польові; 2 – лучно-пасовищні; 3 – садові.

Б. Лісові антропогенні ландшафти: 1 – лісокультурні; 2 – похідні; 3 – умовно-натуральні.

В. Водні антропогенні ландшафти: 1 – водосховища; 2 – ставки; 3 – канали.

Г. Промислові ландшафти: 1 – кар'єрно-відвальні; 2 – торфово-болотні; 3 – власне промислові.

Д. Селитебні ландшафти: 1 – сільські; 2 – міські.

Е. Дорожні ландшафти.

Ж. Рекреаційні ландшафти.

З. Белігеративні ландшафти (кургани).

Вказується<sup>4705</sup>, що в інженерно-захисній фітомеліорації використовують види фітомеліоративних насаджень, що тією чи іншою мірою впливають на зниження негативного прояву градієнтів середовища.

Розробляючи проекти фітомеліоративних заходів, беруть до уваги такі види культурфітоценозів: сільво-, агро-, прато-, помолого-, віто-, флоро-, стрипо-, фруто- та акваценози. Це зумовлено тим, що той чи інший тип культурфітоценозу може формуватись на різних земельних фондах.

***Агроценози*** – належать до групи сільськогосподарських культур, які вирощують на конкретних земельних фондах. Розміщення, порядок чергування у сівозміні, агротехніка склалися в процесі господарювання.

***Акваценози*** – рослинні угруповання штучних озер, ставків господарського, рекреаційного та декоративного призначення. Основною вимогою при фітомеліорації водойм є розміщення, створення та догляд за акваценозами в різних зонах водойми. Цим досягається ефективне виконання ними таких функцій: захист берегів, формування ландшафту, скорочення обсягу робіт з догляду за рослинними угрупованнями тощо.

**Вітоценози** – тип сільськогосподарських угідь у районах виноградарства. Під виноградники відводять землі берегів давньої гідрографічної мережі, в основному південно-східної, східної та південної експозицій. Ці схили сильніше прогриваються, а при наявності лесових відкладів на глибині не менше 1,5-2,0 м є найбільш сприятливими для виноградарства.

**Працоценози** – культурні луки та пасовища. Під них відводять площі гідрографічного фонду. При невеликій площі ценозу, коли влаштування полезахисної сівозміни неможливе, а ґрунти сильно змиті, проектується посів багаторічних трав. Трав'яна рослинність утворює потужну розгалужену кореневу систему і густу надземну частину, скріплює верхні горизонти, значно ослаблює швидкість води, що стікає, і, як наслідок, зменшує ерозійні процеси та поступово відновлює родючість змитих ґрунтів.

**Помологоценози** – сади, які як фітомеліоранти проектуються в таких випадках: в умовах серединної частини берегів гідрографічної мережі крутизною 8-12° при переважанні середньозмитих ґрунтів; на верхів'ях балочної мережі, де переважають береги крутизною 6-8° з середньо- та слабозмитими ґрунтами на лесовидних відкладах; у південних районах на широких днищах балок з родючими намитими ґрунтами, що відводяться під створення пальметних садів.

**Сільвоценози** – відведені під лісові насадження ділянки берегів гідрографічної мережі, крутіші ніж 20°; дельти, береги суходолів, балок або ж круті ділянки корінних берегів річкових долин з близьким виходом на донну поверхню або ж оголеними кам'яними породами; ділянки берегів крутизною 12–20°, що мають сильнозмиті ґрунти з частими промоїнами; дно гідрографічної мережі, густо порізане донними розмивами, де від давнього днища лишилися невеликі ділянки, що прилягають до підніжжя берегів тіньових експозицій; піщані землі.

**Стрипоценози** – фітомеліоративні насадження у вигляді смуг різного призначення, де визначальним компонентом є деревні породи та чагарники. Залежно від основного призначення, місцезорозташування в конкретному функціональному типі ландшафту, стрипоценози можуть виступати у вигляді смуг: полезахисних; водо- або снігорегулюючих - для захисту полів від водної та вітрової ерозії; прибалочних - для попередження утворення ярів; прияружних - для закріплення берегів яру; захисних вітроломних; захисних - уздовж ставків, водойм, берегів річок; та куртин на гірських схилах; та куртин на землях, що не використовуються у сільському господарстві; лісових - на осушуваних землях; лісових - навколо населених пунктів; лісових - уздовж доріг; пилопоглинаючих; шумопоглинаючих; санітарно-захисних.

**Фрутоценози** – чагарникові насадження декоративного, захисного або ж помологічного характеру, що створюються в різних типах функціональних ландшафтів. Фрутоценози можуть складатися як з однієї породи, так і з декількох порід. Комплекс фітомеліоративних заходів повинен не лише ослабити чи зупинити негативні процеси природних явищ, але й сприяти

відновленню родючості ґрунтів та оздоровленню навколишнього природного середовища.

Нині не змінених господарською діяльністю ландшафтів в Україні практично не залишилося. Малозмінені ландшафти становлять 15-20 % її території, це здебільшого вторинні лісові насадження заболочені ділянки, території заповідників. За оцінками фахівців, для компенсації загального антропогенного впливу таких ландшафтів має бути від 40 до 60 %.

В країні, де велику частину території займають сильно перетворені ландшафти, всі техногенні й переважна більшість природних катастроф пов'язані, як правило, з негативними екологічними наслідками таких несприятливих процесів, як забруднення ґрунтів, погіршення якості води, повітря, збіднення біорізноманіття тощо, що зумовлюють деградацію природного середовища загалом.

На техногенних ландшафтах практично повністю відсутній рослинний покрив, вони характеризуються акумуляцією золошлаків, гірських порід, різних шлаків, флотаційних відходів, залишків будівельних матеріалів, скла, бетону та інших промислових викидів. Ці порушені ділянки досить мають великі об'єми. Відтак і шляхи рекультивациі певною мірою зумовлюються характером порушення земель. На основі цього було розроблено перелік класифікацій порушених техногенних ландшафтів. ***Нині в Україні користуються загальноприйнятою систематикою порушених територій:***

- кар'єри, виїмки, відсіки, відкоси, та інші форми, що виникають при відкритих гірничих роботах та будівництві;
- конуси, відвали, терикони, насипи та інші утворення, сформовані з викидів пустої породи, розкритих порід, та різних відходів;
- водосховища, відстійники підприємств, сховища хвостових скидів, поля фільтрації;
- поверхні деформації, осипи, провали, просади, прогини.

За таким розподілом можна до проведення рекультивациі підійти набагато раціональніше та диференційовано. Дуже часто при порушеннях різного роду на поверхню ґрунтів виносяться породи різноманітної будови, походження, складу та властивостей, вони можуть містити сполуки, токсичні для рослин, або ж можуть ставати шкідливими у процесі їх окислення на поверхні. Зважаючи на такі процеси, потрібно визначати напрямок проведення рекультивацийних робіт, а також визначити всі можливі фактори впливу на проведення цих відновлювальних робіт<sup>4706</sup>.

Проведення фіторекультивациі за висновками науковців розпочинається із визначення того, як у природніх умовах проходить процес заселення рослин, у якій систематичі та послідовності відбувається обростання території. Першочергово порушені землі активно заселяють певними видами деревних видів рослин, зерна та насінини і плоди яких потрапляють територію на порушені землі із сусідніх насаджень шляхом перенесення вітром, тваринами, птахами і людиною. Таким чином відбувається природне озеленення, відвалів, ділянок кар'єрів, де стабілізується певний геотоп<sup>4707</sup>. Інші дослідники додають,

що, процес добору трав для проведення фіторекультивуації порушених земель має базуватися на застосовуванні сортів місцевих видів рослин, випробуваних часом, переважно районуваних для визначеного регіону. Вони вважаються найбільш пристосовані до ґрунтово- кліматичних та природних умов, можуть досить швидко формувати густий потужний травостій зі щільною і міцною дерниною, що проявляє стійкість до вимивання. Найбільш розповсюдженими видами злаків, які підходять під зазначений опис в на обстежених територіях відносять: пирій бескорневищний (*Agropyrum tenerum Vessey*), костриця червона (*Festuca rubra L.*), стоколос безостий (*Bromopsis inermis*), серед багаторічних бобових найчастіше використовують дворічні культури, із високими показниками віддачі насіння: люцерну посівну (*Medicago sativa*), конюшину повзучу (*Trifolium repens*), буркун білий *Melilotus albus*)<sup>4708 4709</sup>.

Вимоги виконання фіторекультивуації повинні відповідати певним вимогам, одночасна реалізація яких має на меті підвищити ефективність відновлення компонентів природи. Такий режим (за аналогією меліоративним режимом) називають *фіторекультивуаційний режим*. Визначається він станом порушених земель і включає такі елементи: ерозійну стійкість поверхні землі, форми рельєфу і його параметри (крутизна схилів, його експозицію), норми зняття верхнього ґрунтового шару та строки його зберігання, геологічний та хімічний склад продуктивних порід, товщину наносного шару ґрунту при землюванні, потужність відновлюваного шару, глибину залягання підґрунтових вод, показники мінералізації ґрунтових вод, вміст в ґрунтах токсичних елементів, показники родючості ґрунтів та потужність і швидкість формування рослинного покриву. Кожен із перерахованих показників має свої норми або орієнтовані значення, які мають бути підтверджені дослідженнями, часом та розрахунками.

Суть проведення фіторекультивуації показує подібність до екологічних природних процесів, вона виступає напрямом екологічного потенціалу зональної рослинності більш ширшого використання. В ході проведення адаптивної фіторекультивуації обґрунтовано доцільність застосування експериментальних підходів за рахунок штучно створюваних сукцесій рослинних угруповань<sup>4710</sup>.

Для більш досконалого вивчення фіторекультивуації перш за все, теорії та практики доцільно було б провести характеристику формуючого сингенезу<sup>4711</sup>, як природного відновлення флори за гомеостатичними властивостями зонального ландшафту, біоти та рослинного покриву. Тому окрім теоретичних надбань та екологічних польових та геоботанічних досліджень, на думку науковці<sup>4712</sup>, варто відмітити і експериментальні методи в геоботаніці і фітоценології<sup>4713</sup>.

На думку А.Л. Місінкевича, поняття рекультивуації можна трактувати, як юридичну категорію, земельно-правову та екологічно-правову, яка має взаємозв'язок із закріпленими законодавчо правовими нормами також автор наголошує на розумінні природи цього терміну у контексті сучасних реалій та охороні земель<sup>4714</sup>.

На території Криворізького басейну, науковцями було проведено ряд фіторекультивацийних робіт та заселено різноманітний флористичний склад чагарникових та деревних порід. Досліджено перспективні види дерев та чагарників для проведення фіторекультивациї девастрованих угідь Криворіжжя та інших подібних промислових районів. Автори відмічають, що пріоритетністю користуються деревні види для фіторекультивациї земель, які районовані для використання у даній зоні. Також підкреслюють, що чагарникові породи доцільно застосовувати для фіторекультивациї в досліджуваних регіонах <sup>4715</sup>.

За результатами досліджень з Дніпра встановлено пріоритетність з використання біогумусу вермикультивування в якості композитних брикетів для проведення фіторекультивациї порушених земель <sup>4716</sup>.

Ряд науковців акцентують увагу на природному самовідновленні едафотопів та фітоценозів як порушених екосистем, проте такий підхід вимагає деякого часу і в нинішніх умовах не повністю вирішує питання природоохоронних та народногосподарських проблем, особливо в районах з підвищеною концентрацією таких порушених ландшафтів <sup>4717 4718</sup>.

Питання з відновлення ґрунтового та рослинного покриву на порушених територіях і досі являється досить актуальним та потребує як вивчення, так і значних економічних витрат і капіталовкладень, в першу чергу це стосується регіонів ведення інтенсивних геологорозвідувальних робіт, видобування відкритих і підземних покладів корисних копалин, значного антропогенного навантаження на природні екосистеми. А здійснення ефективних фітомеліоративних та рекультивацийних заходів на порушених територіях дасть можливість відновити та оптимізувати пошкоджену екосистему і створити сприятливі умови проживання людини та допомагатиме сталому розвитку країни.

З питаннями систематизації, класифікації та типології порушених виробничою та промисловою діяльністю людини територій можемо ознайомитися у різних науково-дослідних та науково-навчальних установах. Ці класифікації ґрунтуються на основних кількох критеріях, переважно, на систематичі форм техногенного рельєфу та їх генезисі, складу порід і ступеню їх придатності до створення флористичного покриву, потенціалу і ступеня природного заростання рослинністю та показником ступеня складності проведення фітомеліоративних і рекультивацийних міроприємств <sup>4719 4720</sup>.

Для вдалого проектування потрібних заходів із рекультивациї порушених земель, на основі попередніх напрацювань багатьох науковців та на основі проведених власних досліджень, Генік Я.В. пропонує технологічну класифікацію порушених земель, яка включає процеси від порушення земель, і до відновлення ландшафтів та об'єднує включає такі основні ознаки (табл. 3.5) такі класифікації:

категорії порушених земель → типи та підтипи порушень → ранги та підранги порушень → види та підвиди порушень → напрям відновлення → технологія відновлення → складність відновлення → час відновлення

Кожна із запропонованих ознак систематики встановлюється за певними критеріями.

Таблиця 3.5

Ознаки технологічної класифікації порушених земель  
(за Я.В. Генником)<sup>4721</sup>

Номер ознаки	Класифікаційні ознаки	Критерії встановлення 3 класифікаційних ознак
1	Категорія порушених земель	За порушеними земельними угіддями
2	Тип порушень	За чинниками порушень
3	Ранг порушень	За зміненістю умов місцезростання
4	Вид порушень	За видами технологічного використання
5	Напрямок відновлення	За видами господарського освоєння
6	Технологія відновлення	За технологічним процесом відновлення
7	Складність відновлення	За ступенем технічної складності процесу
8	Час відновлення	Відновлення

Типи порушень класифікують за факторами, які викликають негативні зміни в екосистемах, змінюють структуру фітоценозу та властивості едафотопу. Детальніше такі типи порушень можна класифікувати наступним чином та ще окремо провести розподіл на підтипи. Ранги порушень поділяють за характером зміненості умов місцезростання, що вказує на ступінь порушеності біогеоценозу – сильно-, середньо- та слабопорушений (рис. 3.3).

Геник Я.В. рекомендує ранги порушень ще більш детально класифікувати на підранги за показником ступеню порушення території та ступенем порушення різних складових біогеоценозу, перш за все поділ едафотопу трактується, як суцільний, частковий, фрагментарний<sup>4722</sup>.

Оскільки фіторекультивациі техногенно забруднених земель здійснюється через структурно-функціональну організацію популяцій фітомеліорантів, визначення особливостей динаміки рослинного покриву при фіторекультивациі, прогнозування його розвитку можливо найбільш об'єктивно тільки на популяційному рівні.

При фіторекультивациі сукцесії рослин знаходяться в стадії становлення і часто чітко відокремлені визначеними межами, які зумовлені способом розмноження рослин і можливістю перенесення пилку, насіння або ж вегетативних органів розмноження. Тому обсяг популяцій залежить від активності видів, або від відстані, на які поширюються ці угруповання<sup>4723 4724</sup>.

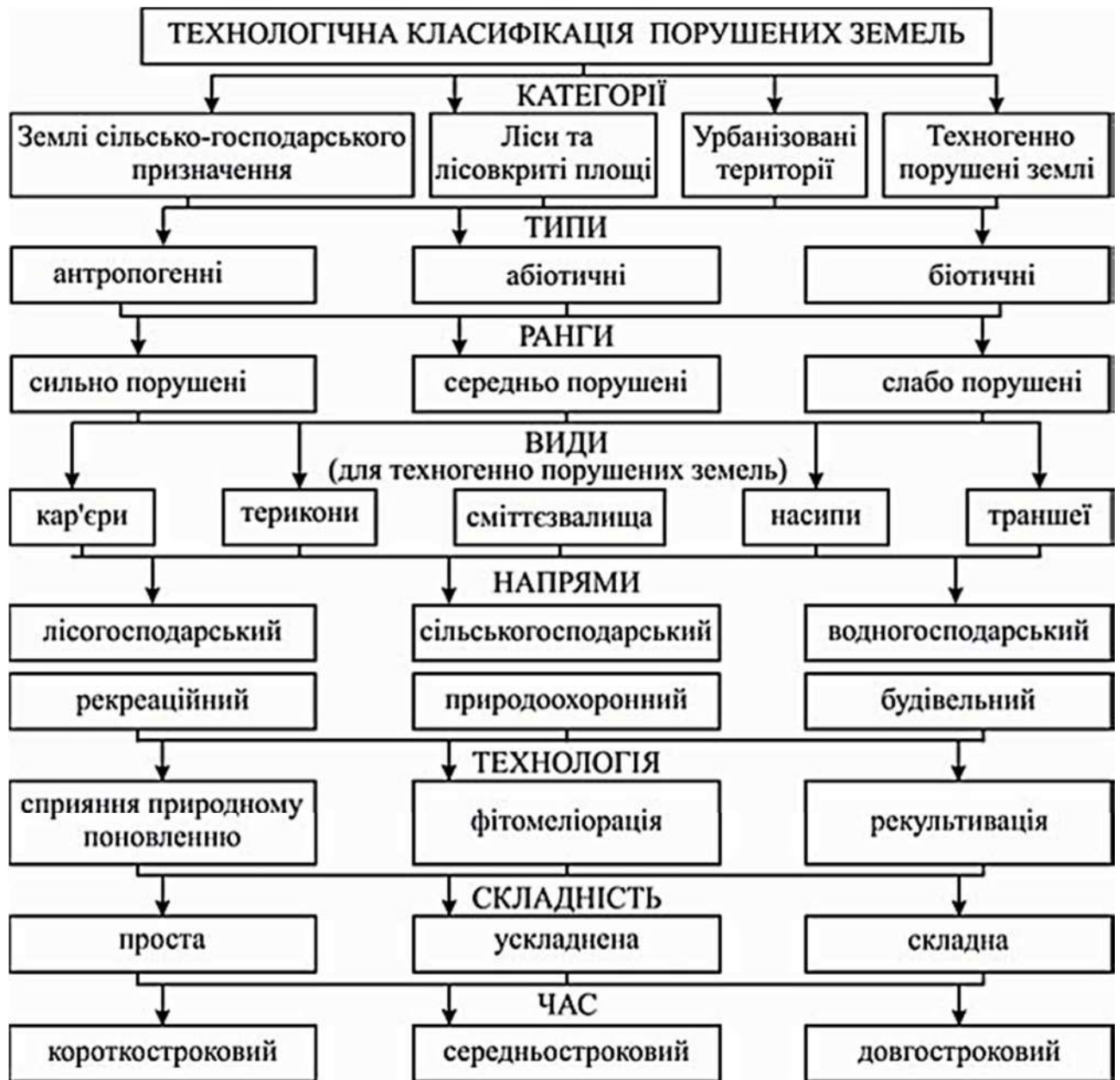


Рисунок 3.3 – Фрагмент технологічної класифікації порушених земель<sup>4725</sup>

На основі всього вищезазначеного варто виділити основні заходи<sup>4726</sup>, що спрямовані на покращення показників родючості ґрунтів:

1. Аналіз та оцінка ґрунтів та їх раціональне застосування.
2. Мінімізація застосування мінеральних добрив.
3. Правильно сформована система землеробства, впровадження сівозміни.
4. Проведення заходів боротьби з різними видами ерозійних процесів.
5. Покращення властивостей ґрунтів та підвищення їх врожайності.
6. запровадження системи меліоративних заходів.
7. Контроль за показниками вмісту забруднень.
8. Моніторинг ґрунтів – аналіз, оцінка і прогноз стану ґрунтів.
9. Фіторекультивация порушених земель.

## 3.2 Основні підходи до здійснення фіторекультивациі ґрунтів (земель)

У практиці світової рекультивациі земель вже давно практикується розподіл методичних підходів в залежності від ступеня порушення екологічних систем. І відповідно до підбору таких підходів проводять і заходи по відновленні порушених територій, та іменують їх як – repair (дрібні ремонти), ну і якщо на ґрунтах була втрата вагомих складників, наприклад повна втрата продуктивності, вміст торфу, – rebuild (велике або капітальне реконструювання та ремонт порушених територій).

Суть та зміст проведення рекультивациі, на нашу думку, полягає у створенні та здійсненні цілого комплексу заходів, пов'язаних із трансформацією екосистем, що втратили свою продуктивність та приведення їх до подальшого використання в природо господарській сфері діяльності.

Загалом науковцями пропонується проведення рекультивациі на основі загальноприйнятих підходів та концептуальних засад, що підвищують керування ефективністю природокористування<sup>4727</sup>.

За визначенням В. Кнабе, поняття рекультивациі земель об'єднує такі поняття, як регенерацію та реабілітацію відпрацьованих територій, оскільки вони потребують для свого відновлення людського втручання із реалізацією господарських заходів та вкладенням певних фінансових витрат. Автор чітко вказує на присутність у терміні «рекультивациі» сукупності людської діяльності, яка певним чином спрямована на відновлення та регенерацію культурного ландшафту. Тому, за твердженням В. Кнабе, відзначаємо, що в науковій літературі Канади та США прийнято користуватися наступними термінами: restoration, reclamation, rehabilitation, що в перекладі означають такі відновлення порушених територій:

**Restoration** – включає повне відновлення порушених земель, за умови, що порушена поверхня території повертається до такого стану, який був до моменту проведення розкриття родовища.

**Reclamation** – вид біологічного відновлення порушених земель, причому порушена земна поверхня оновлюється в результаті формування сприятливих умов для існування різноманітних організмів, що були присутні на даній території до початку проведення робіт, або інших організмів, що близькі за своїм видовим складом.

**Rehabilitation** – цей термін включає відновлення порушених земель із наступним їх використанням за умови дотримання пвної екологічної рівноваги, створення безпечних умов для навколишнього середовища зі збереженням локальних естетичних цінностей<sup>4728</sup>. Сучасні підходи до оцінки екологічної ефективності біологічної рекультивациі земель, за висновками багатьох досліджень засновані перш за все на застосуванні варіативних кількісних ознак



просторової зміни властивостей відновлених неогрунтів (новоутворених ґрунтів), що визначають акумуляцію лабільної органіки (біодоступної), гранулометричний склад стабільної частини органіки – гумусу, збагачення едафотопу сполуками Нітрогену, Калію, Фосфору, ступінь кислотності, ємність вбирання, біологічну активність, гранулометричний склад тощо<sup>4729 4730 4731</sup>.

У стислому тлумачному словнику з рекультивації земель (1980) є ще такі терміни: рекультивація земель тимчасова, рекультивація земель постійна, рекультивація ландшафтів.

**Тимчасова рекультивація** здійснюється на землях, де у перспективі планується зміна їх використання: повторна переробка корисних копалин, будівництво та ін. Ця рекультивація, як правило, зводиться до озеленення і закріплення поверхні від ерозії, а також дотримання санітарно-гігієнічних норм.

**Постійна рекультивація** здійснюється на землях, де не передбачена зміна попереднього (до розробки родовища) використання земель. Рекультивація ландшафтів – це рекультивація земель, яка не обмежується лише локальними заходами стосовно «приведення до ладу» окремих порушених ділянок, а передбачає комплексне перетворення порушених земель у загальній системі заходів щодо оптимізації техногенних ландшафтів.

На думку Б.П. Колесникова (1974)<sup>4732</sup>, науково-технічну основу рекультивації земель становить комплекс таких біологічних і географічних наук, як ландшафтознавство та біогеоценологія, геоботаніка та екологія рослин, ґрунтознавство та агрохімія, лісівництво та фітомеліорація.

С.С. Трофимов (1974)<sup>4733</sup> вважає, що теоретична основа рекультивації повинна опиратися на біологічний, екологобіо-ценотичний і біохімічний фундамент, тому що порушення земель у процесі гірничих робіт відбувається хаотично та стихійно і за характером супроводжується катастрофічним знищенням не тільки раніше існуючого природного ландшафту, але й геологічного фундаменту на глибину до декількох десятків і навіть сотень метрів.

Таким чином, **рекультивація земель** – це здійснення різноманітних робіт, метою яких є не тільки часткове перетворення природних територіальних комплексів, порушених промисловістю, але й створення на їх місці ще більш продуктивних і раціонально організованих елементів культурних антропогенних ландшафтів, тобто в кінцевому рахунку оптимізація техногенних ландшафтів, поліпшення умов навколишнього природного середовища.

В умовах інтенсивного землеробства і бурхливого розвитку гірничо-хімічної та інших видів промисловості, які призводять до порушення ґрунтового покриву, рекультивація земель – це частина агроекологічної проблеми, з якою пов'язані умови сільськогосподарського виробництва,

зокрема спеціалізації господарства, умови формування врожаїв сільськогосподарських культур, родючість староорних земель та ін.

**Рекультивация земель** – це комплекс робіт, спрямованих на відновлення порушених в наслідок господарської діяльності людини земель, в стан придатний для подальшого використання їх у народному господарстві.

На сучасному етапі розвитку продуктивних сил суспільства багато вітчизняних і зарубіжних учених рекультивацию порушених земель розглядають як комплексну проблему відновлення продуктивності та реконструкції ландшафтів, порушених промисловістю, створених на місці «промислових пустель» нових культурних ландшафтів.

Державний стандарт "Охорона природи. Рекультивация земель. Терміни і визначення" трактує рекультивацию як комплекс робіт, спрямованих на відновлення продуктивності та народногосподарської цінності земель, а також поліпшення умов навколишнього середовища.

У Земельному кодексі України рекультивация трактується як комплекс організаційних, технічних і біотехнологічних заходів, спрямованих на відновлення ґрунтового покриву, поліпшення стану та продуктивності порушених земель У статті 166 ЗКУ також визначено, що землі, які зазнали змін у структурі рельєфу, екологічному стані ґрунтів і материнських порід, гідрологічному режимі територій внаслідок проведення гірничодобувних, геологорозвідувальних, будівельних та інших робіт, підлягають рекультивации. Для рекультивации порушених земель, відновлення деградованих земельних угідь використовується ґрунт, знятий при проведенні вищевказаних робіт, шляхом його нанесення на малопродуктивні ділянки або на ділянки без ґрунтового покриву<sup>4734</sup>.

Чіткого визначення фіторекультивации не виділено у цьому стандарті, проте термін що характеризує «біологічний етап рекультивации земель» має пряме відношення до етапу рекультивации земель, що включає комплекс поєднаних агротехнічних і фітомеліоративних заходів з відновлення родючості порушених земель.

При встановленні відповідних методів рекультивации відвалів доцільно враховувати їх як хімічні, так і фізичні властивості, що забезпечить зниження економічних витрат при проведенні рекультивации площ та отримати найкращий екологічний ефект<sup>4735</sup>.

У регіонах із широко розвиненим землеробством та сприятливими ґрунтово-кліматичними умовами як правило проводиться сільськогосподарська рекультивация. Першочергово тут відтворюють ґрунтову родючість шляхом вирощування культур невибагливих до умов, що передують фіторекультивации, що дає змогу сформувати новий гумусовий шар. Після чого розпочинають культивування районованих для даної місцевості сільськогосподарських

культур. Урожайність цих сільськогосподарських культур поступово, по мірі відтворення родючості ґрунтів, доходить до попередніх нормальних показників.

У своїх наукових працях В.П. Кучерявий (2003), виокремлює три основні підходи антропогенного перевтілення умов місцезростання (едатопів): сильно-, середньо- і слабо змінені. Сильно змінені умови едатопи (порушені землі) – це такі, які в результаті використання практично втратили свою продуктивність. Такі едатопи мають пріоритетність і являються першочерговими об'єктами рекультивації. Сюди відносять кар'єри з видобування корисних копалин, породні терикони та відвали кар'єрів і шахт, виїмок, відпрацьованих торфовиків, шахти та відвали металургійних комбінатів, території електростанцій, землі з порушеними елементами рельєфу та пошкодженою поверхнею ґрунтового покриву поблизу трас, доріг, каналів, газо- і водопроводів. Середньо змінені умови місцезростання вказують на відсоток зміни едатопів, ці землі не повністю втратили свою продуктивність. В першу чергу до таких відносять орні землі сільськогосподарського призначення, пасовища, лісові масиви й плодові насадження, паркові зони тощо. Ці едатопи представлені місцевими корінними або похідними видами природної рослинності. Вплив антропогенного чинника на умови місцезростання тут мінімальний, тому доцільними тут є тільки міроприємства природоохоронного характеру<sup>4736</sup>.

При формуванні робочих проектів землеустрою щодо проведення рекультивації, долучають біотехнологічні, організаційні, технічні заходи, суть їх залежатиме від ознак порушених земель та застосовуваних методів відновлення цих земель<sup>4737 4738</sup>.

Одним із важливих підходів до проведення рекультивації є категорія земель та їх цільове призначення: сільськогосподарського призначення, землі поселень, території заняті промисловістю, охоронні території, лісовий фонд, водний фонд, землі запасу або території спецпризначень. ***Виходячи із цього, науковцями було сформовано наступні підходи до рекультивації земель:***

✓ на основі техногенного і ландшафтного аналізу визначають категорію порушення геосистеми, ступінь видозміни цієї системи та класифікують землі за придатністю до рекультивування;

✓ за дослідженнями інженерно-екологічних робіт, оцінюють характер та ступінь порушення геосистеми;

✓ на основі сформованих принципів та результатів проведених досліджень під конкретну категорію земель розробляють проект рекультивації земель.

Рекультивація та технології її виконання мають відповідати цілому ряду вимог, одночасно покращуючи відновлення компонентів природи<sup>4739</sup>.

Основною болючою проблемою для усіх громад в Україні є порушення земель під час видобування корисних копалин відкритими гірничими роботами, наслідки неконтрольованих розкопок порід бурштину тощо. На сьогодні

питання рекультивації земель набувають особливої ваги, з'являється чимало різних надкористувачів, поряд із чим зростають площі порушених земель. Саме рекультивацією порушених територій займаються у компанії VESCO. І цьому передує чимало аспектів. Насамперед, відновлення територій, які втратили свої цінності через проведення відкритих гірничих робіт під час видобутку корисних копалин, що дозволяє поповнювати частку земельних ресурсів, які поступово вибувають із обігу у сільськогосподарському виробництві, одночасно покращуючи умови життєдіяльності людей у гірничопромислових районах, знижуючи вплив виробництва на екологію навколишнього середовища. У цьому проявляється стратегічна мета компанії.

Особлива увага по поліпшенню складу ґрунтів через застосування комплексу мінеральних добрив при проведенні сільськогосподарської рекультивації також шляхом висаджування лісонасаджень<sup>4740</sup>.

Зарубіжні науковці також відмічають про доцільність та необхідність проведення відновлення ґрунтів враховуючи їх фізичні властивості, зокрема, гранулометричний склад. Jan Hassink використав при формуванні рекультивації ґрунтів рівняння для характеристики максимальної ємності зв'язування Карбону і Нітрогену у ґрунті з огляду на вміст у цих ґрунтах фракції, що становить фізичну глину<sup>4741 4742</sup>.

Забруднення ґрунтів, пов'язане із видобуванням нафтопродуктів, супроводжується негативним впливом на фізико-хімічні властивості ґрунтів, що супроводжується обволіканням нафтою ґрунтових частинок та призводить до порушення водного і повітряного режимів ґрунту. У таких ґрунтах різко зростає кількість вуглецю. У складі гумусу зростає частка нерозчинних решток, що призводить до погіршення родючості<sup>4743</sup>.

На погляд багатьох науковців, досить ефективним способом відновлення потенціалу родючості порушених в процесі видобутку торфу земель в умовах Білорусі є їх біологічна рекультивація на основі створення культурних фітоценозів болотних ягідних рослин. Аналогічний підхід до вирішення даної проблеми частково реалізується в країнах Балтійського регіону<sup>4744 4745</sup>.

Проведені дослідження Яковлевим А.П. підтвердили припущення про можливість використання болотних ягідних рослин сем. Eгісасеае для фіторекультивації вибулих з експлуатації торф'яних родовищ в північній агрокліматичної зоні Білорусі, поряд з цим і дозволили виявити серед них найбільш перспективні види, що забезпечують найбільшу результативність цих заходів. Разом з тим залишається ще не вивченим широке коло питань, що стосуються особливостей проведення останніх на торф'яних родовищах різної тропності, що визначають специфіку агротехніки обробітку даних рослин з застосуванням мінеральних добрив, засобів захисту рослин від хвороб і шкідників і враховують вплив на процес рекультивації цих земель комплексу абіотичних факторів. В умовах зростаючої обмеженості земельних ресурсів

особливого значення набуває вибір найбільш ефективних заходів по рекультивації порушених земель. При цьому успіх рекультивації будь-якого об'єкта залежить не тільки від наявності техніки, технології та економічної кон'юнктури. На перший план повинні висуватися соціальні аспекти рекультивації і проблеми поліпшення навколишнього середовища. Оставлені завдання вирішуються шляхом обґрунтованої методики оцінки якості ландшафту і комплексного підходу до рекультивації кожної конкретної ділянки, організації багатоцільового використання як окремих його площ, так і родовища в цілому. Резюмуючи вищевикладене, необхідно зазначити, що більш активне впровадження комплексу агротехнічних прийомів біологічного етапу рекультивації земель, порушених видобутком торфу, сприятиме поліпшенню екологічної ситуації в умовах Прип'ятського Полісся. Крім того, кожен гектар відновленої екосистеми дозволить отримувати 2-3 т ягід лохини і до 5 т ягід журавлини. При цьому посадки таких рослин не змінюють напрямки природного ходу сукцесії, а за рахунок отримання високовітамінної ягідної продукції, витрати на їх створення досить швидко окупаються<sup>4746</sup>.

На основі проведених досліджень з натурними моделями фіторекультивантів показана доцільність і перспективність продемонстрованого методологічного підходу, а саме: застосування популяційних біомаркерів трав'янистих рослин в моніторингу фіторекультивації техногенних земель на прикладі відвалів вугільних шахт Донбасу. В результаті всебічного вивчення популяцій *Gypsophila scorzonerifolia* на відвалах вугільних шахт показано ефективність застосування популяційних біомаркерів в моніторингу їх фіторекультивації, оскільки вивчені популяційні ознаки підтверджують перспективність використання даного виду як одного з кращих фітомеліорантів на відвалах вугільних шахт. Такий підхід дає можливість встановити фітомеліоративної ефект використовуваних видів рослин, визначити основні тенденції і провести інтегроване оцінювання успішності фіторекультивації, намітити при необхідності профілактичне коригування даного процесу. Популяційний моніторинг фіторекультивації техногенних земель слід розглядати як складову загальної системи моніторингу стану антропогенно трансформованого середовища конкретного регіону<sup>4747</sup>.

Біологічна рекультивація та моніторинг порушених промисловістю земель – проблема комплексна. При її проведенні здійснюється моделювання культурфітоценозів різного напрямку використання, створення стійких, продуктивних і господарсько цінних захисних насаджень. Такі заходи є ефективним способом боротьби з ерозією для запобігання її негативного впливу. При цьому надзвичайно актуальним стають питання фітомеліоративної значущості деревних порід, які використовуються при лісовому напрямку біологічної рекультивації, виявлення складу і особливостей їх росту і розвитку. Не менш важливим є розробка підходів до спрямованого підбору асортименту

перспективних для фіторекультивациі рослин в залежності від раніше встановлених властивостей субстрату відвалів і відомих еколого-біологічних характеристик видів. За основу оцінки екологічних властивостей видів були прийняті індикаційні екологічні шкали Г. Елленберга <sup>4748</sup> і Е. Ландольта <sup>4749</sup>.

Багато науковців стверджують, що одним з пріоритетних підходів при фітомеліорації є встановлення призначення рослин та спонтанних рослинних угруповань у техногенному середовищі як для формування фітопридатності різних едафотопів антропогенного походження, так і для рекомендацій перспективних видів для фітомеліораційних робіт <sup>4750</sup> <sup>4751</sup>. Вийняткового значення набувають дослідження та застосовування тих рослинних угруповань, які покращують охоронні, геофізичні, геохімічні, біотичні, просторові та естетичні характеристики девастрованих територій. Питанням проектування та створення штучних рослинних сукцесій, які володіють властивостями, що здатні поліпшити деградовані території присвячена низка праць вчених <sup>4752</sup> <sup>4753</sup> <sup>4754</sup>.

За певних умов придатності техногенного екотопу при умові відсутності природного заростання або на початковій стадії розвитку екотопу для процесу повноцінної фітоіндикації важливим показником є штучне включення зразкових за стійкістю до техногенних умов рослин (тестових видів). Так відбувається розподіл ботаніко-індикаційного оцінювання техногенних земель, їх придатності до відновлення має складатись з наступних складових: фітоіндикаційних досліджень і фітотестування. За таким ботаніко-індикаційним підходом можна на основі отриманих даних про структуру рослинного покриву, встановити стан техногенних екосистем за всіма необхідними факторами для життєзабезпечення рослин, також варто зробити добір видів за їх екологічними потребами з огляду на специфіку обстежених техногенних екотопів, а також оцінити їх природохоронний потенціал та можливість при включенні до екологічної мережі регіонального або місцевого рівня <sup>4755</sup>.

У міжнародній практиці по реабілітації техногенних геосистем окреслюється новий підхід. Він пов'язаний із використанням перш за все регенераційних можливостей природних екосистем для відновлення ресурсних і екологічних функцій порушених ландшафтів так звана екологічна реставрація. Використання потенціалу перетворювальної функції пристосованих рослинних угруповань дає можливість певним чином знизити інтенсивність денудаційних процесів техногенних субстратів, відновлюючи в них ґрунтоутворюючі процеси. Новосформовані компоненти молодих геосистем постають як, унікальні, примітивні, однак, їх еколого-біосферні функції в повній мірі ще не встановлені <sup>4756</sup>.

У наукових працях автори акцентують увагу на методичних підходах до встановлення факторів, що впливають на втрати земель. Здійснюється оцінка показників порушення земель за технологічними та обслуговуючими об'єктами.

Такий підхід визначає динаміку земельних ресурсів за площею без врахування оцінки їх якості. На сьогодні широко застосовуються традиційні підходи, які не впливають на обмеження масштабів використаних ресурсів. тому науковці вважають, що вдосконалення природоохоронної технології гірничих робіт повинно ґрунтуватися на загальноприйнятих рішеннях, що мінімально діють на природне середовище та максимально забезпечують відповідні сприятливі умови для реабілітації порушених ресурсів<sup>4757</sup>.

Крім наукових існують і правові підходи до здійснення рекультивації земель. Земельним кодексом України, а саме статтею 166 визначено природоохоронні правові засади і норми щодо проведення рекультивації порушених земель<sup>4758</sup>.

Науковці з різних дніпровських наукових закладів вказують про необхідність та невідкладність проведення законотворчої роботи стосовно прийняття Закону України «Про рекультивацію земель», який регулював би як загальні, так і спеціальні положення відновлення техногенних ландшафтів із подальшим їх ефективним використанням. Термін рекультивація у перекладі з лат. *ge* – відновлення, *cultus* – культивування, обробіток, залучення до використання) – це досить складна насамперед природоохоронна, правова, агротехнологічна, економічна і технічна категорія, яка вимагає подальшого розвитку нормативних та правових засад на практиці. зважаючи на те, що площі пошкоджених земель, які стали непридатними лише через відкриті гірничі розробки на території України становить більше як 165 тис. га<sup>4759</sup>.

У законодавстві України передбачені принципи, що регулюють основні засади і окремі правові принципи державної політики у сфері охорони земель, вони окреслюють пріоритет норм екологічної безпеки у належному використанні землі, та відшкодування спричинених збитків за порушення законодавства України про охорону земель<sup>4760</sup>. Стаття 164 Земельного кодексу<sup>4761</sup> передбачає зміст охорони земель.

Окремий комплексний підхід до регулювання земельно-правового використання відповідно до категорії земельних угідь і збалансованого екологічного користування землями у державі, доцільно приділяти увагу щодо правової охорони земель. Саме земельно-правовий вплив спрямований на потрібне втілення науковообґрунтованої ефективності еколого-збалансованого використання, як засобу виробництва у сільському господарстві. Тому й трактуванню у Земельному Кодексі охорони та відновленню земель відводиться значна увага та контроль за дотриманням нормативно правових актів<sup>4762</sup>.

Важливим процесом при відновленні екосистеми є рекультивація відпрацьованих земель, цим питанням приділяється виняткова увага на підприємствах Метінвесту. Повернення попереднього первинного стану територіям, та заселення цих земель зеленими насадженнями дозволяє

сформувані нормальну життєдіяльність не лише рослин, але і тваринного світу, що є важливим елементом у функціонуванні природи. Поряд з тим, вважається поганою практикою заповнення відпрацьованих кар'єрів ґрунтовими водами. Хоча цей процес є фінансово незатратним та іноді навіть кращим, ніж класична схема із засипанням кар'єра інертними матеріалами. Такі заходи відновлення залежать від місцевих умов і можливостей при проведенні рекультиваційних робіт. Підходи різних компаній в цій сфері досить багатогранні: розпочинаючи з озеленення відвалів та хвостосховищ з метою пилопригнічення та закінчуючи повною рекультивацією відпрацьованих кар'єрів <sup>4763</sup>.

Фіторекультивацію також слід сприймати, як прийом відтворення або збагачення низьковрожайних територій, в тому числі і пасовищ кормовими рослинами, фіторекультивація обґрунтована наявністю в деградованих екосистемах певного ресурсного потенціалу та можливістю реалізувати його рослинами, що здатні добре рости та розвиватися в даних умовах <sup>4764</sup>.

### 3.3. Етапи та напрями фіторекультивації

У країнах Європейського союзу на сьогодні вже накопичений колосальний досвід по проведенню фітомеліорації та рекультивації земель порушених внаслідок промислової діяльності людини. Проте певні напрацювання також нагромадилися і в науковців нашої держави. Цей досвід перейшов до нас від установ та підприємств, що займаються фіторекультивацією земель, а особливо відновленням лісових масивів <sup>4765</sup>.

У своїх наукових працях <sup>4766 4767</sup> Кучерявий В.П. вказує про доцільність проведення трьох етапів відновлення порушених земель: підготовчий, гірничотехнічний, біологічний. Аналогічного висновку дійшли і науковці Донецького національного технічного університету <sup>4768</sup>.

Аналізуючи та оцінюючи придатність порушених порід для здійснення біологічної рекультивації за тими, чи іншими показниками, можна відмітити, що в межах одного родовища їх чисельність і кількісні характеристики значно різняться. Крім того, категорії за придатністю до біологічної рекультивації відрізняються і це має бути враховано при формуванні відвалів. У зв'язку з великим розмаїттям розкривних порід і гострою потребою ідентифікації даних при визначенні придатності сформована така схема класифікації, яка входить в основу державного стандарту щодо систематики розкривних порід (табл. 3.6).

Багато існує поглядів стосовно поділу процесів проведення рекультивації порушених земель. Одні науковці звичайно рекомендують поділяти на два основні етапи: гірничотехнічний і біологічний. Проте у практичному плані більш раціональним та виправданим багато дослідників вважають поділ на три етапи: підготовчий, гірничотехнічний і біологічний.



Таблиця 3.6

Класифікація розкривних порід і ґрунтів за їх придатністю до біологічної рекультивації<sup>4769</sup>

Група придатності	Гірська порода, ґрунт	Сухий залишок, %	Додаткові оціночні показники						Необхідні заходи при біологічній рекультивації
			сумарний ефект токсичних іонів	pH (H <sub>2</sub> O)	рухомий Al, мг/100м	Na, % від ємності поглинання	фракція <0,01 мм, %	гумус, %	
I. Придатні: родючі	Гумусований шар повнопрофільних ґрунтів і слабо еродованих їх відмін	<0,2	<0,3	5,5-8,0	<3	<10	>20	>2	Створення ріллі та інших сільськогосподарських угідь
потенційно родючі	Ґрунтоутворюючі та інші пухкі породи незасолені, сприятливого гранулометричного і мінералогічного складу (леси, лесовидні су-глинки та інші), верхній гумусовий шар профілю серед-ньо і сильно еродованих відмін ґрунтів	<0,2	<0,3	5,5-8,0	<3	<5	20-75	<2	Сільськогосподарське використання: а) як підстилаючі породи при створенні ріллі з нанесенням ґрунтового шару; б) безпосередньо під посіви багаторічних бобових трав. Лісова рекультивація. Створення ріллі після поліпшення і проходження стадії меліоративної підготовки
II. Малоприсади: за фізичними властивостями	Ґрунти і породи піщані, супіщані, глинисті породи	<0,2	<0,3	5,5-8,0	<3	<5	<20 >75	<2	Глинування або піскування при створенні сільськогосподарських угідь, використання в якості підстилаючих порід Лісова рекультивація після необхідних заходів
за хімічними властивостями	Кислі, середньо засолені, солонцюваті ґрунти і породи. Пухкі крейда і мергель	0,2-0,5	1,0-3,0	3,5-9,0	3-18	<15	20-75	<2	Меліорація: вапнування, промивання, гіпсування. Лісопосадки після меліорації і необхідних агротехнічних заходів. При створенні сільськогосподарських угідь використання в якості підстилаючих порід після меліорації та за умови нанесення ґрунтового шару
III. Неприсади: за фізичними властивостями	Породи скельні, тверді сланці, конгломерати								Покриття порід, непридатних для безпосередньої рекультивації, шаром придатних порід потужністю не менше 2 м
за хімічними властивостями	Солончаки, солонці, сульфатовмісні сильно засолені породи	>0,5	>3,0	>9,0 <3,5	>18	>15	Різний	<2	Для створення ріллі ізолюються шаром придатних порід. При безпосередньому використанні порід потрібна хімічна меліорація (промивання, гіпсування, вапнування високими дозами)

Три етапи проведення рекультивації з їх детальною характеристикою рекомендують проводити науковці Житомирського агроекологічного університету.

**Підготовчий, або проектно-вишукувальний, етап** включає: обстеження і типізацію порушених земель та земель, які підлягають порушенню; вивчення властивостей розкривних порід і класифікацію їх щодо придатності для біологічної рекультивації; визначення напрямів і методів рекультивації; складання техніко-економічних обґрунтувань (ТЕО) і технічних робочих проектів з рекультивації. А тому і основним його завданням буде створення економічно вигідного об'єкта, який приваблюватиме інвестора і, одночасно, відповідатиме всім вимогам природоохоронного законодавства. Залежно від масштабів порушення земель вказаний етап може поділятися на дві стадії - передпроектної та проектної.

**Передпроектну стадію** розробляють для великомасштабних порушених земель, яка містить концепцію вирішення проблеми рекультивації включаючи урочища, фації, техноприродні системи. У передпроектну документацію також входить екологоекономічне обґрунтування рекультивації конкретного об'єкта. Ця документація містить варіанти проектних рішень, вибір оптимального варіанту, оформлення попередніх земельних відносин (акт вибору земельної ділянки), екологічну оцінку території, укрупнену оцінку вартості будівництва та інвестиційну привабливість, тощо.

Важливим при проведенні проектування є **схема планування організації земельної ділянки (СПОЗД)**, що містить такі дані:

*текстова частина* містить: детальну характеристику території із зазначенням виду та характеру порушених земель; обґрунтування меж санітарно-захисних зон об'єктів; обґрунтування планувальної організації земельної ділянки відповідно до містобудівного та технічного регламентів, що включають обґрунтування напрямів використання порушених земель; техніко-економічні показники земельної ділянки (площа ділянки, площа рекультивації та благоустрою, протяжність інженерних комунікацій, протяжність елементів зрошувальних і осушувальних систем, інженерно екологічних систем; площа забудови будівлями і спорудами (наземна частина, підземна частина), площа проїздів, площа зелених насаджень, сільськогосподарських угідь, відсоток забудови, відсоток озеленення та ін.; обґрунтування рішень з інженерної підготовки території, в тому числі рішень щодо інженерного захисту території та об'єктів від наслідків небезпечних геологічних процесів, паводкових, поверхневих і ґрунтових вод, забруднення хімічними та біологічними речовинами, рішень по рекультивації порушених земель (склад технічних та біологічних заходів); опис організації поверхневого стоку з допомогою вертикального планування і відповідних споруд; опис рішень по створенню культурного ландшафту та благоустрою території; зонування території

земельної ділянки за функціональним призначенням і схеми розміщення зон (у напрямку використання земель); обґрунтування схем транспортних комунікацій; характеристику і технічні показники транспортних комунікацій (при наявності таких комунікацій); обґрунтування схем транспортних комунікацій, що забезпечують зовнішній і внутрішній під'їзд до об'єкта будівництва;

*графічна частина* включає: схему планувальної організації земельної ділянки з відображенням плану порушених земель; схеми використання порушених земель; зони проведення різних видів рекультивації; місць розміщення існуючих та проєктованих об'єктів із зазначенням існуючих та запроектованих під'їздів і підходів до них; будівель і споруд, що підлягають знесенню (якщо такі є в наявності); рішень по плануванню рельєфу і формування культурного ландшафту, благоустрою та озеленення території; схеми руху транспортних засобів на будівельному майданчику; план земляних мас; зведений план мереж інженерно-технічних забезпечення з позначенням місць підключення до існуючих мереж; ситуаційний план розміщення об'єкта в межах земельної ділянки, наданої для розміщення цього об'єкта, із зазначенням меж населених пунктів, що безпосередньо прилягають до кордонів зазначеної земельної ділянки, а також з відображенням проєктованих транспортних і інженерних комунікацій з позначенням місць їх приєднання до існуючим транспортним та інженерним комунікаціям; план споруд з інженерного захисту території та об'єктів; план інженерно екологічних систем для регулювання необхідних процесів по рекультивації земель. Після затвердження проєктної документації державною експертизою, включаючи екологічну для особливих складних об'єктів (визначається законодавством), приступають до розробки робочої документації, яка містить конкретний набір технічних і біологічних заходів для прийнятого напрямку використання порушених земель. Склад заходів по рекультивації і технологія їх виконання повинні бути спрямовані на виконання вимог рекультиваційного режиму, одночасна реалізація яких покликана підвищити ефективність відновлення компонентів природи<sup>4770</sup>.

Підготовчий етап для незначних площ порушених територій включає:

- обстеження територій, намічених до відчуження і порушення;
- дослідження геологічної будови та складу порід і ґрунту;
- визначення напряму рекультивації і обов'язкове його узгодження з первинним землекористувачем;
- оцінка біоекологічних умов;
- вибір методів роботи, забезпечення технікою та кадрами;
- техніко-економічне обґрунтування;
- складання проєкту рекультивації.

Для масштабних порушених територій проєкт рекультивації повинен завчасно розроблятися окремо від проєкту основної діяльності з детальною

розробкою напрямків і послідовності відновлювальних робіт. Він повинен включати три складові:

- пояснювальну записку;
- технічний розділ;
- кошторисне обґрунтування витрат.

Пояснювальна записка повинна містити:

- характеристику природних і господарських умов території;
- детальний опис проектних заходів із зазначенням видів і форм впливу на природні ландшафти;
- аналіз завданої шкоди природному середовищу;
- обґрунтування доцільності спрямування рекультивації порушених ландшафтів з обов'язковим погодженням з первинним землекористувачем.

Технічний розділ проекту:

- зміст, обсяги, етапи робіт по рекультивації;
- техніка та технологія проведення рекультивації;
- текстова частина повинна супроводжуватися картографічними матеріалами і графічними схемами.

Кошторисний розділ проекту повинен давати обґрунтування витрат на запроектовані заходи<sup>4771</sup>.

**Гірничотехнічний**, або інженерний, *етап*, який ще називають технічною або гірничотехнічною рекультивацією, передбачає виконання робіт щодо підготовки земель, що звільнилися після гірничих розробок родовищ до подальшого цільового використання в народному господарстві.

Завдання, які вирішуються в ході технічної рекультивації, можна поділити на кілька груп:

Насамперед це питання, виконання яких забезпечує підготовку порушеної поверхні до різного роду цільових призначень. Сюди входять такі завдання:

- організація оптимальної стратиграфії (нашарувань) порід;
- ліквідація токсичних властивостей порід або забруднених ґрунтів;
- створення необхідного рельєфу;
- створення на поверхні техногенного субстрату родючого шару з потенційно родючих порід або родючого ґрунту.

Також сюди відносять завдання щодо забезпечення сприятливих умов для успішної еволюції техногенних ґрунтів і їх подальшого використання, а також щодо зниження шкідливого впливу на ландшафти:

- створення сприятливих гідрологічних умов рекультивованих земель і прилеглих до них територій
- забезпечення регулювання водного режиму техногенних ґрунтів;
- попередження розвитку водної та вітрової ерозії і пов'язаного з ними забруднення ландшафтів.

Наступну групу завдань пов'язують зі створенням необхідних умов для раціональної експлуатації відновленої території в пострекультивацийний період - установка різних видів комунікацій<sup>4772</sup>.

**Загальний обсяг робіт при проведенні гірничотехнічного етапу** рекультивації в першу чергу залежить від стану порушених земель і виду запланованого їх використання. Території, що, переводитимуться для несільськогосподарського використання, під парки, рекреаційні та санітарні зони, водойми, промислове та комунальне будівництво, спортивні комплекси передаються відповідним організаціям, що займатимуться їх відновленням у чітко визначеному порядку. Території, що призначені для використання у лісовому та сільськогосподарському напрямі після проведення вищевказаного етапу рекультивації передаються певним сільськогосподарським чи несільськогосподарським організаціям чи підприємствам для проведення заходів біологічної рекультивації та подальшого їх використання за цільовим призначенням.

**На технічному етапі** знімання верхнього родючого шару ґрунту є обов'язковим прийомом при всіх видах робіт пов'язаних із видобуванням корисних копалин, будівництвом промислових об'єктів, житлових та комунальних побудов, доріг і гідротехнічних споруд, а також при відведенні родючих земель під водойми, терикони, відстійники, сховища. Увесь знятий поверхневий шар ґрунту складують або транспортують на малопродуктивні землі, які розташовані недалеко від порушених територій (засолені, еродовані, піщані, залужені землі та ін.). Визначення глибини знімання верхнього родючого шару встановлюється за глибиною профілю гумусових ґрунтових горизонтів та показником вмісту гумусу. Зніманню підлягає повністю гумусово-аккумулятивний ґрунтовий горизонт<sup>4773</sup>.

**На другому етапі рекультивації** підприємства або виробничі об'єкти, які здійснюють розробку родовищ, виконують такі роботи:

- селективне зняття, складування і збереження придатних для біологічної рекультивації розкритих порід, у тому числі родючий шар ґрунту;
- селективне формування відвалів розкритих порід;
- за потреби планування і покриття спланованої поверхні шаром родючого ґрунту або потенційно родючих розкритих порід;
- засипання і планування деформованих поверхонь (провали, карстові лійки та ін.);
- грубе і чистове планування поверхні відвалів, засипка водовідвідних каналів; виположування або терасування схилів; засипка і планування шахтних провалів;
- звільнення робочої поверхні від великогабаритних уламків порід, виробничих конструкцій і будівельного сміття з подальшим їх похованням або організованим складуванням;

- формування дна і бортів кар'єрів, оформлення залишкових траншей, зміцнення укосів;
- ліквідація або оновлення гребель, дамб, насипів, засипання техногенних озер і проток, благоустрій русла річок;
- влаштування під'їзних доріг;
- створення і поліпшення структури рекультивованого шару,
- облаштування, при необхідності, дренажної, водовідвідної зрошувальної мережі і будівництво інших гідротехнічних споруд;
- меліоративні та протиерозійні заходи <sup>4774</sup>.

Методи здійснення технічної рекультивації це різні напрями, способи та прийоми впливу на техногенний порушений ландшафт, ці елементи спрямовані на зміну його гідрологічних умов, рельєфу території, стратиграфії і несприятливих властивостей порід з метою попереднього приведення його у відповідну форму культурного ландшафту, а також забезпечення його подальшого використання і попередження від пошкоджень та руйнування.

З огляду на поставлені задачі існуючі методи технічної рекультивації можна умовно поділити на чотири групи: структурно-проектні, хімічні, водні та теплові.

**Структурно-проектні методи** - це перелік методів, за допомогою яких здійснюється рішення більшості першочергових завдань. Їх застосовують для досягнення оптимальної стратиграфії - розташування порід з урахуванням їх властивостей, коли в основу відвалів закладаються породи з несприятливими властивостями, а верхні ґрунтові шари, в яких будуть розташовуватися коріння рослин сільськогосподарських і лісових культур, закладаються із порід з сприятливими властивостями. Аналогічно, як методи селективного розкриву і відвалоформування, метод екранування та інші.

До структурно-проектних методів належать ті, що забезпечують створення необхідного рельєфу з урахуванням подальшого цільового призначення: різноманітні методи створенні відвалів, в тому числі гідроспособи; методи планування поверхні, методи ліквідації наслідків усадки порід після складування поверхні. До структурно-проектних методів відносять способи відновлення родючості порушених ґрунтів, найпоширенішим з яких є метод землювання, тобто нанесення шару родючого ґрунту.

**Хімічні методи.** До цієї групи належать методи, за допомогою яких вдається замінити несприятливі хімічні властивості розкритих порід наприклад: змінити показники кислотності або лужності, усунути їх фітотоксичність і зробити породи придатними для проведення біологічної рекультивації.

Основними хімічними методами є:

*вапнування* (регулювання кислотності порід і ґрунтів, фітотоксичності сульфидовмісних порід);

*гіпсування* (усунення надлишкової лужності порід і ґрунтів);  
*внесення буровугільної смоли* (усунення фітотоксичності сульфідовмісних порід). Вноситься в обсязі 300-500 м<sup>3</sup>/га при зміст в золі більше 10% СаО і менше 1,5% сірки;

*використання стічних вод* (усунення фітотоксичності сульфідовмісних порід).

**Водні методи.** Це перелік методів, за допомогою яких здійснюється покращення гідрологічних умов і забезпечується поліпшення водного режиму на рекультивованих землях також підготовка їх до біологічної рекультивації і подальшого використання. Основними водними методами є:

*дренаж* – видалення надлишку вологи з порушених земель, або відведення стоку для запобігання ерозійного руйнування підготовлених для біологічної рекультивації об'єктів шляхом створення штучного дренажу;

*осушення* – комплекс гідротехнічних заходів з видалення надлишків води на порушених територіях, що дасть можливість підвищення родючості формуються ґрунтів при сільськогосподарському та лісовому використанні рекультивованих земель;

*обводнення* – створення на місці порушених земель водойм для господарсько-побутових і промислових потреб;

*зрошення* – ряд гідротехнічних заходів, що забезпечують подачу на порушені землі води із водного джерела для оптимального забезпечення рослин вологою, промивання ґрунтів і регулювання їх сольового режиму в умовах недостатньої природної водозабезпеченості території;

*регулювання висоти снігового покриву, водорегулююча обробка ґрунту* і інші прийоми підвищення запасів продуктивної вологи в рекультивованій території.

**Біологічний етап рекультивації** земель слід проводити відразу після закінчення технічної стадії очищення ґрунту. Він запроектований у внесенні до складу ґрунту різних добрив і препаратів, у виборі культивованих трав, в посіві і доглядом за ними. Біологічна рекультивація спрямована, в першу чергу, на зміцнення верхніх шарів ґрунту кореневою системою різних рослин, а також на усунення факторів, що сприяють виникненню вітрових і водних ерозій.

Біологічний етап рекультивації, або просто біологічна рекультивація, виконується після гірничотехнічної і включає заходи щодо відновлення родючості порушених земель (агротехнічні, фітомеліоративні та ін.), спрямовані на відтворення флори і фауни.

Біологічну рекультивацію здійснюють землекористувачі, яким передають землі після гірничотехнічної рекультивації за рахунок коштів підприємств та організацій відповідного міністерства, які проводили на землях гірничі роботи

Біологічний етап рекультивації включає в себе: очищення ґрунтів шляхом застосування тієї чи іншої технології рослинництва, розвитку та підтримки наявної рослинності для рекультивованої ділянки, культивування нової рослинності (фітомеліорацію). Заходи по біорекультивації виконуються згідно із загальноприйнятими вимогами. Основні цілі біологічного етапу полягають у збільшенні показників фізичних, хімічних, біохімічних та інших властивостей ґрунтів. Іншими словами, біологічна рекультивація - це оптимізація фізико-хімічних і біологічних факторів очищення земельної ділянки, підданого різними типами забруднень. Сильно забруднені земельні ділянки обробляються дозволеними держслужбами речовинами (біопрепаратами), які сприяють швидкому розкладанню шкідливих речовин. Біопрепарати вносяться в ґрунт в розчиненому вигляді при використанні агротехніки і розпилювачів (верхній ґрунтовий шар, в свою чергу, підлягає ретельному розпушенню). Біологічна рекультивація порушених земель проводиться в два етапи: на першому проводиться пробний посів трав'яної рослинності, на другому (фітомеліоративному) – в ґрунт вносяться добрива, сіються багаторічні трави з вираженою стійкістю до забруднюючих речовин<sup>4776</sup>.

Біологічна рекультивація пов'язана з витратами проведення хімічних, культуртехнічних та агробіологічних меліорацій, обробку ґрунту що спрямований на запровадження фітомеліоративних сівозмін, доставка та різного роду роботи по внесенню мінеральних та органічних добрив і інші види робіт, що направлені на підвищення показника родючості рекультивованих ділянок. Біологічний етап рекультивації має на меті відновлення родючості порушених земель через рекультивацію територій шляхом заліснення цих ділянок рослинними сукцесіями та формаціями, із яких розпочинається накопичення в орному шарі елементів живлення. Тому основним аспектом, що впливає на вирішення проблем рекультивації є еколого-економічна оцінка рекультивації порушених земель та встановлення їхнього подальшого призначення у найбільш вигідних економічних галузях<sup>4777</sup>.

Ряд провідних науковців<sup>4778 4779 4780 4781</sup> вказують на застосуванні сучасних підходів відносно аналізу з екологічної точки зору біологічна рекультивація земель базується на використанні варіативних кількісних ознак неогрунтів ( новоутворених гуртів), які що визначають характер накопичення органіки та її показник лабільності або біодоступність, гранулометричний склад ґрунтів, забезпеченість гумусом та збагачення сполуками нітрогену, кальцію, сірки, калію, фосфору, ємність поглинання, показник ступеня кислотності ґрунтів тощо.

Сучасні новітні наукові підходи щодо аналізу біологічного етапу рекультивації на девастованих землях викладено у праці Гамкало З.Г., де зазначається необхідність взаємофункціонування органіки едафотопу, насамперед, стабільного та лабільного гумусу (пулів), баланс вуглецю та нітрогену, можливого потенціалу гумусонакопичення, як фактора становлення гідрофільно-гідрофобного балансу та формування потрібної структури ґрунту<sup>4782</sup>. Для розробки ефективних способів біологічної рекультивації велике



значення має вивчення процесів еволюції рослинного покриву в різних природних зонах і техногенних умовах.

Формування рослинного покриву на відвалах розкривних порід йде дуже повільно через складний змінюється в часі рельєфу поверхні відвалу, бідності гірських порід поживними речовинами, нестійкості водного і теплового режимів. Тривалість природного формування рослинного покриву в лісовій і лісостеповій зоні характеризується трьома періодами:

- в перші 5 ... 6 років від початку утворення порушених земель з'являється мозаїчний рослинний покрив, що складається з рослин з широким діапазоном толерантності;

- в наступні 5 ... 6 років формуються багатовидові об'єднання рослин (30 ... 40 видів), в яких помітно проявляються зональні риси і складається багатоярусна структура біоценозів;

- після 10 ... 12 років починає переважати диференціація видового складу, панування переходить до багаторічників, формується стійкий рослинний покрив з чітко вираженою ярусністю, добре простежується сезонна динаміка. У складних умовах терміни формування рослинного покриву значно подовжуються. Наприклад, на піщаних кар'єрах в степовій зоні рослинність з'являється через 5 ... 7 років, до 10 ... 12 років може налічувати 5 ... 10 видів найстійкіших рослин: пирій звичайний, грицики польові, піщаник, полин польовий і ін. На гравійних кар'єрах окремі рослини з'являються на 3 ... 4 рік. Першими з них поселяються мати-й-мачуха, полин звичайний. До 5 ... 6 років це вже може бути 8 ... 10 видів трав: костриця овеча, котячі лапки та ін. До 15 років налічується близько 30 видів: сон-трава, деревій звичайний, конюшина польова, грястиця збірна, тонконіг лучний; з деревинно-чагарникових рослин: сосна звичайна, верба. На відпрацьованих торф'яних кар'єрах при достатній кількості вологи і поживних речовин рослинність з'являється вже в перший рік. Спочатку з'являються рідкісні рослини: мати-й-мачуха, костриця, зелений мох, кропива, осока. Через 2 ... 3 роки утворюється суцільний трав'яний покрив: костриця, кропива, осока, череда, очерет, хвощ, ситник, гусяча лапка, кислиця. Через 5 ... 6 років поселяються деревно-чагарникові: вільха чорна, верба, калина, лоза, вільха сіра, клен, береза, осика, тополя.

Заростання порушених земель формує в молодих ґрунтах запас органічних речовин, який в результаті біохімічних процесів покращує поживний режим цих ґрунтів і сприяє утворенню стійкого рослинного покриву. Швидкість ґрунтоутворення і формування ґрунтових горизонтів залежать від властивостей наявних рослинних формацій, водного і теплового режимів ґрунтів, рельєфу, природно-кліматичних умов даного району, від видового складу рослинності і тривалості природного відновлення земель. Найбільш ефективним прийомом біологічної рекультивації на порушених землях є створення численого рослинного покриву за участю багаторічних трав і стійких порід чагарників і дерев. При такій багатоярусної структурі порушені землі добре захищені від ерозії і дефляції, а завдяки листовому опаді і корневих систем отримують великий приріст органічних речовин.

Рекультивация (очищення) ґрунтів від техногенних продуктів за допомогою мікроорганізмів заснована на деструктуванні (розкладанні) цих продуктів протягом регламентованого часу. На практиці цей метод застосовується для очищення ґрунтів, забруднених нафтою, нафтопродуктами і пестицидами. Технологія біодеструктування включає створення сприятливих водно-повітряних, теплових і поживних умов мікроорганізмам і регулярного контролю чисельності застосовуваної популяції. Тому ефективність такого виду рекультивации залежить від керованості регулюючих факторів і якості штамів<sup>4783</sup>. За дослідженнями науковців<sup>4784</sup> біологічний етап рекультивации на ґрунтах забруднених нафтопродуктами проводили наступним чином та поступово:

Ціль першої стадії полягала в агрохімічному, мікробіологічному і фітомеліораційному стимулюванні ґрунтової вуглевод окисної мікрофлори.

Ціль другої стадії полягала в оцінці залишкової фітотоксичності ґрунту, інтенсифікації процесів біодеградації нафти і уточнення термінів переходу до заключної рекультивации.

Ціль третьої стадії полягала в створенні стійких травостоїв багаторічних сортів рослин.

При виборі напряму рекультивации варто пам'ятати, про кінцеве використання відновленої ділянки після завершенні переліку робіт

***Найбільш поширені такі напрями рекультивации порушених земель:***

- *сільськогосподарський;*
- *лісогосподарський;*
- *водогосподарський;*
- *рекреаційний;*
- *санітарно-гігієнічний;*
- *будівельний.*

***Сільськогосподарський напрям*** рекультивации поширений у сільськогосподарських районах із сприятливими ґрунтово-кліматичними умовами із низьким відсотком ріллі на душу населення та при умові наявності родючих ґрунтів або потенційно родючих розкривних порід. Насамперед для проведення сільськогосподарської рекультивации використовують невисокі відвали розкривних порід, на яких без значних затрат можна провести гірничотехнічну рекультивацию, котра передбачала б нанесення на поверхню відвалів шару родючого ґрунту або потенційно родючих розкривних порід.

***Лісогосподарський напрям*** рекультивации переважно має поширення в лісовій зоні або проводиться з метою збільшення лісового фонду, або ж має місце в умовах складного технологічного рельєфу, де проведення сільськогосподарської рекультивации практично неможливо.

***Водогосподарський напрям*** рекультивации передбачає використання кар'єрних виїмок та інших техногенних знижень для створення різноманітних водоймищ, у тому числі рибницьких, а також для плавальних басейнів, водойм для використання у пожежній службі, створення водойм у зрошувальних цілях тощо.

**Рекреаційний напрям** рекультивації доцільний для відновлення земель поблизу великих населених пунктів у поєднанні з водогосподарською рекультивацією або ж іншими видами рекультивацій. Рекреаційний напрям рекультивації може бути використаний як на внутрішніх, так і на зовнішніх відвалах розкривних порід, які малопридатні для використання у сільськогосподарської та лісовій рекультивації.

**Санітарно-гігієнічний напрям** проведення рекультивації можливий поблизу населених пунктів і промислових підприємств у випадку необхідності біологічної або технічної консервації порушених земель, які негативно впливають на навколишнє природне середовище або рекультивація яких з подальшим використанням рекультивованих земель у народному господарстві неефективна, або потребує великих фінансових затрат та часу на її проведення.

**Будівельний напрям** рекультивації передбачає приведення порушених земель до стану, придатного для ведення будівництва. Цей напрям відновлення можна використати поблизу населених пунктів будь-якої зони на породах, які за своїми фізико-механічними властивостями відповідають будівельним нормам і правилам (БНП).

Зазвичай підбір виду й напрямку рекультивації визначається з врахуванням того, які землі були порушені в процесі розробок корисних копалин та як вони раніше використовувалися, роль відіграють також природно-економічні умови.

Неможливо до підбору виду рекультивації підходити якщо при розробках родовищ були порушені чорноземи родючі та малогумусні чорноземи, або ж дерново-підзолисті та безструктурні підзолисті ґрунти. Аналогічні рішення при підборі рекультивації можна прийняти на основі оцінки ступеня та виду засолення ґрунтів, рівня залягання ґрунтових та підґрунтових вод, способу розробки родовища, показника ступеня кислотності ґрунтів тощо.

Ефективність проведення фігорекультивації певним чином залежить від якості її проведення та термінів проведення рекультиваційних робіт. Як свідчать дослідження, що повторне використання рекультивованих земель може бути ефективним та раціональним у разі оптимально правильного вибору ряду відновлювальних робіт на порушених ділянках. Саме такі підходи у подальшому дозволять відновити порушений ландшафт повністю або ж частково відновити рослинний та тваринний світ, що втрачений при розробках у процесі гірничих робіт.

Залежно від умов природних і соціально-економічних перспектив та чинників, також від географічного розташування дуже часто застосовуються такі напрями рекультивації: сільськогосподарський, лісогосподарський, водогосподарський і будівельний.

У районах із м'яким та помірним кліматом, з розвиненим сільським господарством доцільно рекультивувати порушені землі під рілля, садівництво, створення пасовищ, сінокосів. А у районах де сільськогосподарська рекультивація малоефективна або з якихось інших причин недоцільна,

розглядають можливість використання таких відновлених земель під розведення лісів та забудову території.

**Передумови вибору напрямку рекультивації земель.** Дослідження свідчать, що повторне використання рекультивованих земель може бути раціональним та ефективним лише у разі правильного вибору напрямку відновлюваних робіт на порушених землях. Якраз такий підхід дозволяє пізніше відтворити порушений ландшафт і частково або повністю відновити флору й фауну, втрачену в процесі гірничих розробок.

При цьому треба врахувати, що приведення порушених земель у стан, придатний для повторного використання, не завжди може збігатися з попереднім їх призначенням.

Залежно від природних і соціально-економічних умов найчастіше використовуються такі напрями рекультивації: сільськогосподарський, лісовий, водогосподарський і будівельний.

**Сільськогосподарська рекультивація можлива:**

- у разі нанесення ґрунтового шару на сплановану поверхню відвалів, сформовану із рихлих нетоксичних порід;

- без нанесення ґрунтового шару за наявності на поверхні потенційно родючих розкритих порід для використання їх під сінокоси;

Під сади придатні відвали, сформовані у верхній частині із потенційно родючих грантів.

Ліси можна розмішувати на:

- придатних породах;

- на малопродатних і непродатних породах у разі нанесення і потенційно родючих порід на поверхню для захоронення токсичних та непродатних для рослин порід.

Порушені землі, які не придатні для біологічної рекультивації, можна використовувати під промислове і цивільне будівництво.

В основу класифікації порушених земель покладено площу порушень, їх глибина, вид наступного освоєння земель та агробіологічна оцінка порід на поверхні відповідного об'єкта. У разі оцінки порушень приймається одиничний показник – бал. До одного балу прирівнюється порушення 1 класу на площі, що дорівнює 1 га і складається з родючого ґрунту або потенційно родючих розкритих порід, найбільш придатних для біологічної рекультивації. Кожний наступний клас порушень приймається за 1 бал вище (рис. 3.4).

У більшості випадків ступінь порушення ділянки визначають за формулою:

$$W_i = K_i * i * S_i, \text{ бали}$$

де  $K_i$  – клас порушень  $i$ -ї ділянки, балів;

$i$  – група поверхні шару  $i$ -ї ділянки, балів;

$S_i$  – площа порушень  $i$ -ї ділянки, га.



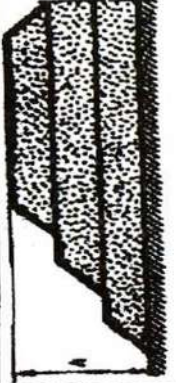


Клас порушень	Характер порушень	Параметри порушень	Елементи відкритих розробок	Поверхневий шар	Вид освоєння	Індекс виду порушень
1		$h < 10\text{м}$ $S < 10\text{га}$ $H < 10\text{м}$	Траншеї, канави, дамби	Потенційно родючий (1); нейтральний у вигляді наносів (2); нейтральний у вигляді скали (3); фітотоксичний (4)	Рілля, ліси, сади, пасовища	$I_1$ $I_2$ $I_3$ $I_4$
2		$h \geq 10\text{м}$ $S \geq 10\text{га}$	Поверхня зовнішніх відвалів, гідровідвалів, шламосховищ	Потенційно родючий (1); нейтральний у вигляді наносів (2); нейтральний у вигляді скали (3); фітотоксичний (4)	Рілля, ліси, сади, забудови	$II_1$ $II_2$ $II_3$ $II_4$
3		$h > 10\text{м}$ $S > 10\text{га}$	Відкоси і поверхні відвалів, з площею ділянки менше 10 га	Потенційно родючий (1); нейтральний у вигляді наносів (2); нейтральний у вигляді скали (3); фітотоксичний (4)	Ліси, пасовища	$III_1$ $III_2$ $III_3$ $III_4$
4		$100 \geq H \geq 10\text{м}$ $100 \geq S \geq 10\text{га}$	Кар'єри горизонтальних і слабо нахилених родовищ	Потенційно родючий (1); нейтральний у вигляді наносів (2); нейтральний у вигляді скали (3); фітотоксичний (4)	Водосховища, зони відпочинку, ставки для рибицтва	$IV_1$ $IV_2$ $IV_3$ $IV_4$
5		$H > 100\text{м}$ $S > 100\text{га}$	Глибокі кар'єри	Потенційно родючий (1); нейтральний у вигляді наносів (2); нейтральний у вигляді скали (3); фітотоксичний (4)	Водосховища, ліси, сади	$V_1$ $V_2$ $V_3$ $V_4$

Рисунок 3.4 – Класифікація порушень (за А.К. Поліщуком, 1977)

Питома порушеність ділянки (глибина або висота порушень) - це ступінь порушення у балах, що припадає на 1га порушень. Вона визначається за формулою:

$$Y_i = \frac{w_i}{S_i} K_i \omega_i, \text{ бали/га}$$

Тоді ступінь порушеності території (декількох ділянок):

$$W_T = \sum_{i=1}^n K_i \omega_i S_i, \text{ бали}$$

а середньозважена питома порушеність території:

$$Y_T = \frac{W_T}{S_i} = \frac{\sum_{i=1}^n K_i \omega_i S_i}{\sum_{i=1}^n S_i}, \text{ бали/га}$$

**Таким чином, правильний вибір напряму рекультивації повинен передбачати єдину мету – раціональне повторне використання порушених земель у народному господарстві.**

Обґрунтування виду рекультивації і наступного використання рекультивованих земель проводиться в кожному конкретному випадку на основі сукупного врахування комплексу різних чинників (ціна землі і її призначення в народному господарстві, агрохімічний склад розкритих порід, географічне розташування, соціально-економічні чинники і перспективи, розвитку району розробки родовища).

Наприклад, у районах з м'яким і помірним кліматом та розвинутим сільським господарством доцільно відновлювати порушені землі для використання їх під рілля, сади, пасовища, сінокоси і т. д.

В районах, де сільськогосподарська рекультивація малоефективна або недоцільна через різні причини, необхідно визначити можливість використання рекультивованих земель під ліси або забудову.

### **3.4 Рослини як тест-системи у технологіях фіторекультивації**

Найважливішими проблемами сучасності є збереження та охорона екосистем від шкідливого впливу промислових технологій та людини. У цьому аспекті фіторекультивація виступає як один із найбільш дешевих і ефективних прийомів з відновлення порушених земель, який, крім розширення продуктивних земель, ще й виступитиме в якості сануючої функції. Сучасні уявлення про біологічну фіторекультивацію шламосховищ мають на меті створення рельєфу, приблизно орієнтованого до територій, що при лягають

навколо порушених земель. Варто зауважити, що рослини в процесі фіторекультивациі здатні змінити субстрат в сторону зниження показника рН, тобто нейтралізації шкідливих токсичних солей<sup>4785</sup>.

Важливість застосування рослин при фіторекультивациі не викликає сумніву, власне як і багатьма доведених їх позитивний вплив на відновлення порушених ґрунтів. Зокрема В. Marska зазначає на утворенні різноманітних мікробних угруповань на техногенно-порушених ґрунтах<sup>4786</sup>, також встановила покращення структури верхнього шару фосфогіпсових відвалів під дією мікробіоценозу. До подібних висновків дійшла і Л.В. Єстерська, яка відмітила також позитивний вплив рослинного покриву на формування структури ґрунту та зростання функціональної діяльності мікробних угруповань у ґрунті, одночасно із цим зростає кількість актиноміцетів, грибів та бактерій<sup>4787</sup>.

Рослини дуже зручні об'єкти для використання при проведенні біомоніторингу ґрунтів. Їх вирізняють за простотою вирощування, високою чутливістю до забруднень земель шкідливими та токсичними сполуками; вони прості у використанні, дешевий біологічний матеріал, невибагливі до умов навколишнього середовища та не потребують лабораторного обладнання<sup>4788</sup>.

Існує безліч різних підходів, методів і масштабів експериментального фітотестування та використання рослин, як тест-систем.

**Тест-система** це один із методів біотестування просторово обмежена сукупність чутливих біологічних елементів і середовища, в якому вони знаходяться. В залежності від тест-об'єкту, який знаходиться в тест-системі, останні можна поділити на ряд рівнів:

- молекулярний,
- субклітинний,
- клітинний,
- органотканинний,
- організмений,
- популяційно-видовий,
- мікро-, мезо-, макрокосм.

Відомо, що льон звичайний (*Linum usitatissimum* L.), соняшник однорічний (*Helianthus annuus* L.) та гречка посівна (*Fagopyrum vulgare* St.) є особливо чутливими до земель порушених нафтовим забрудненням і насамперед, на ранніх стадіях проростання (5 доба). Крім того встановлено, чутливість гречки посівної до нафтового забруднення ґрунтів<sup>4789</sup>.

Зазвичай, використовують при проведенні досліджень із визначення рівня токсичності ґрунтів за використання методу біотестування використовують рекомендовані тест-культури: багаторічні і однорічні бобові культури овес посівний; з овочевих - крес-салат, редис, цибулю, огірок, тобто першу ланку трофічного ланцюга в системі «ґрунт – рослини – тварини – людина». Тісний зв'язок між біологічною активністю і родючістю дозволяє використовувати

рослини в якості індикаторного показника, як для діагностики безпосередньо родючості ґрунту, так і для визначення техногенного впливу<sup>4790</sup>.

Відновлення ґрунтових ресурсів неможливо собі уявити без застосування рослин. Процес ґрунтоутворення безпосередньо пов'язано з розвитком рослинності і діяльністю ґрунтових мікроорганізмів. Фітодіагностика, як відомо, включає два методичні підходи до моніторингу та контролю екологічної якості ґрунтів і навколишнього середовища: *фітоіндикація*, що базується на вивченні стану рослин за різними ознаками, облік яких проводиться *in situ* - в природних природних умовах або агроценозах, і *фітотестування*, яке проводиться в певних умовах лабораторного чи вегетаційного експерименту на тест-рослинах<sup>4791</sup>. Для позначення основних елементів, що являють собою тест-систему при рекультивації ґрунтів, застосовують терміни «тест-об'єкт» і «тест-культура».

Тест-об'єктом називають пробу або зразок, який досліджують і який викликає певну тест-реакцію у тест-організмі, зміна якої фіксується значенням тест-параметрів зі зміною родючості ґрунтів або зміною ступеня порушення чи забруднення земель (в результаті механічної обробки або застосування отрутохімікатів)<sup>4792</sup>. Добре відома реакція тест-культур на різні види ґрунтів за використання різних методик. Багато авторів вважають, що при виборі тестової культури слід використовувати рослини найбільш типових для досліджуваного типу ґрунтів, обґрунтовуючи таким чином зональний підхід<sup>4793</sup>.

З окремими методиками або висновками авторів, навпаки, регламентують стандартний набір рослин для різних видів забруднень і типів ґрунтів. При вирішенні завдань рекультивації ґрунтів, фітотестування проводиться не тільки з метою оцінки безпеки або забрудненості ґрунтів, а й для оцінки якості продукції та її збагачення життєво важливими макро- і мікроелементами (Cu, Zn, Mo, Se і т.д.)<sup>4794</sup>.

Питання вмісту забруднюючих речовин у ґрунтах, включаючи залишки пестицидів, та чутливості щодо забезпеченості ґрунтів поживними елементами в ґрунтах постає досить актуально при відновленні порушених земель.

Особливу увагу приділяють технологіям фітовідновлення порушених хімічно- забруднених територій, а метод біоремедіації ґрунтів, базується на застосуванні біодеструкторів органічних забрудників під дією мікроорганізмів та вважається на сьогодні найбільш перспективним.

На першому етапі при підборі рослин, як тест-систем автори рекомендують застосовувати посіви конюшини білої. За рахунок використання конюшини, можна у короткі терміни провести правильне та обґрунтоване відновлення ґрунтів, оскільки рослини конюшини виявляють толерантність до забруднень ґрунтів практично на всіх етапах росту та розвитку травостою<sup>4795</sup>.

Зокрема, при виборі тест-систем рослин для проведенні фітотестування рекомендовано авторами керуватися наступними принципами:



- рослини повинні бути чутливі до широкому спектру полютантів і демонструвати на високому рівні відтворювані функції;
- застосовувати зональний підхід при підбор рослин;
- одночасно застосовувати однодольні і дводольні рослини;
- вибирати культурні або дикорослі види залежно від цілей дослідження.

При виборі тест-параметрів також рекомендується використовувати не менше двох характеристик рослин. Особливу увагу звертають на довжину коріння рослини і схожість насіння, адже саме ці параметри впливають на відновлення ґрунтів через глибину залягання коріння та дозволяють сформувати потужну надземну систему, кінчик кореня першим контактує із середовищем, саме у ньому містяться ферменти <sup>4796</sup>. Показниками для оцінки якості досліджуваного середовища за рекомендаціями Григорука І.Д. <sup>4797</sup> є:

- довжина коренів рослин;
- висота стеблової частини рослин;
- схожість (%);
- енергія проростання (%).

Широке біорізноманіття рослинних біотестів дає нам можливість більш якісніше та швидше привести порушені ґрунти до відповідного їх стану, а застосування тест-систем зумовлено рядом переваг при проведенні рекультивації земель, насамперед рослинні тести досить недорогі, не несуть загрози довкіллю та людині, мають високу чутливість, не потребують додаткових затрат та складного лабораторного обладнання <sup>4798</sup>.

В Україні рослинні тест-системи на сьогодні застосовують для визначення сумарних мутагенних забруднень довкілля. Відомо чимало наукових публікацій, у яких показано мутагенність забруднених ґрунту й води. Проте результати таких робіт, на жаль, не впливають належним чином на розв'язання проблем забруднення земель. Багаторічні дослідження з вивчення впливу мутагенів фізичної, хімічної та біологічної природи, а також забруднень ґрунтів підтверджують високу ефективність рослинних тест-систем для визначення мутагенності <sup>4799 4800</sup>.

Ознаки, що характеризують показник вмісту хімічних сполук у рослинах є: характеристика умов геохімічного середовища зокрема, вміст хімічних елементів у різних ґрунтах, частка їх знаходження в рослинах та форми, що поглинають та засвоюють рослини, також вплив має і вид рослинності, насамперед фаза вегетації рослини, особливості перерозподілу хімічних елементів по органам рослини) <sup>4801</sup>.

За результатами проведених досліджень рядом авторів, встановлено, що найчутливішим тест-рослинами є *Allium cepa* які можна рекомендувати як для оцінки токсичності нафтозабруднених ґрунтів, так і субстратів відвалів вугільних шахт. При збільшенні процента концентрації нафти у ґрунті до 8% проростання *A. cepa* не відбувалося, отже ця концентрація є летальною для

росту цибулі ріпчастої. Встановлено пряму залежність між пригніченням морфометричних показників досліджуваних рослин – *Allium cepa* L., *Raphanus sativus* var. *radicula* Pers. та *Lepidium sativum* L. – і концентрацією нафти у ґрунті в проміжку 2-8 %. Види *Raphanus sativus* var. *radicula* Pers. та *Lepidium sativum* L. родини капустяних (*Brassicaceae*) виявилися пристосованими до росту на порушених ґрунтах і субстратах відвалів вугільних шахт<sup>4802</sup>.

Фіторекультиваци́я залежно від функціонального призначення поділяється на наступні типи: санітарно-гігієнічна, ландшафтно-озеленувальна, меліоративна, протиерозійна, ползахисна та експлуатаційна<sup>4803</sup>. Саме послідовні рослинні сукцесії містять в собі об'ємну та повну інформацію про особливості проведення фіторекультиваци́ї, її швидкість та методи заселення рослинних угруповань на порушених ділянках, із таких даних можна розрахувати швидкість регенерації фітоценозу і, як наслідок, формувати заселення рослинних угруповань на інші території. Таким чином, можна відслідкувати адаптацію рослин до певних параметрів навколишнього середовища, особливості конкуренції за фактори їх життєзабезпечення тощо, адже кожна група земель формує свої екологічні умови<sup>4804</sup>.

**Фітомеліоранти** – це угруповання автотрофів фотосинтезуючих продуцентів – вищих рослин, водоростей (в тому числі одноклітинних) і лишайників. Причому природні фітоценози у відповідних їм біогеоценозах і біогеосистемах продовжують залишатися неперевершеними по наповненню їх фітомеліорантів. З цього випливає принцип біогеоценотичних аналогів фітомеліорантів, що має фундаментальне значення в фітомеліорації<sup>4805</sup>.

Рослинний покрив та видовий склад рослин, що з'являються на компонентах ландшафту та на порушених землях визначається тепловими, водними та фізичними властивостями ґрунтів, а також природно-кліматичними факторами. Різкі контрасти на експозиціях схилів, строкатість ґрунтового покриву території та складний мікрорельєф спричиняють створенню місцевих мікрокліматів, нерівномірний розвиток явищ вивітрювання, діагенезу та накопичення тонкодисперсних частинок продуктів вивітрювання, за рахунок чого формуються різноманітні екологічні ніші, до яких пристосовуються окремі види рослин. Підбір та вивчення видового складу рослинних угруповань усіх порушених територій за різних умов порушення дасть можливість визначити, які рослини найоптимальніше зростають в умовах ландшафту техногенно порушених земель. Тому автор рекомендує для цілей фіторекультиваци́ї застосовувати місцеві види рослин, які мають широку екологічну амплітуду або можна заселяти рослини, екологічна ніша яких певним чином відповідає екологічним умовам порушених територій. Не менш важливим кроком є і послідовність заселення рослин, адже вони являються першими мешканцями даних порушених ділянок<sup>4806</sup>.

Найбільш часто застосовуються тест-системи, що включають в себе метод визначення пігментації у гетерозиготних по пелюстках рослин; індукцію рожевих соматичних мутацій в клітинах квіткових волосків традесканції, індукцію жовто-зелених забарвлень на листках різних ярусів кукурудзи, мутації у пилку ячменю тощо. Раніше встановлено, що соя є єдиним представником покритонасінних рослин, у якого можна індукувати мітотичний кросинговер, який чітко проявляється під впливом зовнішніх факторів. Використання гетерозиготних рослин сої для має свої переваги гетерозиготні рослини мають високу чутливість до забруднення навколишнього середовища токсичними речовинами і радіонуклідами, зокрема ґрунтів<sup>4807 4808</sup>.

Особливості використання рослинних тест-систем для аналізу токсичності ґрунтового покриву висвітлені у роботах Маячкіної Н. В. (2009), Губачова О. І. (2010) та інших<sup>4809 4810</sup>. Вивченням забруднення ґрунтового покриву міст важкими металами займалися ґрунтознавці та геохіміки: Тітенко Г. В. (2008), Пилипенко Ю В. (2015) та Домусчи С.В. (2019)<sup>4811 4812 4813</sup>.

### 3.5. Підбір рослин для фіторекультивациі

Гострою проблемою сьогодення стала прогресивна оптимізація техногенних новоутворень, мінімалізація негативного впливу на навколишнє середовище людини та повернення до попереднього вигляду територій, де знищено практично повністю як ґрунтовий, так і рослинний покрив, де змінився гідрологічний та повітряний режими<sup>4814 4815</sup>.

Фітомеліорація порушених територій буває як штучна, так і природна. *Штучна фітомеліорація* це власне і є біологічний етап комплексу рекультивацийних робіт, що регулюється вимогами ДБН В.2.4-2-2005. Штучна фітомеліорація здійснюється із врахуванням вимог до робіт з нанесення шару насипних ґрунтосумішей та відокремлених пластів при проведенні технічного етапу рекультивациі сміттєзвалищ. Згідно загальноприйнятих норм дерева та чагарникові породи не варто висаджувати за умов температури субстрату +25°C та вище. Також не рекомендують висаджувати хвойні види, через їх підвищену чутливість до забруднень техногенного характеру та підвищеного радіаційного фону. Проте варто відмітити, що деревна та чагарникова рослинність виконує важливу роль для довкілля при зниженні техногенного пресингу шкідливих та отруйних речовин на сміттєзвалищах, зберігаючи при цьому естетичне значення та використовуючи природну перетворювальну функцію<sup>4816</sup>.

*Природна або рудеральна фітомеліорація* базується на поняттях поступової динаміки заселення природних рослинних угруповань, які самостійно з'явилися на сміттєзвалищі, так звана синергетична стадія сукцесії, і

продовжують самостійно рости і розвиватися (ендоекогенетична стадія сукцесії). В умовах природної фітомеліорації не передбачено технічного етапу, який своєю присутністю може знищити повністю присутній рослинний покрив та достанньо розвинену до цього часу деревночагарникову рослинність<sup>4817</sup>.

Рослинний покрив здатний регулювати вертикальні (радіальні) і горизонтальні (латеральні) геопотоки. Саме ця властивість є основною із засад при створенні захисних систем рослинного походження – вітрозахисних, снігозахисних, вітро-пиле-димових, водних, ґрунтових, шумозахисних тощо.

На усіх етапах розвитку людства рослинність займала провідну роль емоційно-психологічного характеру. Одночасно зі звичним використанням рослин у галузях городництва, садівництва, виноградарства, рослинництва, рослинність виконувала велику естетичну функцію та займала свою нішу у вигляді садово-паркового мистецтва. Фітомеліоративна діяльність в умовах нинішнього розвитку людства розповсюджується у багатьох напрямках господарської діяльності. Внаслідок чого виникають різні види фітомеліорацій, що виконують різні функції: сільськогосподарську, лісогосподарську, інженерно-захисну, водну, санітарно-гігієнічну, рекреаційну, ландшафтно-планувальну, архітектурно-планувальну та естетичну фітомеліорації<sup>4818</sup>.

Фітомеліорація включає весь спектр метаболічних процесів з накопичення, поглинання та розкладання органічних та неорганічних забруднювачів, відповідно при технології фіторекультивациї ґрунтів від забруднювачів, основна увага приділяється підбору рослин, насамперед здатних трансформувати разом із симбіотичними організмами токсичних забруднень, переводячи їх у менш активні форми. Зарубіжними науковцями доведено позитивний вплив рослин на поліпшення властивостей ґрунтів, що забруднені нафтовидобувними продуктами із високим вмістом сірки та проведено підбір кращих рослин для фіторекультивациї. Основними видами рослин було рекомендовано дягель лікарський, який доволі легко переносить підтоплення територій та відносно стійкий до сполук заліза та марганцю, рекомендовано також бархатці прямостоячі, цей вид толерантний до забруднення важкими металами та здатен акумулювати їх, із багаторічних злакових трав було обрано кострець безостий, який здатний витримати затоплення території та легко адаптується під час посухи, формує масивну як надземну, так і кореневу систему, швидко відростає після скошування. Доведено, що під посівами цих культур значно зменшився вміст нафтопродуктів та зросла кількість корисних поживних речовин<sup>4819</sup>.

Меліоративні рослини, або фітомеліоранти (від лат. *Melior* - покращувати), рослини, що сприяють відновленню або підвищенню родючості ґрунтів, ефективно впливають на ґрунтотвірні процеси. Підтримка природних рослинних угруповань або культивування фітомеліорантів (наприклад, багаторічних бобових) сприяє поліпшенню умов природного середовища.

Заходи захисту ґрунтів фітомеліоративними методами: суцільне і смугове полезахисне лісорозведення; протиерозійні лісові насадження; захисні насадження на вододілах і схилах; приярові і прибалкові снігореґулюючі, водозбірні ґрунтозахисні насадження; протидефляційні лісові насадження; залісення і закріплення рухомих пісків; фітомеліорація і захист ґрунтів за допомогою багаторічних трав. Основні фітомеліоративні деревні рослини - сосна звичайна, береза повисла, осика, жовта акація, дуб звичайний, липа серцелиста, лох вузьколистий, різні види верб, в'яз дрібнолистий, тополя біла, клен татарський, горобина звичайна, вільха клейка, жимолость татарська, свідина криваво червона (*Swida sanguinea*), різні види яблунь. Трав'янисті культивовані бобові рослини – еспарцет піщаний, козлятник східний, люцерна посівна, конюшина лучна та ін. – збагачують ґрунт азотом і сприяють утворенню гумусу, мають потужний фітомеліоративний ефект. Крім того, щільне покриття багаторічних бобових трав і потужна коренева система з сильно розгалуженою мережею дрібних корінців утримують частинки ґрунту від вимивання і видування, і їх розглядають як ґрунтозахисні культури. Перспективним біомеліорантом для ефективного освоєння засолених зрошуваних земель являється солодка гола, цінна лікарська і кормова культура. Сидеральні рослини – ріпак, гірчиця, буркун, просо, вико-вівсяна суміш – також збагачують ґрунт органічними речовинами і знижують небезпеку ерозії

4820

Як відомо, всі живі організми не тільки пристосовуються до ґрунтових або кліматичних умов, але також здатні самі формувати їх. В першу чергу це стосується рослин. Здатність покращувати якість природного середовища рослинами покладена в основу фітомеліорації. Адже вона виробляє найбільшу кількість біомаси, здійснює грандіозний кругообіг води, вуглекислого газу, кисню, азоту та ряду інших елементів, бере участь в біогеохімічних циклах і ґрунтовірних процесах. Використання всіх цих якостей рослинних організмів дозволяє говорити про фітомеліорацію, як про екологічну складову технології, яка ставить своїм першочерговим завданням відродження навколишнього середовища. Якщо міркувати в глобальних масштабах, то можна прийти до висновку, що вся планета потребує грандіозному проекту фітомеліорації. В першу чергу це стосується клімату. Можна з упевненістю сказати, що стабілізувати клімат – першочергове завдання, яке нині стоїть перед людством.

У світовій практиці є приклади реалізації досить великих проектів по фітомеліорації клімату (наприклад, створення значних площ лісонасаджень для боротьби з опустелюванням в Китаї і Кенії), але подібного роду заходи вимагають серйозної політичної волі і величезних затрат фізичної праці. Лауреат Нобелівської премії миру кенійка Вангарі Маатарі, яка організувала боротьбу з опустелюванням, зазначає, що найбільші труднощі при проведенні подібних заходів полягає не в висадці рослин.

Фітомеліорацію використовують і в інженерно-захисних цілях: при створенні лісосмуг для боротьби з водною та вітровою ерозією ґрунту. Але інженерно-захисна фітомеліорація застосовується не тільки в землеробстві. Захисні насадження є обов'язковою умовою функціонування промислових підприємств, санітарна зона навколо яких повинна бути засаджена певними видами дерев і чагарників. Особливу роль фітомеліорація відіграє у відновленні ґрунтів і їх родючості. Виснажені в процесі техногенного навантаження ґрунти в прямому сенсі цього слова виліковуються підбором спеціальних видів рослин. Саме спосіб фітомеліорації застосовують на сильно еродованих і малородючих ґрунтах. До речі, в Україні в середині 90-х років існував великий проект по залуженню схилів сильно еродованих орних земель спеціальними сумішами трав<sup>4821</sup>.

У Західній Європі прогнозовано відбувається зниження надходження азоту в рослини при підвищеному надходженні вуглецю в ґрунт. При цьому збільшення співвідношення C:N в підстилці вказує на потребу в азоті для розкладання органічних фракцій. За аналогічних умов можлива іммобілізація азоту мікроорганізмами ґрунту і зниження його доступності для вегетуючих рослин. Узагальнення, зроблене ІНРА, підтверджує, що 2-кратне підвищення концентрації CO<sub>2</sub> знижує забезпеченість лугових злаків азотом і накопичення вуглецю в ґрунті. Навпаки, підвищення температури в поєднанні з високою концентрацією CO<sub>2</sub> стимулює кругообіг азоту, покращуючи азотне живлення злакових трав.

Показано, що збагачення повітря вуглекислим газом стимулює зростання бобових і біологічну фіксацію азоту. Під впливом CO<sub>2</sub> відсоток конюшини лучної в злаково-бобовій травосумішці може досягати до 60%. Досліди, проведені у Франції, свідчать, що висока концентрація вуглекислого газу в атмосфері стимулює ріст не тільки бобових трав, а й інших видів рослин, що не володіють здатністю фіксувати азот. Домінуючим з бобових в подібних екологічних умовах є конюшина повзуча (*Trifolium repens*). З рослин, які не фіксують азот, відзначено інтенсивне поширення та значний фіторекультивацийний ефект деревію (*Achillea millefolium*).

У Північній Америці збагачення атмосфери CO<sub>2</sub> не викликало негативну реакцію у злаків, включених до складу бобово-злакових травосумішок – костриці лучної, грястиці збірної. Проведені дослідження дали підставу для висновку про те, що фактор, що сприяє посиленому росту того чи іншого виду в угрупованнях – це перш за все здатність конкурувати за світло та поживні елементи при збільшенні концентрації CO<sub>2</sub>. Бобові культури мають перевагу, якщо потреба в азоті у рослин і ґрунту посилюється внаслідок збагачення атмосфери вуглекислим газом. За окремих умов формування травостою, де відіграє велику роль сильна конкуренція за світло і джерело азотного живлення, іноді відбувається пригнічення бобових трав, особливо конюшини повзучої, але

одночасно стимулюють ріст рослин, які не володіють здатністю до азотфіксації. Таким чином зарубіжний досвід показує, що в умовах збагачення атмосфери CO<sub>2</sub> і в умовах потепління клімату посилюється практична роль фіторекультивуації на основі використання бобових трав і бобово-злакових травосумішей. Глобальне потепління клімату сприяє продовженню вегетаційного періоду, але не гарантує підвищення врожайності лучних рослин. Цей екологічний фактор сприятливо впливає на окремі види і роди трав'янистих рослин, підвищуючи їх природоохоронний потенціал<sup>4822 4823 4824</sup>.

Однією з вирішальних умов успішної біологічної рекультивації є введення культурних рослин у невласиві для них умови середовища промислових відвалів, необхідність підбору вихідного матеріалу, вивчення окремих характеристик видів і їх змін у новому екологічному середовищі.

Під час підбору асортименту видів для проведення сільськогосподарської або лісової рекультивації необхідно всебічно вивчити екологічні особливості рослин, ритм росту і розвитку їх надземних та підземних органів, здатність до відтворення, що забезпечує збереження культурного угруповання тривалий час, та інших показників. Вивчення динаміки росту й розвитку, проходження фенологічних фаз, вегетативної та насінневої продуктивності і виявлення амплітуди коливань цих показників у рослин, що вирощуються на відпрацьованих відвалах на фоні різних агротехнічних заходів, служить основою вибору перспективних видів рослин для біологічної рекультивації.

Основне значення мають дані, що характеризують динаміку нагромадження вегетативної маси окремими компонентами створених культурних фітоценозів та угрупованнями в цілому порівняно з подібними величинами у природних рослинних угрупованнях конкретної ґрунтово-кліматичної зони. При цьому особливу увагу треба приділити вивченню особливостей формування підземних органів рослин та угруповань. Не всі види рослин можуть нормально рости і розвиватися в умовах специфічного екологічного середовища субстратів відвалів. Так, для встановлення асортименту видів рослин, придатних для фітомеліорації золовідвалів, було досліджено понад 230 видів, а засолених червоних шламів – 160, з яких визнано придатними для рекультивації відповідно 30 і 8 видів.

Вивчення можливості створення штучних лісових насаджень на відвалах відкритих розробок фосфоритів, залізної руди, бурого вугілля, сірки, показало, що для обліснення доцільно використовувати оліготрофні види рослин, тобто ті види, які маловибагливі до родючості ґрунту (наприклад, сосна звичайна, береза бородавчаста та ін.).

Поліпшення росту рослин у несприятливих умовах середовища промислових відвалів можуть сприяти симбіотичним відношенням між деревними рослинами (сосною, модриною, березою) і мікоризо-утворюючими грибами або між бобовими трав'янистими (конюшиною, люцерною, буркуном й

іншими) та бульбочковими бактеріями. Оліготрофність видів рослин, а також їх посухостійкість і солевитривалість вважаються головними характеристиками, що мають велике значення у виборі асортименту рослин як для лісової, так і для сільськогосподарської рекультивації.

Під час вибору асортименту рослин для створення культурних фітоценозів на порушених землях у багатьох випадках треба враховувати і такий додатковий екологічний чинник, як забруднення атмосфери промисловими викидами. Адже у рослин відсутні будь-які спеціальні механізми пристосування до таких чинників середовища. Як правило, ті рослини, що стійкі до дії одного забруднення, пригнічуються іншими інгредієнтами промислових викидів. Тому відсутність рослин, які комплексно стійкі до забруднення атмосфери, змушує індивідуально підходити до підбору асортименту рослин для певних умов.

Використання та підбір рослин вважають чи не найважливішим прийомом при проведенні фіторекультивації, особливо на засоленних ґрунтах. Використанням солевитривалих видів рослин для відновлення порушених ґрунтів займалася значна кількість науковців у різних куточках світу: в Україні Гінченко, Самбур, Чапко, у Казакстані – Байтканов, у Росії - Бегучев з співробітниками і це далеко не весь перелік. Деякі з солестійких культур (білий буркун) формують потужну кореневу систему, що здатна розпушувати щільні солонцеві ґрунтові горизонти. При розкладанні надземної і підземної частин рослин ґрунт збагачується органічною речовиною і поживними елементами (азот, калій, кальцій і ін.). Крім того, при цьому процесі виділяється вуглекислота, яка сприяє перетворенню звичайної соди в менш токсичну двовуглекислим соду. Тому в країнах, де хімічна меліорація ведеться в обмежених масштабах, вдаються до біологічних способів меліорації, скажімо в таких країнах як Індія, Пакистан, Аргентина. В Аргентині фітомеліорацію здійснювали на площі 45 тис. га (Моліна, Сауберан, 1965). Особливий ефект від посіву соле-і солонцестійких рослин проявився при освоєнні під культурні пасовища ґрунтів на малопродуктивних землях південного сходу Росії, Казахстану і України, зокрема на заплавах засоленних землях<sup>4825</sup>.

Загальновідомо, що фітомеліорація виступає, як ресурсозберігаюча альтернативна технологія для закислених ґрунтів, у порівнянні із традиційними методами проведення хімічної меліорації. За умови такої фіторекультивації на кислих ґрунтах відбувається оптимізація структури земель шляхом добору та розміщення культур по ланках сівозміни, які проявляють стійкість до показників високої кислотності у ґрунтах. Обов'язковою умовою має бути відмова від культивування нейтрофілів – культур, що проявляють стійкість до кислої реакції ґрунтового середовища, серед яких виділяють пшеницю, ячмінь, цукрові, столові, кормові буряки. Та включення до сівозміни таких культур як – картопля, льон, люпин, озиме жито, що носять назву ацидофілів.



Варто вказати, що окремі із бобових культур конюшина лучна, люцерна посівна, люпин вузьколистий можуть перерозподіляти кальцій, шляхом перенесення його у верхні горизонти ґрунту з нижніх, цим самим змінюючи реакцію ґрунтового середовища. Закислення ґрунту завжди призводить до зниження доступності поживних елементів для рослин. Тому підбір культур та планування фіторекультивацийних заходів на кислих ґрунтах вимагає детального аналізу за станом кислотності земель та добір рослин, невибагливих до умов живлення. З огляду на все вищевказане, слід врахувати відношення рослин до вмісту в ґрунтах елементів живлення.

За потребою рослин до вмісту поживних елементів у ґрунтах прийнято класифікувати групи рослин наступним чином:

- *евтрофи* (вміст N в ґрунті – від 3,0-4,0 % і більше, Ca – не менше 3,0 %, (P– до 1,0 %, K – до 1,0 %): буряки цукрові, тютюн, кавуни, тимофіївка лучна, костриця очеретяна, грястиця збірна, житняк, тонконіг лучний;

- *мезоевтрофи* (вміст N в ґрунті – 2,0-3,0 %, Ca – 1,5-2,5 %, P – 0,5-1 %, K – 0,6-1 %): пшениця м'яка, конюшина лучна (червона) і біла, смородина чорна, пажитниця багаторічна, соняшник, конюшина лучна, тонконіг лучний, люцерна хмелеподібна;

- *мезотрофи* (вміст N в ґрунті – 1-2,5 %, Ca – 1-2 %, P – до 0,5 %, K – до 0,6 %): овес, картопля, морква, кукурудза, капуста, буряки столові, тонконіг вузьколистий, костриця лучна;

- *олігомезотрофи* (вміст N в ґрунті – 1-1,5 %, Ca – 0,5-1 %, P – 0,3-0,5 %, K – 0,4-0,6 %): жито, льон-довгунець, просо, костриця овеча, тимофіївка степова;

- *оліготрофи* (вміст N в ґрунті – 0,3-1,0 %, Ca – 0,01-0,5 %, P – 0,001-0,5 %, K – 0,001-0,4 %, або навіть їх сліди у ґрунтовому розчині): буркун, жито, озима (мохната) вика, ячмінь, ірга, ожина, серадела, люпин, із злакових — біловус, мітлицю звичайну та ін.

Про результативність проведених фітомеліоративних заходів можна говорити з огляду на отримані показники врожайності сільськогосподарських культур. Часто проведення сільськогосподарської фітомеліорації має на меті також і захистити землі від зсувів та ерозійних процесів. Юрій Цапко зазначає, що застосування фітомеліоративних заходів нейтралізації ґрунтової кислотності, що дозволяє екологічно безпечно регулювати кислотність ґрунтів та поліпшувати їх родючість. А Юрій Дмитрук доктор біологічних наук, завідувач кафедри агротехнологій та ґрунтознавства Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича зазначив, що в першу чергу фітомеліорація, яка була й залишається дієвим засобом покращення кислотно-основної рівноваги в ґрунтах. «Вона є дуже важливою частиною ресурсозберезувальних технологій. Фітомеліорація включає підбір і розміщення в сівозміні сільськогосподарських культур, що витримують і

непогано розвиваються в кислому середовищі ґрунту, тобто більш толерантних до ґрунтової кислотності. Треба утримуватись від вирощування на кислих ґрунтах особливо чутливих до кислої реакції сільськогосподарських культур – коренеплодів, ярої та озимої пшениці, ячменю тощо. На цих ґрунтах перевагу слід надавати вирощуванню вівса, озимого жита, моркви, люпину, злакових трав, картоплі та інших ацидофільних (кальцієфобних) культур», – додав доктор біологічних наук.

Встановлено, що ефективними культурами-фітомеліорантами щодо поліпшення фізико-хімічних властивостей опідзолених ґрунтів є люцерна та еспарцет; агрофізичних – люцерна, еспарцет та гірчиця; агрохімічних – люцерна, еспарцет, люпин та соя. За типами кореневої системи, характером їх розподілу по профілю, ці фітомеліоранти суттєво різняться<sup>4826</sup>.

Умовою ведення успішної біологічної рекультивації є пристосування культурних рослин в умови, які для них вважаються невластивими також підбір рекультиваційного матеріалу та його адаптацію до змін в навколишньому середовищі. Добір асортименту різних видів культур для проведення рекультивації проводиться у відповідності екологічних властивостей рослин, ритмів їх росту та розвитку, спроможності до відтворення та інших властивостей, що забезпечать формування культурного біотопу на тривалий час. Основою вибору перспективних видів рослин для проектування біологічної рекультивації є вивчення процесів росту і розвитку рослин, динаміку проходження фенологічних та вегетаційних фаз, формування насінневої продуктивності культивованих рослин.

Особливу увагу приділяють формуванню кореневої системи рослин, яка здатна накопичити органіки у субстратах териконів, відвалів, саме переважна більшість рослин зумовлює напрямки проходження ґрунтоутворного процесу на техногенно порушених територіях.

Відомо, що не всі типи та види рослин здатні сприятливо рости та розвиватися в умовах своєрідного екологічного середовища. Тому підбір рослин для фіторекультивації має складатися із широкого спектру рослин, з яких пізніше буде обрано найоптимальніші.

Звертати увагу слід також при підборі асортименту культурних рослин на фактор забруднення атмосфери промисловими викидами, оскільки створення здорового фітоценозу, залежить перш за все від навколишнього середовища. А стійкі рослини до одних видів забруднення, пригнічуються, як правило іншими видами викидів.

При фітомеліорації для підвищення родючості ґрунтів використовується природний потенціал рослин – здатність акумулювати енергію сонця, трансформовану в енергію хімічних зв'язків органічних сполук. Поліпшення родючості ґрунтів досягається також за рахунок органічної речовини кореневих залишків рослин і процесами азотфіксації бобових фітомеліорантів.

Для вибору найбільш ефективних фітомеліорантів необхідний всебічний аналіз як фізико-хімічних показників ґрунту, так і дослідження мікробіологічної активності ґрунту, одним з показників яких є ферментативна (каталазна) активність і рівень продукування CO<sub>2</sub>. Авторами встановлено, що посіви фітомеліорантів здійснюють позитивний вплив на родючість агротемногумусових ґрунтів. Для цих ґрунтів властивий середній рівень вмісту гумусу і калію, висока ступінь насиченості ґрунтів основами, низька гідролітична кислотність. Високі параметри каталазної активності в посівах бобових трав свідчать про більш інтенсивні мікробіологічні процеси трансформації органічної речовини, що підтверджувалися показниками емісії CO<sub>2</sub>. Найбільш сприятливі умови середовища на варіантах з посівами фітомеліорантів склалися в посівах з люцерною і конюшиною, в орних горизонтах яких встановлено найбільший приріст вмісту і запасів гумусу. Ці культури можна рекомендувати для підвищення родючості ґрунтів <sup>4831</sup>.

Рахімова Н.Н. доводить, що рослини, які використовуються для вилучення радіонуклідів з забруднених ґрунтів, повинні відповідати ряду вимог: бути толерантними до високих концентрацій радіонуклідів, здатними поглинати і акумулювати максимальну кількість радіонуклідів, ефективно їх транспортувати з кореневої системи в наземну знизую масу, мати глибоко розростається кореневу систему, високу опірність до хвороб і шкідників, зручними для прибирання і непривабливими для домашніх і диких тварин. Технологія фітомеліорації, яку рекомендує авторка, спрямована на відновлення ґрунту і усунення забруднень радіоактивними елементами. Дана технологія масштабна, її можна успішно застосовувати в якості активного засобу очищення від радіонуклідів на великих територіях, що зазнали забруднення, без необхідності зняття, перенесення і переробки ґрунту і механічного впливу на порушені території. Саме одним із основних етапів очищення ґрунтів від радіонуклідів є підбір групи рослин-сорбентів <sup>4832</sup>.

Оцінку результативності фіторекультивуації можна оцінити шляхом аналізу врожайності сільськогосподарських культур та показниками підвищення родючості ґрунтів. Автори публікації вважають, що домогтися позитивних змін у цих показниках можливо за рахунок правильного підбору культур для проведення фіторекультивуації, щоб саме ці культури відповідали умовам місцезростання на рекультиваційних ділянках. А розпочинається фітомеліорація рекультивованих земель певною мірою із посіву багаторічних бобових і злакових трав, що є важливим показником збагачення порушених ґрунтів органічною речовиною та покращення його структури <sup>4833</sup>.

Аналізуючи фітомеліоративний потенціал різних видів рослин, культурні рослини можна розмістити за показником ґрунтовідновлення наступним

чином: багаторічні трави - дворічні бобові трави - однорічні трави – озимі культури - зернобобові - ярі зернові – просапні культури.

Оброблювані культури істотно впливають на структурність орного шару ґрунтів. Наприклад, при постійному використанні територій на пар і під кукурудзою вміст агрегатів крупніше 0,25 мм було біля 20%, після 6-річного культивування пшениці -18%, під травостоем люцерни - 25%. Це ще раз доводить про значущість багаторічних бобових трав та їх вплив на формування структурності ґрунтів. Часте застосування ґрунтообробних агрегатів також сприяє зниженню вмісту мікроагрегатів в орному шарі ґрунту<sup>4834</sup>.

Підбір трав'янистих рослин для фіторекультивації порушених земель має бути направлений перш за все на використання добре випробуваних, бажано районуваних сортів місцевих видів рослинних угруповань. Певною мірою вони дещо більше адаптовані до місцевих природних, погодних, ґрунтово - кліматичних умов, які здатні швидко забезпечити формування стійкого зімкнутого травостою з міцною дерниною, що проявляє стійкість до змивання. Авторами виділено наступні види злакових трав, в умовах обстежених умов - костриця червона, костриця лучна, стоколос безостий, пірій безкорневищний, серед багаторічних бобових для відновлюваних цілей рекомендовано використовувати дворічні бобові рослини, що мають відмінний насінневий потенціал серед них слід виділити люцерну посівну, конюшину лучну, буркун білий, конюшину повзучу<sup>4835</sup>.

Біологічна рекультивація земель об'єднує ряд біологічних заходів, що направлені на поверненні їм родючості та використанні з метою культивування лісових і сільськогосподарських культур. Біологічна рекультивація буває двох типів – лісогосподарська і сільськогосподарська рекультивація.

**Лісогосподарська рекультивація** визначає вирощування набору лісових культур на порушених ділянках. Згодом ці насадження можна використовувати в якості санітарних зон, паркових масивів, лісопосадок товарного призначення, спортивних та оздоровчих зон.

**Сільськогосподарська рекультивація** має на меті вирощування певного асортименту культурних рослин на порушених ділянках, з умовою переведення цих земель у сільськогосподарські угіддя.

Підбираючи лісові культури з метою вирощування на рекультивованих землях, для початку потрібно врахувати основні їх біологічні особливості: довговічність, вимогливість до умов родючості ґрунтів та умовам вологості рекультивованих порід, відношення їх до кислотності середовища і засоленості земель, стійкість до затінення, вимоги до теплового та температурного режимів, здатність переносити нетривале підтоплення водою тощо. До переліку основних деревних порід відносять такі насадження дерев-азотонакопичувачів: обліпіха, вільха чорна і вільха сіра, акація жовта і біла, рокитник тощо.

При підборі асортименту як деревних, так і чагарникових порід, варто враховувати лісопридатність розкритих порід, їх цільове використання та біологічні властивості рослин. Загально прийнято та рекомендовано посадку дерев проводити навесні у спеціально визначені для даної зони терміни, матеріалом високої посадкової якості.

Для створення економічно вигідних та екологічно стійких формувань потрібно створювати змішані типи лісових культур, спільно висаджувати до 90 % основних порід та до 20 % другорядних, чагарників також до 20 %. Це співвідношення може варіювати в залежності від подальшого призначення лісокультури.

При підборі асортименту різних видів для проведення сільськогосподарської або лісогосподарської рекультивації варто вивчити екологічні особливості рослин, темпи росту і розвитку їх надземних та підземних органів, спроможність до відростання, що створить збереження культурного угруповання протягом тривалого часу. Дослідження процесів динаміки росту й розвитку рослин, проходження протягом вегетаційного періоду фенологічних фаз, формування вегетативної і насінневої продуктивності, всі ці складові окреслюють основу підбору перспективних видів рослин для проведення біологічної рекультивації.

Особливої актуальності і складності набуває проблема підбору фітомеліорантів, придатних для рекультивації техногенних земель в антропогенно трансформованих регіонах. Підбір рослин для фіторекультивації техногенних земель доцільно проводити в чотирьох напрямках:

- відбір стійких екотипів рослин з вираженим фітомеліоративним ефектом при вивченні спонтанного заростання техногенних екотопів;
- відбір фітомеліорантів з аборигенної флори;
- інтродукційне дослідження рослин та адаптація в екотопах;
- дослідження рослин; експериментальне випробування рослин на різних едафотоплах техногенних земель.

В умовах екологічного невідповідності промислового середовища в якості фітомеліорантів можуть бути використані в степовій зоні в основному три еколого-біологічні групи трав'янистих рослин:

- 1) рослини, що володіють здатністю до симбіотичної фіксації молекулярного азоту;
- 2) рослини, що проявляють сольовий ефект (галофіти);
- 3) злаки, що відрізняються потужною розвиненою кореневою системою і екологічною пластичністю.

На кам'янистих і меломергелевих субстратах перспективними фітомеліорантами можуть бути псаммо-, петрофіти і кальцієфіти, а на рухомих субстратах – ерозіофіти<sup>4836 4837</sup>.

При проведенні фіторекультивацийних заходів у досліджуваному кар'єрі, автори вказують на 72 таксони рослин, основними серед них є наступні:

1) 6 видів дерев'яних видів: верба козяча (*Salix caprea* L.), сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), верба тричинкова (*Salix triandra* L.), береза повисла (*Betula pendula* Roth.), груша звичайна (*Pyrus communis* L.), верба ламка (*Salix fragilis* L.).

2) 65 різновидів трав, серед яких 10 видів одно- або дворічників та 65 – багаторічників.).

3) 1 вид кушових рослин: свидина криваво-червона (*Swida sanguinea* (L.) Opiz

Співвідношення між рослинами: 76% – багаторічні трави, 14% – малорічні трави, 8% – дерева, 2% – кущі.

Таблиця 3.7

Здатність деревних порід затримувати пил (за М.І. Калініним, 1994)

№	Порода дерев	Площа поверхні лиска одного дорослого дерева, м <sup>2</sup>	Маса пилу, що затримує 1 м <sup>2</sup> листя, мг	Маса пилу, який поглинається дорослим деревом за вегетаційний період, кг
1	Акація біла	8	1209	4,23
2	В'яз берест	66	4062	18,19
3	Верба плакуча	157	8113	37,92
4	Гледичія триколючкова	140	5130	17,69
5	Горіх волоський	164	1444	19,03
6	Гіркокаштан звичайний.	78	1216	16,31
7	Клен польовий	171	3551	19,90
8	Тополя канадська	267	1022	34,12
9	Ясен зелений	195	1845	29,62
10	Ясен звичайний	124	1076	27,17

У випадку проведення лісової рекультивациї треба передбачити її екологічну роль. Адже дерева мають здатність протистояти отруйним забрудненням атмосфери і збільшувати її киснем. Так підраховано, що щорічні

лісові насадження планети поглинають понад 850 млн. т вуглецю, понад 100 млн. т водню і майже 3 млн. т азоту. При цьому в повітря надходить близько 2,5 млрд. т кисню. Доведено, що чотири дорослих дерева поглинають за вегетаційний період 1,5 кг вуглекислого газу і віддають атмосфері 1,1 кг кисню. Цієї кількості кисню достатньо для дихання чистим повітрям однієї людини протягом доби.

Загалом 1 га лісу здатний очистити за вегетаційний період 18 млн. м<sup>3</sup> повітря. Ялинові ліси можуть затримати кронами до 32 т/га пилу, соснові – 36, діброви – 54, бучини – до 68 т/га. Це свідчить про те, що різним деревним породам властива різна потенційна можливість акумулювати і нейтралізувати пил атмосфери. Розподіл деревних видів порід відносно їх здатності затримувати пил автор відобразив наступним чином представленим у таблиці 3.7.

Лісова рекультивація земель передбачає створення на відпрацьованих відвалах розкривних порід лісових насаджень різного типу. Переважно вона поширена в лісовій зоні під час освоєння порушених земель (відвалів, кар'єрів та ін) незначної площі, складених придатними і малопродатними породами. На неглибоких зниженнях відвалів, крутих схилах, відкосах, необхідно створювати ремісні насадження із дерев та чагарників, які служать резерватом для тварин і птахів.

У несприятливих умовах рекомендується створювати меліоративний тип лісових культур. До складу деревних порід вводяться такі насадження дерев-азотонакопичувачів: вільха чорна і сіра, акація жовта і біла, рокитник, обліпіха та ін.

Підбираючи асортимент деревних і чагарникових порід, необхідно враховувати лісопродатність розкривних порід, цільове призначення лісових культур рекультивованої ділянки, біологічні властивості рослин.

Посадку дерев рекомендується проводити навесні у прийнятні для даної зони строки, використовуючи посадковий матеріал високої якості.

Для формування економічно й екологічно стійких насаджень треба створювати змішані типи лісокультур за участі головних порід до 90 %, другорядних до 20 %, чагарників до 20 %. Співвідношення може змінюватися залежно від призначення лісокультури.

У лісах, що створюються на порушених землях, необхідно передбачити протипожежні заходи, особливо в лісонасадженнях поблизу населених пунктів або поряд із сільськогосподарськими угіддями. У масивних насадженнях рекомендується створення смуг з посівом трав'янистих рослин.

Підбираючи лісові культури для вирощування на рекультивованих землях, насамперед треба врахувати такі їх біологічні особливості: довговічність, вибагливість до родючості та вологості рекультивованих порід, ставлення до їх кислотності і засоленості, тіньовитривалість, ставлення до

тепла і температурного режиму, здатність переносити тимчасове затоплення водою тощо.

Довговічність є генетично обумовленою ознакою деревної породи, адже вона значною мірою залежить від ґрунтово-кліматичних умов. Наприклад, акація біла у степовій зоні за сприятливих умов живе 70-80 років, у Сухому Степу 30-40 років, а на засолених пісках 25-30 років. Ясен зелений на звичайних чорноземах росте до 70-80 років, на південних чорноземах 35-40 років.

У степових умовах ріст і розвиток деревних порід відбувається дещо інакше, ніж у лісовій. У Сухому Степу істотно прискорюється процес розвитку, значно швидше настає старіння деревних органів, кульмінація приросту, як правило, спостерігається у 10-15 років, зменшується довговічність дерева.

Довговічність кожної деревної породи прямо залежить від того, наскільки її біологічні особливості забезпечують життєздатність організму у несприятливих умовах. Одні породи зберігають життєздатність в умовах низьких температур, а інші вимерзають. Одні породи здатні витримувати значну сухість повітря і ґрунту, а інші за таких умов гинуть.

За офіційними даними (М.І. Калінін, 1994), довговічність основних лісоутворюючих порід в умовах України характеризуються такими цифрами: 500 років і більше – дуб звичайний, модрина європейська, липа широколиста; 300-500 років – бук лісовий, липа дрібнолиста, сосна звичайна; близько 300 років – ялина звичайна, ясен звичайний, в'яз, граб. Порівняно низька довговічність властива осиці – 100-120 років, березі повислій – 120-150 років, вільсі чорній – 200 років.

Важливою лісобіологічною властивістю деревних порід є їх вибагливість до родючості ґрунту. За цією ознакою дерева і чагарники поділяються на три групи: оліготрофи – породи, які не вибагливі до родючості ґрунту і добре ростуть на неродючих ґрунтах; мезотрофи – породи, які добре ростуть на ґрунтах середнього рівня родючості ґрунтів; мегатрофи, або еутрофи – породи, які потребують багатих ґрунтів. Про представництво деревних порід до окремих груп родючості ґрунтів свідчать дані таблиці 3.8-3.9.

Багато різновидів дерев можуть протистояти забрудненню атмосфери їм властива потенційна можливість накопичувати і нейтралізувати пил атмосфери. Неоднаковою є стійкість деревних порід до наявності в атмосфері токсичних речовин і газів. Менш витривалими є шпилькові породи, насамперед тому, що їх асиміляційний апарат, тобто хвоя, функціонує у звичайних умовах 3-5 років. Здатність деревних порід витримувати певну забрудненість повітря шкідливими речовинами називають газостійкістю рослин.



Таблиця 3.8

Розподіл деревних порід за вибагливістю до родючості ґрунту  
(за П. С. Погребняком)

Групи рослин	Породи дерев
Оліготрофи	Ялівець, сосна гірська, сосна звичайна, береза повисла, акація біла, сосна чорна.
Мезотрофи	Береза пухнаста, осика, сосна Веймутова, модрина сибірська, горобина, береза козяча, дуб північний, дуб гірський, дуб звичайний, вільха чорна, каштан їстівний.
Мегатрофи	Клен гостролистий, клен-явір, граб, бук ялиця, осокір, клен польовий, бархат амурський, верба біла, в'яз, ясен, горіх волоський.

Таблиця 3.9

Розподіл деревних порід за їх реагуванням на вологість ґрунту  
(за А.А. Бельгардом)

Група порід	Породи дерев
Ксерофіти	Сосна звичайна, гледичія, акація біла, лох, айлант, скумпія,
	Дуб пухнастий, сосна кримська, тамарикс, ялівець віргінський.
Мезоксерофіти	Берест, шипшина, жостір та ін.
Ксеромезофіти	Дуб звичайний, берест, груша, ясен звичайний, яблуня.
Мезофіти	Граб, ліщина, в'яз, липа, клен гостролистий, гордовина, бруслина, сосна Веймутова, модрина сибірська, клен-явіц.
Мезогідрофіти	Тополя чорна і біла, осика, бузина пухнаста, в'яз, жостір ламкий, бузина чорна, калина.
Гідрофіти	Верба, вільха чорна, черемха, ясен звичайний (болотний люпин), обліпіха.

Газостійкість деревних порід залежить від декількох чинників і внутрішньо-біологічних особливостей виду, комплексу ґрунтово-кліматичних умов, температури та вологості повітря, віку рослин, пори року. З підвищенням

температури вологості повітря газостійкість рослин знижується. Найбільш токсичними речовинами та сполуками для деревних рослин і чагарників вважається сірчаний фтор, фтористий водень, хлориди, двоокис азоту. За газостійкістю деревні породи поділяються на чотири групи (табл 3.10).

Тіневитривалість тією чи іншою мірою виявляється в усіх деревних порід. Однак потреба у сонячному світлі як джерелі енергії притаманна всім зеленим рослинам, зокрема деревним породам. Залежно від конкретних едафічних умов, потреба у сонячному світлі кожної деревної породи зменшується.

Основні лісоутворюючі породи за ступенем тіневитривалості або за ступенем світлолюбності і збільшенням ступеня тіневитривалості розміщуються в такому порядку: акація біла, тамарина, дуб пухнастий, модрина, береза повисла, сосна звичайна, тополя сіра, осика, горіх волоський, ясен звичайний, дуб звичайний (ранній), вільха чорна, дуб звичайний (пізній), береза пухнаста, клен гостролистий, польовий, татарський, явір, дуб північний, черешня, горобина, груша лісова, яблуня лісова, в'яз, липа, вільха, сіра ліщина, бруслина, гордовина, бузина червона і чорна, глід.

Таблиця 3.10

Розподіл деревних порід за їх газостійкістю (за М.І.Калініним, 1994)

№	Ступінь Газостійкості порід	Деревні породи
1	Стійкі	Лох вузьколистий, дуб звичайний (ранній), тополя канадська, верба, яблуня, скумпія, обліпіха, ялівець.
2	Порівняностійкі	Ясен зелений, айлант, софора японська, акація біла, гледичія, бузок звичайний, тополя біла, жимолость татарська, клен польовий, тамарикс, акація жовта.
3	Слабкостійкі	Тополя пірамідальна, тополя чорна, в'яз, ясен пухнастий, клен ясенелистий, сосна звичайна, свидина, аморфа кущова, клен татарський.
4	Нестійкі	Ясен звичайний, клен-явір, клен гостролистий, липа дрібнолиста, катальпа, гіркокаштан, ліщина, ялина європейська, береза повисла, модрина європейська.

*За реагуванням на кислотність деревні породи поділяються на три групи:*

- 1-ша група – породи, що добре ростуть на кислих ґрунтах з рН 4,5-5,0: ялина звичайна, береза повисла, осика;

- 2-га група – породи, які краще ростуть на лужних ґрунтах з рН понад 7,0: модрина сибірська, сосна звичайна, сосна піцундська, глід, скумпія;

- 3-тя група – породи, які не мають чітко вираженої реакції на кислотність ґрунту: акація біла, берест, гледичія, дуб звичайний, лох, горіх волоський, тополя пірамідальна, бирючина, бузина, шовковиця та ін.

Значні труднощі виникають під час рекультивації відвалів складених із розкривних порід, засолених хлоридами і сульфатами. За характером реакції порід на наявність хлору у розкривних породах виділяють п'ять груп (табл. 3.11).

Певна річ, що не всі види рослин можуть рости і розвиватися в умовах специфічного середовища, тому рекомендовано проводити підбір рослин з врахуванням біологічних особливостей культур та цілі із якою в подальшому будуть використовуватися відновлені землі.

Таблиця 3.11

Розподіл деревних порід за групами їх солевитривалості  
(за Є.С Мігуноюю)

Ступінь солевитривалості	Вміст хлору в ґрунті, %		Породи дерев
	допустимий	токсичний	
Дуже слабо - солевитривалі	0,005	0,01	Горіх волоський, модрина сибірська, верба біла.
Слабо - солевитривалі	0,01	0,02	Ясен звичайний, сосна кримська, ялівець (віргінський, козячий), осика, тополя чорна, клен ясенелистий, бруслина бородавчаста, шипшина, скумпія та ін.
Солевитривалі	0,03	0,06	Дуб звичайний (ранній), клен польовий, клен татарський, берест, береза повисла, акація біла, гледичія, айлант, софора японська, ясен пухнастий
Найбільш солевитривалі	0,04	0,07	Лох вузьколистий, в'яз дрібнолистий, ясен зелений, смородина золотиста, свидина червона.
Солестійкі	0,05	0,07	Тамарина, селітрянка, поташник, солоколосник та ін.

Так, загальновідомо, що для заліснення відвалів потрібно використовувати оліготрофні види рослин, оскільки вони маловибагливі до умов вирощування та родючості ґрунтів. Доведено також позитивний вплив

бобових культур на ґрунти, особливо в несприятливих умовах на порушених ґрунтах. Окремо варто враховувати і фактор забруднення атмосфери навколишнього середовища, як правило стійкі види рослин до одних видів забруднення, чутливі до інших видів забруднення.

Найбільш важкі для проведення біологічної рекультивації території, де ґрунтовий покрив повністю порушений, причому ґрунтовірні породи виходять на поверхню, що змінені під впливом техногенного фактора. Ці землі сильнозабруднені важкими металами та фітотоксинами. Вміст окремих елементів, таких як свинець (Pb), медь (Cu), никель (Ni), цинк (Zn), кадмій (Cd), олово (Sn), ртуть (Hg) у ґрунтах в десятки разів перевищує допустимі норми. ***Добір фіторекультиваційних рослин на таких ґрунтах пройшли майже 30 видів різних представників, умовно їх розподілили на чотири групи:***

1. Стійкі
2. Відносно стійкі
3. Малостійкі
4. Нестійкі

Групу стійких рослин, рекомендованих для використання при фіторекультиваційних роботах представляють такі види: тополя бальзамічна і духмяна, козяча верба, бузок угорський, бузина червона, жимолость татарська, вишня піщана; серед газонних трав грястиця збірна, кострець безостий, вівсяниця червона, пирій повзучий, вівсюг звичайний та луговий. До цієї групи також відносять шириковідомі дикорослі види – мати-й-мачуха, синяк татарський, латук звичайний, польовий в'юнок.

Основна частина вказаних рослин здійснює позитивний вплив як декоративний, так і санітарно-гігієнічний. Аналіз фітомаси цих рослин після проведених досліджень показав, що вона містить ряд важких металів та інших шкідливих елементів, що подекуди перевищують допустимі норми у десятки разів.

У зв'язку із акумуляцією великої кількості токсичних елементів багаторічні трави та чагарникові рослини виконують функцію зеленого фільтра та біохімічного бар'єра<sup>4838</sup>.

Багато науковців вважають, що створення штучних лісових масивів на відвалах після видобування залізної руди, бурого вугілля, фосфоритів, сірки варто для заліснення територій використовувати невибагливі до умов родючості ґрунтів оліготрофні види рослин, в якості який найчастіше підбирати сосну звичайну та березу бородавчасту, модрина, а якщо їх ще пов'язати симбіотичними відносинами із грибами або бобовими культурами, наприклад буркуном, конюшиною лучною, люцерною посівною, то ефективність застосування таких комбінацій у рази підвищиться, особливо при лісові або сільськогосподарській фіторекультивації.

У сільськогосподарській рекультивації виставляють певні вимоги до підбору культур при проведенні фіторекультивації. Під час підбору культур для проведення рекультивації варто передбачити їх певну логічну послідовність, поєднавши з етапами рекультивації. На порушених ділянках Передкарпатського сірконосного басейну, в перші роки проведення сільськогосподарської рекультивації рекомендовано культивувати менш вибагливі до умов родючості ґрунтів культури, які покращують його родючість (багаторічні й однорічні трави, гречку та ін.), на другому етапі проведення рекультивації, тобто на 2-3 році, - озимі та ярі зернові культури, кукурудзу, і лише після так названого фітомеліоративного періоду у окремих випадках можна вирощувати навіть просапні культури, наприклад кормові буряки, картоплю, капусту. Продуктивність культур, що вирощуються на відпрацьованих відвалах, значною мірою залежить і від технології їх вирощування. Вона повинна мати локальний характер і передбачати використання конкретних систем обробітку ґрунту, удобрення і захисту рослин від хвороб, шкідників і бур'янів.

Аналогічні результати досліджень отримала Гуріна І.В. при фіторекультивації різноманітних відвалів встановлено, що найбільш ефективною є технологія озеленення багаторічними травами. Найбільш стійкими показали себе злакові, а також бобові. Для лугових трав, що використовуються в якості рослин-рекультиваторів, виключно велике значення має процес накопичення кореневої маси. Для біологічного створення відкосів діючих шламосховищ найбільш раціональним і економічно доцільним є формування чистих культур з очерету звичайного. Його важливою біологічною ознакою є те, що при частковій засипці стебел, в їх вузлах починають пробуджуватися та відростати сплячі бруньки, та сприяє утворенню нових пагонів, коренів і кореневищ, тобто інтенсивність росту очерету випереджає інтенсивність складування шламів, тому складування нових шарів шламів не призводить до загибелі очерету, при достатньому рівні вологості<sup>4839</sup>.

Рослини відчують надлишок атмосферних викидів та вміст у ґрунтах надлишку шкідливих речовин. Доволі часто ми можемо відмічати міжжилковий хлороз, плямистий некроз або ж обезбарвлення листкової пластинки. На прикладі пирію повзучого було встановлено, що він поглинає  $Mo$  і  $Cu$ , в меншій мірі засвоює  $Ni$ ,  $Co$ , а найменше –  $Cr$  і  $V$ .

Коефіцієнт біологічного поглинання рослинами  $Cu$  високий оскільки цей елемент має спроможність створювати міцні комплекси з органічною речовиною, наприклад коріння і детрит насичені  $Cu$ . Давно відомо, що пирій повзучий є концентратором  $Cu$ . Достатньо високий коефіцієнт біологічного поглинання  $Mo$ , так як це хімічний елемент високої біофільності. Довго і повільно більшість рослин поглинають  $V$  і  $Cr$ , які малорухомі у ґрунтах. Саме з цієї причини у процесі видоутворення в рослин не виробилась потреба у цих хімічних елементах. Деревна рослинність найбільш активно з ґрунту поглинає

Mo, Ni, Co (хімічні елементи сильного біологічного накопичення), менш інтенсивно Cu, Sn, найменш інтенсивно – V і Cr. Найбільший коефіцієнт біогеохімічної активності із досліджених видів дерев мають акація біла і каштан їстівний, найменший – ялина європейська. Відомо, що в залежності від видової приналежності і місця перебування рослини у своїй наземній частині рослини накопичують Mn від одиниць до сотень мг/кг сухої маси. Для нормального функціонування організму тварин вміст Mn у рослинах повинен бути від 20 до 70 мг/кг. Кларковий вміст Mn у трав'янистій рослинності 112 мг/кг сухої маси. Токсична концентрація Mn – 400 мг/кг сухої маси. Вміст Mn у золі досліджених трав'янистих рослин становить 714-1621 мг/кг, деревних – 450-600 мг/кг<sup>4840</sup>.

### **3.6. Практика застосування та ефективність фіторекультивації в сучасних землеробських умовах**

Нинішні умови розвитку сільського господарства напряму пов'язані зі змінами, що відбуваються в навколишньому середовищі. Насамперед це кліматичні умови, розвиток міст, збільшення кількості населення планети та стрімка зміна раціону харчування людей завдають значних змін у веденні сільського господарства та, як наслідок, ґрунти стають ще більш деградованими. тому досягнення стабільного менеджменту ґрунтових ресурсів стає дедалі важливішим питанням і завданням сьогодення<sup>4841</sup>.

У сучасному землеробстві змінюються вимоги та потреби людства, що істотно впливає на зміну спеціалізації підприємств, організацію сівозміни, зростають масштаби мінімальної обробки ґрунту (нульовий, поверхневий, мілкий, тощо). Аналізуючи систему нульової обробки ґрунту (no-till), варто відмітити, вона набуває широкого поширення та займає чільну нішу у сучасній системі землеробства України. Відповідно до аналізу результатів наукових досліджень технологія no-till певним чином позитивно впливає на хімічні, біогеохімічні, фізичні і біологічні властивості ґрунту при порівнянні з існуючими традиційними технологіями при вирощуванні усіх сільськогосподарських культур. Система no-till запобігає поширенню водної та вітрової ерозії ґрунтів, а також сприяє регулюванню водного режиму ґрунтів, так як при такій землеробській системі поверхневий шар ґрунту не руйнується. Саме тому нульовий обробіток рекомендують передусім застосовувати у посушливих регіонах нашої країни, а також в умовах із випаданням надмірної кількості опадів на полях, які розташовані на схилах. Така технологія забезпечить відповідний вміст органічних речовин, азоту, фосфору, калію, кальцію, магнію, мікроелементів, а також покращується ємність поглинання

грунту. Поряд із цим також поліпшується структура ґрунту, зростає його інфільтраційна здатність, підвищується вміст вологи та зростає міцність ґрунтових агрегатів. Значно зростає кількісний спектр ґрунтової біоти – мікроорганізмів, комах, земляних черв'яків, членистоногих, а також грибів та мікориз. Система нульового обробітку ґрунту має перелік таких переваг, перш за все це економія ресурсів: добрив органічних та мінеральних, затрат праці, витрат пального та часу, зниження амортизаційних затрат тощо. збереження та відновлення родючого шару ґрунту, зменшення Незначне зниження показників урожайності за використання no-till технологій компенсується за рахунок зниження витрат, але внаслідок усього вищевказаного підвищується показник рентабельності виробництва. Застосування no-till технологій в умовах посушливого степу США призвело до радикальних змін у землеробстві, вже понад два десятки років цією технологією користуються американські фермери і застосування no-till дає високі позитивні результати у сільському господарстві, в тому числі і при відновленні порушених земель, важливо лише врахувати наукові рекомендації кваліфікованих спеціалістів та знання для забезпечення правильної оцінки стану агрофітоценозу і прийняття правильного рішення<sup>4842</sup>.

Широке розуміння проблеми адаптаціогенезу та екстраполяція його ідей в теорію діяльності людини дозволили виділити адаптивні стратегії та напрями в оптимізації антропо та, особливо, техногенно порушених ландшафтів. Основні положення теорії адаптації біологічних систем сутнісно важливі для поглиблення екологічних принципів сучасних технологій і, загалом, діяльності людини в природі.

Відзначаючи багатоплановість порушеної проблеми, звернено увагу на значні можливості наукових тлумачень поняття «адаптація» до широкого кола об'єктів, явищ і процесів. Причиною цього є об'єктивна складність самого явища та недостатнє теоретичне опрацювання цієї, однієї з основних проблем в біології.

Адаптивна діяльність людини в ландшафті має розцінюватися як пристосувальна, в прямому розумінні цього слова. Вона має бути такою, що враховує вже відомі людині закони природи. Суб'єктивно оцінювані адаптивні впливи людини на ландшафт, які необхідні для її багатоманітних цілей (виробництво, будівництво та, загалом, те чи інше освоєння ландшафту) можуть не вписуватися у внутрішню «логіку» ландшафту, тобто не відповідати законам природи та викликати непередбачений, неочікуваний розвиток явищ та процесів. Поки що тільки в достатньо далекій перспективі можна прогнозувати взаємні адаптації діяльності людини, функціонування та розвитку ландшафту.

Адаптивна стратегія оптимізації ландшафту покладається на екологічно об'єктивні та екологічно сприйнятливі заходи, спрямовані на створення благоприємних або близьких до ідеальних умов життя, праці та відпочинку

людини, вона має визначати управління екологічними процесами на великих територіях. В умовах степу України специфіка еколого-географічних умов, зведення та перетворення ґрунтового покриву, рельєфу та природної рослинності, порушення екологічних принципів природокористування, спеціалізація виробництва, нерівномірність урбанізації спричинили сильні локальні відмінності ландшафту. Особливо гострою є проблема компенсації та нейтралізації порушень в районах відкритої розробки надр, в яких зведення ґрунтів, рослинності та новоутворень рельєфу, у вигляді кар'єрно-відвальних урочищ, край негативно впливають на довкілля.

Провідними шляхами в оптимізації таких ділянок ландшафту є фітомеліорація та фіторекультивация. Як фітомеліоративні так і фіторекультивацийні заходи та технології мають бути адаптивними, тобто відповідними зональними особливостями ландшафту та зональному типу рослинності. Фітомеліорація, як комплекс заходів щодо покращання, оздоровлення ґрунтів, вод, атмосфери та фіторекультивация, як система заходів, спрямованих на повернення в природокористування порушених земель (незалежно від ступеня та характеру порушень) здійснюється на основі створених штучних рослинних угруповань і це складає основний зміст біологічного напрямку оптимізації ландшафту, відтворення та розвитку біогеоценотичного покриву. Заходи цієї адаптивної стратегії – травосіяння, лісорозведення – націлені на ліквідацію підтоплення, засолення земель в окремих районах степової зони України, ліквідацію агрохімічної розбалансованості ґрунтів, зменшення ерозії, зниження промислового забруднення та регуляцію рекреаційних навантажень.

В цьому напрямку об'єктивно необхідними є реалізація принципів адаптивної меліорації: штучне конструювання ґрунтів, їхніх горизонтів при рекультивации, стимуляція процесів природного відновлення рослинності на субстратах гірських порід й незручних для обробки землях та ін

У новітніх технологіях з відновлення порушених ґрунтів були удосконалені технології: точного землеробства, технології використання біологічних препаратів, No-till. Вже тривалий час ведуться дослідження по вивченню мікроорганізмів у ґрунті та на рекультивованих землях. Встановлюється значення мікробних угруповань та їх діяльність у ґрунтотворних процесах в розкривних гірських породах, які згодом формують рекультивовані землі. Також вивчається екологічна ефективність біологічного захисту рослин та підбираються найбільш ефективні методи фіторекультивации ґрунтів. А це в першу чергу залежить від деградаційних процесів, проте якщо враховувати, що ґрунт це компонент екосистеми то найефективнішим способом є натуралізація. Це насамперед, застосування за можливості у сівозміні проміжних культур, як сидеральних культур, використання органічних добрив, повернення з добривами до ґрунту біогенних елементів, винесених урожаєм,



застосування біологічних препаратів для покращення доступності елементів живлення. Існує і можливість отримати безпечну органічну продукцію на ґрунтах, що забруднені важкими металами. Яскравим прикладом сучасні аграрії доводять, що за умови забруднення лише верхнього (0-20 см) шару ґрунту та внесення екологічно обґрунтованої дози добрив можна отримати чисте від важких металів зерно кукурудзи, а також забруднені території можна використовувати для вирощування багатьох технічних культур, наприклад, ріпаку<sup>4843</sup>.

Якість проведення фіторекультивациї на порушених землях Орджонікідзевського гірничо-збагачувального комбінату на прикладі Олександрівського кар'єру можна провести шляхом порівняння бонітету рекультивованих ґрунтів із бонітетом зональних ґрунтів. При проведенні аналізу та оцінки якості та потужності насипного шару, співвідношення вмісту фізичної глини та фізичного піску як у підстилаючій породі, так і в насипному шарі, визначенні гранулометричного складу ґрунту у метровому шарі, визначають також ступінь засолення насипного родючого шару і властивостей та складу порід. В кінцевому результаті встановлено, що при виконанні технічного етапу рекультивациї отримано ґрунти, які за своїми характеристиками є подібні до природних зональних ґрунтів, які були перед проведенням рекультивацийних робіт, та не завжди мають високу родючість. Такі ґрунти завжди можна використовувати для господарських цілей, але лише після проведення біологічного етапу рекультивациї, який полягає у вирощуванні солевитривалих багаторічних трав впродовж 3-5 років. Методи та методика проведення рекультивациї земель постійно удосконалюється і на сьогодні добре вивчена, однак у переважній більшості рекультивацийних схем екологічного відтворення техногенних територій не врахована повнота натуралізації та функціонування рекультивованих екосистем, оскільки більшість рекультивацийних заходів зосереджено лише на стані рослинності й наземної макрофауни<sup>4844</sup>.

Відповідно до значної меліоративної функції деревної рослинності порівняно з трав'яною та ефективним лісопокращанням ґрунтів і субстратів<sup>4845</sup>, створенню штучних лісових насаджень на порушених територіях віддається суттєва перевага, тобто як фіто меліорация, так і фіторекультивация є лісовими при здійсненні зонально адаптивних лісотехнічних заходів з відповідною підготовкою площ і підбором садивного матеріалу деревних і чагарникових порід. Сутність штучних лісових насаджень на порушених землях і на субстратах земних порід, винесених на земну поверхню при відкритій розробці корисних копалин в осяжній перспективі на фоні меліоративного та фіторекультивацийного лісництва, може виявитися цілком достатньою та довготривалою, коли брати до уваги ідеї та досвід степового лісорозведення, теорію степового лісознавства, ґрунтознавства та лісництва<sup>4846</sup>.

Адаптивна стратегія оптимізації антропопорушених та, особливо, техногеннопорушених ландшафтів є гнучкою та корегованою системою діяльності людини, спрямованою на упорядкування, компенсацію чи усунення змін у біогеоценологічному покриві.

В основі її стоїть використання та стимулювання природних гомеостатичних процесів відтворення рослинного (біоти в цілому), а в далекій перспективі – ґрунтового покриву, та адекватне реагування на зміни в ландшафті при реалізації заходів з його оптимізації. Ця стратегія в компенсації напрямів і способів приведення конкретного ландшафту в стан, який відповідає природним еталонам або адекватному (в сучасному розумінні) ландшафтові зонального типу.

Адаптивність фіторекультивациі означає наближення до природних екологічних процесів. Це шлях до більш повного використання екологічного потенціалу природних, змінених або сформованих людиною екотопів. В загально екологічному плані за своїми кардинальними цілями адаптивна фіторекультивация є аналогом природних процесів формування рослинного покриву. Адаптивну фітомеліорацію ми уявляємо як систему визначених та реалізованих заходів, що відповідають зональним (а також регіональним і локальним) екологічним умовам. Теорія адаптивної фіторекультивациі крім адаптаціогенетичної новизни також пов'язана з фітологічною, фітоценотичною та екологічною парадигмами промислової ботаніки, адаптивним землеробством і рослинництвом.

Адаптивна фіторекультивация<sup>4847</sup> спрямована на використання адаптивних можливостей зональної флори (в певних випадках інтродуцентів) в умовах щойно відновлених відвальних урочищ для продукційних і рекреаційних цілей, забезпечення зеленого будівництва, можливого лісівництва.

При адаптивній фіторекультивациі контролююча та регулююча діяльність людини спрямована на забезпечення початкової та інших стадій розвитку створюваних угруповань, захист від натиску видів диких флори та фауни.

У багатоспрямованості фіторекультивациі та пост-рекультивацийного використання порушених земель, відвалів гірничо-збагачувальних комбінатів, де переважають скельні, щербеністі субстрати суттєвого значення набувають ще й рекреаційні можливості цих техногенно перетворених ділянок ландшафтів. Відвали за межами забруднення атмосфери, далеко за міською межею відрізняються різноманіттям рельєфних утворень, буйністю рослинності в процесі природного заростання цих просторів травами, чагарниками і деревними породами. Все це або стимулюється діяльністю людини адаптивними заходами або доповнюються посівами та насадженнями. Такі площі регулюються лісотехнічно і можуть бути просторами рекреаційного призначення. В цьому напрямку рекреаційного лісівництва ставляться задачі створення і збереження екологічних меліоруючих, естетичних цінностей таких

масивів, примноження і розширення сфери їх рекреаційного значення. **Специфіка рекреаційних лісів в порушених землях потребує:** 1) протиерозійних заходів; 2) захисту та охорони насаджень, особливо молодих; 3) використання добрив (стимулююча відновлюваність); 4) розробки спеціальних напрямів зеленої архітектури; 5) підвищення декоративності; 6) планування та реалізація фіторекультивациї на нових основах.

**Для угруповань, які спонтанно чи антропо створюються на порушених землях в процесі фіторекультивациї властиві такі закономірності<sup>4848</sup>:**

1) кожне угруповання реагує на вплив людини відповідно своєї організованості, умов середовища та походження;

2) угруповання різного походження без контролю людини розвиваються в напрямку зонального типу;

3) антропні впливи можуть викликати непрогнозовані зміни (флюктуації та сукцесії);

4) будь-яке зведення рослинного покриву викликає неспецифічне розмноження властивих зоні бур'янів;

5) порушення розвитку угруповання на будь-якій стадії повертає його назад на вихідні позиції;

6) чим більше сила антропоного впливу, тим більше модифікуються угруповання за рахунок випадання або зміни життєдіяльності нестихійних видів;

7) кожна модифікація є специфічною, але реакція відновлення, в кінцевому підсумку, має неспецифічні риси у вигляді фази короткоживучих або однорічних трав, якщо такі порушення є сутнісними.

Адаптивна фіторекультивация<sup>4849</sup> в своїй стратегічній зорієнтованості визначається на основі закономірностей і особливостей сингенезу, тобто природного розвитку рослинності в порушених землях, в яких вона має бути реалізована та в яких, при повному зведенні рослинного та ґрунтового покриву або їх сутнісних порушеннях, на новоутворених субстратах чи винесених на земну поверхню земних породах, природно формуються та змінюються в процесі сукцесій рослинні угруповання.

Для поглиблення теорії та практики адаптивної фіторекультивациї об'єктивно необхідним є дослідження сингенезу, насамперед формуючого<sup>4850</sup>, як природного відтворення рослинного покриву відповідно гомеостатичним особливостям зонального ландшафту, зокрема біоти та, насамперед, рослинності. В такому напрямі, крім теоретичних розробок та польових екологічних та геоботанічних досліджень, на нашу думку, значну вагу слід придати експериментальному методу, що виходить з уявлень експериментальної геоботаніки<sup>4851 4852</sup> і фітоценології<sup>4853</sup>. Це має вираз в експериментальних сукцесіях, які імітують природні процеси різних фаз і

стадій відновлення рослинного покриву в порушених різною мірою екотопах. У побудованій нами програмі в різних екотопах відвалів гірничо-збагачувальних комбінатів моделюються експериментальні ецезис (одно- та багатократний), конкурентні, ецезисні, пожежні, альтернативні ценохорні сукцесії, вилучення видів, зміни щільності рослин, загальне або видоспецифічне змінення хімізму, трофності зволоженості субстратів, зведення рослинності (суцільне смуговидне, переривчасте, мозаїчне), механічні порушення рослин, витоптування, землювання, піскування, комбінування експериментальних видів, їх деталізація та дублювання. Експериментальні ецезисні сукцесії – це підси́ви різних видів з достатнім набором варіантів, ценохорні сукцесії – підси́ви насіння з сусідніх не схожих угруповань, алелопатичні сукцесії (у основному різні варіанти насаджень, внесення біомаси різних видів в субстрат і на його поверхню, поливи екстрактами, що імітують дію водорозчинних рослинних речовин, які вимиваються опадами. Широким доповнюючим фоном експериментів є безпосередньо та об'єктивно існуючі ситуації, які створюються в кар'єрно-відвальних урочищах при різному (не тільки виробничому) втручанні людини, коли території відвалів використовуються для випасу худоби, збирання, косіння трав та з притаманним засміченням, складуванням виробничих та побутових відходів (сміття), випалюванням окремих ділянок рослинності (випадкового чи навмисного)<sup>4854</sup>.

Природне заростання субстратів гірських порід, так само як і оголених зональних ґрунтів, є складним процесом, фази і стадії якого характеризуються послідовними рядами (серіями) проміжних рослинних утворень в напрямі досягнення більш або менш стабільного природного, характерного для даної зони, стану. Сукцесії, як докорінні зміни рослинних угруповань, прослідковуються в практичних дослідженнях і можуть експериментально моделюватися шляхом втручання в будь-який період природного процесу відтворення рослинності. Це дозволить одержати фактологічний матеріал для визначення реакцій угруповань на різних етапах розвитку щодо природних або експериментальних порушень ходу природних процесів.

**Методи створення штучних угруповань сільськогосподарського призначення**<sup>4855</sup>. Сільськогосподарське освоєння порушених земель передбачає одержання продукції з перших п'яти років освоєння, у зв'язку з чим роботи ведуться як щодо розробки способів меліорації заскладованих у відвали розкривних порід з метою поліпшення їх властивостей для рослин, так і щодо підбору асортименту рослин та розробки схем сівозмін.

Створення на відвалах сільськогосподарських угідь може вестися у двох напрямках:

- на породах (субстратах), властивості яких покращуються шляхом покриття їх гумусовим шаром ґрунту;
- безпосередньо на породах (субстратах), заскладованих у відвали.

У першому напрямі, який ще відомий під назвою "землювання", поверхня відвалів покривається шаром родючого ґрунту або потенційно родючих порід товщиною 0,5-2 м, залежно від типу ґрунту, з яких формують поверхневий шар відвалу.

А лесовидні суглинки для використання під сільськогосподарську рекультивацію можна не покривати родючим шаром ґрунту, а агрохімічні властивості їх покращуються за рахунок внесення підвищених норм органічних і мінеральних добрив.

У сільськогосподарській рекультивації великі вимоги ставлять-ся до підбору культур. На думку багатьох учених, під час підбору культур для такої рекультивації необхідно передбачити їх певну логічну послідовність, поєднавши з прийнятими етапами рекультивації. Наприклад, як засвідчили наші дослідження на території порушених земель Передкарпатського сірконосного басейну, в перші роки сільськогосподарської рекультивації необхідно вирощувати менш вибагливі до родючості ґрунту культури, які одночасно поліпшують його (багаторічні й однорічні трави, гречку та ін.), на другому етапі, тобто на 2-3 році рекультивації, - озимі та ярі зернові, кукурудзу, і лише після так званого фітомеліоративного періоду у деяких випадках (наприклад, на гідровідвалах, внутрішніх і зовнішніх відвалах, покритих родючим шаром ґрунту) можна вирощувати навіть просапні культури (кормові буряки, картоплю, капусту).

Продуктивність культур, що вирощуються на відпрацьованих відвалах, значною мірою залежить і від технології їх вирощування. Вона повинна мати локальний характер і передбачати використання конкретних систем обробітку ґрунту, удобрення і захисту рослин від хвороб, шкідників і бур'янів.

**Методи створення штучних лісових угруповань**<sup>4856</sup>. У біологічній рекультивації штучні лісові угруповання можуть передбачати різне призначення. Наприклад, у районах з недостатнім зволоженням штучні лісові посадки служать джерелом регулювання водного режиму, в малолісистих районах збільшують лісистість, а також виконують функцію полезахисних насаджень на рекультивованих землях.

Необхідність проведення лісової рекультивації у багатьох випадках обумовлена різким зменшенням лісопокривної площі в районах діяльності гірничих підприємств. Одним з основних призначень лісової рекультивації вважається поліпшення несприятливих умов середовища шляхом створення лісів озеленувального, протиерозійного і санітарного призначення. У приміських зонах порушені землі можуть бути відведені під будівництво лісопарків, до складу структури яких входять як посадки деревних, так і організація зелених територій у вигляді газонів і квітників.

Характер меліоративних заходів, спрямованих на підготовку територій для проведення лісової рекультивації, визначається типом розкритих порід і їх

сумішей, заскладованих у відвали. Для лісової рекультивації придатні породи і відвали, які малопридатні для сільськогосподарської рекультивації.

Одним із найпростіших способів біологічної меліорації розкритих порід, призначених для лісової рекультивації, є використання бобових рослин-піонерів (люпин багаторічний, буркун та ін.), які здатні нагромаджувати атмосферний азот за рахунок фіксації його бульбочковими бактеріями, а також за рахунок їхньої вегетативної маси сприяти нагромадженню органічної речовини. Із деревних рослин піонерами освоєння земель, порушених промисловими розробками корисних копалин, служать такі види, як береза, чорна і сіра вільха, верба та ін.

Способи меліоративної підготовки територій для проведення лісової рекультивації різні та визначаються місцевими умовами. Зокрема, в тому випадку, коли розкриті породи, що заскладовані у відвал, нетоксичні і за своїми фізико-хімічними властивостями придатні для росту деревних рослин (лесовидні суглинки і леси), можна проводити лісопосадки безпосередньо на цих породах. В інших випадках, наприклад на пісках, крейдяних і мергельних породах, глинах різного гранулометричного складу (середніх і важких), сланцях різного ступеня вивітрювання, створення лісових культур можливе за умови застосування мінеральних добрив.

Лісова рекультивація територій, порушених промисловими розробками корисних копалин, як правило, переважає в районах лісової зони, там, де в результаті видобутку корисних копалин значно знищений лісовий покрив.

Дослідженнями доведено, що в деяких випадках за наявності поблизу джерел занесення насіння деревних рослин заростання відвалів відбувається не тільки за рахунок трав'янистих, але й деревних видів рослин. Тому, розробляючи питання лісової рекультивації, необхідно враховувати не тільки властивості самих відвалів, але й характер природного рослинного покриву на них, що дозволяє вирішувати питання про доцільність штучного лісовирощування або поліпшення умов для природного рослинного покриву.

Основна тенденція у виборі асортименту деревних рослин для лісової рекультивації повинна бути спрямована на використання видів місцевої флори, екологічно пристосованих до умов існування у певній ґрунтово-кліматичній зоні.

Вітчизняна і зарубіжна практика створення лісових культур на відпрацьованих відвалах володіє даними про використання аеро- і гідропосіву насіння деревних культур, механізовану посадку 2-3-річних саджанців і посадки вручну як молодих, так і дорослих рослин. Для поліпшення умов росту деревних культур на відвалах доцільно засівати міжряддя багаторічними бобовими травами.

**Методи створення штучних угруповань декоративного призначення**<sup>4857</sup>. Штучні декоративні угруповання вважаються структурними

елементами кожного населеного пункту. Вони виконують багато функцій. Зокрема, це створення найбільш сприятливих умов мікроклімату в містах за рахунок деякого зниження температури й підвищення вологості повітря влітку під пологом лісових насаджень і зменшення амплітуди коливання температур у зимовий період, швидкості вітру та поглинання звукових хвиль тощо.

Особливо велика роль зелених територій у містах як засобу очищення атмосфери від промислових забруднень і підтримання в оптимумі її газового стану.

***Створення садів і парків на техногенних ландшафтах***<sup>4858</sup> – новий напрям досліджень, який вимагає участі не тільки біологів, але й архітекторів та землевпорядників.

Під час створення садів і парків у містах на територіях, порушених промисловістю, необхідно враховувати не тільки кількісний показник, тобто число квадратних метрів зеленої площі на людину, але й найбільш доцільний спосіб її розміщення.

Створенню садів і парків на територіях, порушених промисловістю, повинно передувати детальне вивчення екологічних умов особливостей техногенного рельєфу, водного і повітряного режимів, агрохімічних показників субстратів, що складають відвали, та інтерпретацію цих даних для конкретних типів рослинності, які передбачено використовувати на певному об'єкті.

До складу садово-паркових комплексів, створюваних на територіях, порушених промисловістю, можуть входити як деревні та чагарникові, так і квіткові рослини.

## РОЗДІЛ 4. ІННОВАЦІЙНІ ПІДХОДИ ДО ФІТОРЕКУЛЬТИВАЦІЇ ҐРУНТІВ (ЗЕМЕЛЬ)

### 4.1. Фіторекультивуація рекреаційно-дегресивних земель: причина утворення, фітомеліоративні заходи

Зважаючи на перелік класифікації землі рекреаційного призначення, їх можна розподілити на 3 групи:

- земельні ділянки, на яких розташовані природні рекреаційні ресурси;
- землі, на яких розташовані штучно створені рекреаційні ресурси (будинки рибалок і мисливці» тощо);
- комплексні земельні ділянки, де розташовані як природні, так і штучні рекреаційні ресурси (дачі, туристичні бази тощо).

До земельних ділянок, на яких розташовані природні рекреаційні ресурси належать ділянки зелених зон і зелених насаджень міст та інших населених пунктів, навчально-туристських та екологічних стежок, мальовничі місця, що є об'єктами туризму, тощо.

Однією з основних характерних особливостей земель рекреаційного призначення є наявність зелених насаджень.

Зелені насадження – це деревна, чагарникова, квіткова та трав'яна рослинність природного і штучного походження на визначеній території населеного пункту.

Зелені насадження класифікують наступним чином:

**Зелені насадження загального користування** – зелені насадження, які розташовані на території загальноміських і районних парків, спеціалізованих парків, парків культури та відпочинку; на територіях зоопарків та ботанічних садів, міських садів і садів житлових районів, міжквартальних або при групі житлових будинків; скверів, бульварів, насадження на схилах, набережних, лісопарків, лугопарків, гідропарків та інших, з вільним доступом для відпочинку;

**Зелені насадження обмеженого користування** – насадження на територіях громадських і житлових будинків, шкіл, дитячих установ, вищих та середніх спеціальних навчальних закладів, профтехучилищ, закладів охорони здоров'я, промислових підприємств і складських зон, санаторіїв, культурно-освітніх і спортивно-оздоровчих установ та інші;

**Зелені насадження спеціального призначення:**

- насадження транспортних магістралей і вулиць;
- на ділянках санітарно-захисних зон довкола промислових підприємств;



– виставок, кладовищ і крематоріїв, ліній електро-передач високої напруги;

– лісомеліоративні, водоохоронні, вітрозахисні, протиерозійні, насадження розсадників, квітникарських господарств, пришляхові насадження в межах населених пунктів.

Рівень озеленення території житлової забудови має бути не менше 40 %, промпідприємств – 30 %, ділянок шкіл і дитячих дошкільних закладів — 80 %, лікарень – не менше 60 %

Площа земель в Україні, які придатні для рекреаційного використання, становить в межах від 8 млн. га до 20 млн. га, тобто це майже третина території країни. Такі об'єкти можна використовувати для культурно-розважального відпочинку, однак з розумним підходом та відповідно допустимого рекреаційного навантаження без його порушення.

На сьогодні рекреаційна діяльність вважається дуже вигідним та привабливим напрямком для підвищення рівня економіки країни. Проте, використовуючи природні ресурси, необхідно подбати про їх відновлення. На жаль, на сьогодні недостатньо розроблена нормативно-законодавча база щодо об'єктів природно-заповідного фонду України.

Рекреаційну дигресію в усіх природних екосистемах спричиняє тривале навантаження на територіальні ділянки. На землях утворюється різноманітний спектр чергування елементів рельєфу. Із активним впливом людської діяльності на природне середовище зростає кількість шкідливих побутових відходів, одночасно із цим збільшується кількість осередків розкладання вогнищ. Також відмічається стрімкий перехід від стежкового витоптування до площинного, що призводить до негативних змін компонентів екосистеми.

Зменшення рослинного покриву призводить до зменшення вмісту органічної речовини в ґрунті, що призводить до збільшення кількості рекреаційно-дегресивних земель. За даними проведених досліджень науковців Львівського національного університету імені Івана Франка суттєвою ознакою рекреаційної дигресії є стан лісової підстилки, так як знижується її кількість і запаси. На порушених ділянках підстилка ущільнюється, подрібнюється і може виноситись за межі території як антропогенними, так і природними об'єктами.

Самостійне відтворення рослинного покриву утруднюється, так як при значному його ушкодженні знищується насіння рослин.

У випадку прогресування дигресії частка різновидів поступово зменшується, практично до повного зникнення. На середньо порушених ділянках відмічають локальні прояви рослинності, тоді як на сильно порушених вона відсутня.<sup>4859 4860 4861</sup>

Рекреація є своєрідним видом антропогенної діяльності, який суттєво впливає та змінює природне середовище шляхом хімічних, механічних та інших факторів, діапазон та інтенсивність яких залежать від виду рекреаційної діяльності, тобто способу використання природних ресурсів.

Усі основні види рекреаційного природокористування (земле-, лісо-, водо- і надракористування) пов'язані з прямим використанням природних ресурсів.

При цьому ресурси в процесі рекреаційної діяльності можуть бути або вичерпними, або невичерпними, наприклад, використання водних ресурсів в лікувально-оздоровчій рекреації і експлуатація водних об'єктів для пляжно-купального відпочинку відповідно.

Переважаю надмірно високий рівень рекреаційного природокористування призводить до збіднення або деградації природних ресурсів. Наприклад, часте відвідування пляжів відпочивальниками нерідко призводять не лише до порушення водних екосистем, але і до дигресії прибережних природних комплексів<sup>4862 4863</sup>. Ведучою проблемою з розвитком туризму є збереження рекреаційних ландшафтів. Це обумовлено як невмілою організацією туристичних компаній і безкультурністю відпочивальників, так і неналежним контролем наглядових органів за дотриманням природоохоронного законодавства. Зокрема відбувається незаконне вирубування і ушкодження дерев і кущів, захаращення рекреаційних територій побутовим сміттям, порушуються землі і забруднюються ґрунти, зіпсовується і знищується рослинний покрив та ін. Екологічні наслідки випасу худоби в цілому схожі з рекреаційною дигресією ґрунтово-рослинного покриву і проявляються в ущільненні, рідше розпушуванні ґрунтів, знищенні і зміні складу травостоя і підзростання, зниженні змісту біофільних елементів в ґрунті і ін.

На складові природного комплексу, переважно ґрунтового і рослинного покриву, суттєво впливають рекреанти, автотранспорт та тварини. Узагальнюючи їх вплив на ґрунтово-рослинний покрив, можна виділити біологічну, хімічну і фізичну групи чинників такої дії. Перші дві групи пов'язані з додаванням або навпроти винесенням елементів, які не характерні і відповідно нетипові для первинного природного комплексу ділянок рекреації. Що стосується фізичної дії на ґрунти і рослинність, то вона об'єднує різні чинники (ущільнення, руйнування, нагрівання і ін.). Найбільш поширеним і вагомим з них є витоштування, яке оцінюється через рекреаційні навантаження і виражається числом рекреантів, відвідуючих ділянку (чол./га) за обліковий період часу (день, сезон, рік).

Значному порушенню рекреаційних ландшафтів підлягає рослинний покрив - травостій, підріст і підлісок. Основні зміни цих груп рослинності на ділянках неорганізованого масового відпочинку пов'язані із скороченням площі їх поширення і зміною видового складу, а для травостоя в повсюдному розростанні космополітних і смітних видів. Подібні зміни призводять до формування специфічних рекреаційних ландшафтів з чітко вираженими зонами різнорівневих змін рослинного покриву.

Максимальним порушенням рослинного покриву підлягають дороги, стежки, обідні зони і інших функціональні елементи ділянок рекреації, в межах яких рослинність зберігається лише фрагментарно або відсутня повністю. Зони мінімальної і середньої руйнації є перехідними і прилягають до територій з аборигенною (фоновією) і максимально порушеною рослинністю відповідно.

Витоштування є головною причиною формування рекреаційних ландшафтів з характерною зональною будовою порушеного рослинного

покриву, спрямовані зміни якого виражені не лише в просторі, але і в часі, тобто синхронізовані з розвитком процесів дигресії. Як приклад можна виділити 3 основних стадії формування дорожньої мережі: початкова, при якій змінюється склад травостою, але зберігається висока ступінь його проектного покриття; середня, із вже чітко проявленими коліями, позбавленими рослинності; кінцева, яка являє собою вже полотно ґрунтової дороги без рослинного покриву.



Рисунок 4.1 – Стадії формування дорожньої мережі на ділянках неорганізованого масового відпочинку: I – початкова (рослинність зберігається), II – середня (поява дорожньої колії, позбавленої рослинного покриву), III – кінцева (рослинність відсутня)

Іншим прикладом просторово-часової зміни травостою ділянок рекреації є відмінності фенологічних фаз його розвитку в зонах з різним ступенем порушення ґрунтового покриву. Вони пояснюються порушенням життєвих циклів трав'янистих рослин, які викликані ущільненням кореневого шару ґрунту і подальшою зміною його водно-повітряного режиму, а також зниженням доступних для рослин поживних речовин.<sup>4864</sup>

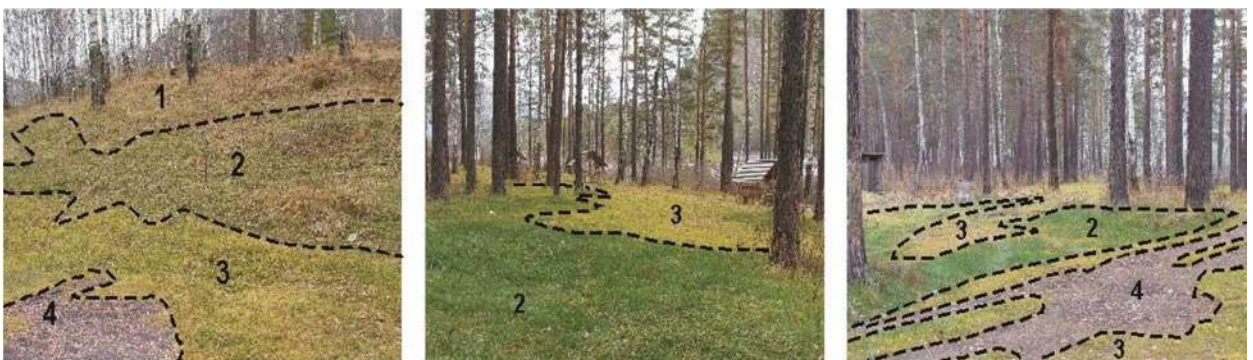


Рисунок 4.2 – Зональність видового складу і фенологічних фаз розвитку трав'янистої рослинності на ділянках неорганізованого масового відпочинку: 1-4 - зони стану рослинності: 1 – зона, де переважає середньотрав'я у фазі відмирання (1 стадія дигресії надґрунтового покриву); 2 – зона, де переважає низькотрав'я у фазі вторинної вегетації (2 стадія); 3 – зона, де переважає низькотрав'я у фазі відмирання (3 стадія); 4 – зона відсутності трав'янистого покриву (4-5 стадії дигресії)

Як зазначалось вище, на ділянках неорганізованого масового відпочинку на ґрунтовий покрив дію чинять різні чинники, з яких в екологічному аспекті найбільш значимим є витоптування, яке сприяє ущільненню ґрунтів, іноді їх переущільненню з утворенням "ґрунтової" кірки, а також зміні їх фізичних властивостей і хімічного складу.

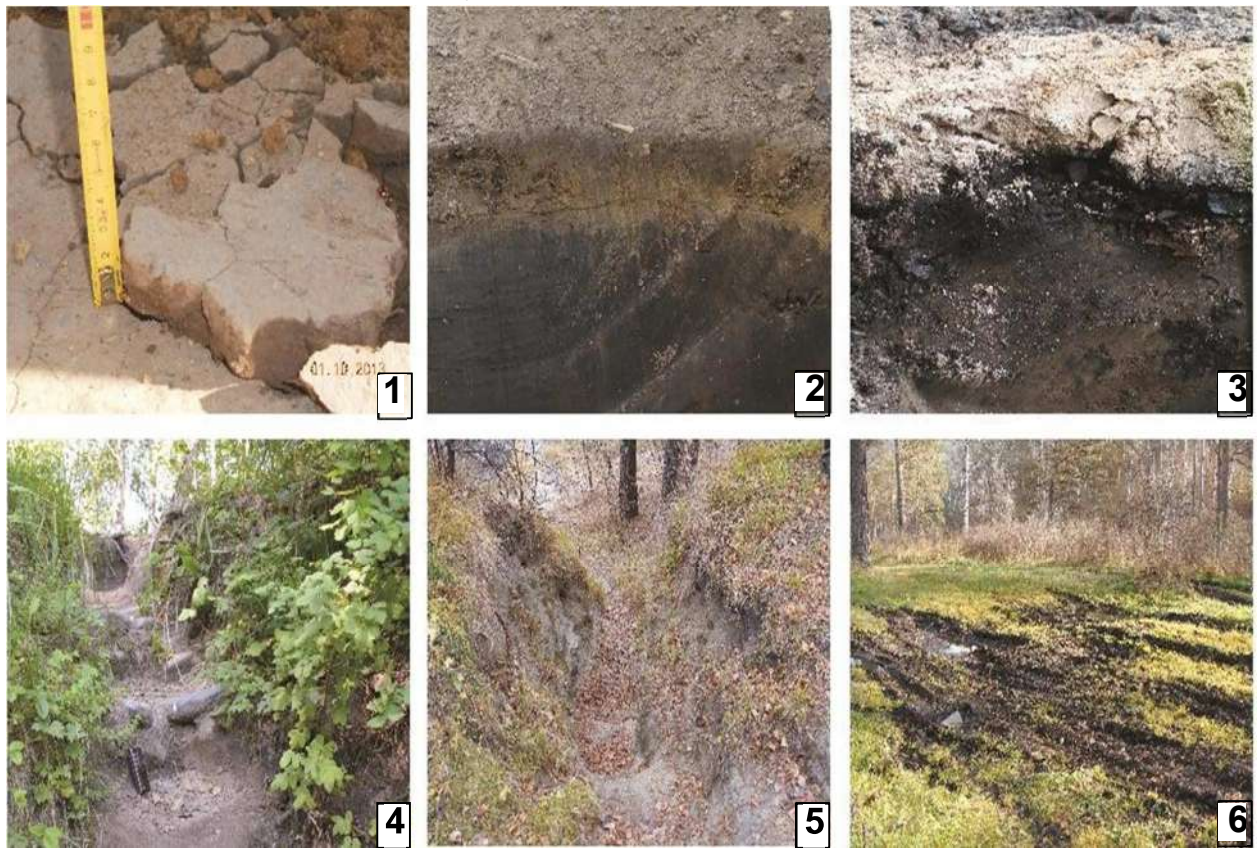


Рисунок 4.3 – Наслідки фізичної дії неорганізованого масового відпочинку на ґрунти ділянок рекреації: 1 – «ґрунтова кірка» (наслідки переущільнення ґрунту); 2 – нанос піщаного матеріалу на поверхні ґрунту; 3 – випалений гумусовий горизонт в місцях вогнищ; 4-6 – механічне порушення ґрунтів: 4 – ступінчастий спуск до річки, 5 – те ж розмитий тимчасовим водотоком, 6 – форми дорожньої ерозії ґрунтів при буксуванні автотранспорту

Своєрідним видом дії на ґрунти ділянок неорганізованої рекреації є перекриття їх родючого шару. Як приклад може бути нанесення фракції піску алювіальних відкладень річок на поверхню стежок і ґрунтових доріг при переміщенні автотранспорту і людей (рис. 4.3).

На ділянках частково організованої рекреації, де з метою запобігання дорожньої ерозії відбувається відсіпання піщано-гальковим алювієм з'їздів, окремих ділянок доріг і стоянок туристів (рис.4.4). Цей тип перекриття є цілеспрямованим організаційним заходом, який сприяє мінімізації рекреаційної дії на ґрунтовий покрив.



Рисунок 4.4 – Приклади перекриття ґрунтів піщано-гальковою сумішшю на ділянках неорганізованої рекреації: 1 – з'їзд з автодороги, 2 – ділянка ґрунтової дороги, 3 – майданчик для туристської стоянки

Одним із наслідків ущільнення ґрунтів також є їх зниження. Це явище спостерігається на таких стадіях дигресії, які відносяться до сильно порушених функціональних елементів таких ділянок - доріг, стежок, обідніх зон і ін. (рис. 4.5).



Рисунок 4.5 – Величина зниження витоптаного поверхні ґрунтів на ділянках неорганізованого масового відпочинку

На цих стадіях рекреаційної дигресії сірі лісові ґрунти характеризуються уже сильно зміненим профілем. В них, як правило, відсутній або слабо виражений надґрунтовий горизонт лісової підстилки, а горизонт А являє собою сильно ущільнену (злиту, безструктурну) брилисту масу до 13-15 см.

Нерівномірний розподіл механічних навантажень на площу ділянок неорганізованого масового відпочинку призводить до контрастної зміни більшості фізичних характеристик ґрунтового покриття, причому як по горизонталі, так і за профілем ґрунтів. Максимальна твердість на поверхні ґрунту відбувається на ділянках, які активно використовуються – дороги, стежки, обідні зони і мвсця вогнищ.

У переущільнених ґрунтах таких територій одними з перших змінюються їх водно-фізичні показники, зокрема, водопроникність, що обумовлює здатність ґрунту вбирати необхідну для біоти вологу. Водопроникність помітно знижується в суглинних ґрунтах вже на 2-ій стадії дигресії, а в супіщаних ґрунтах на 3-ій стадії.

Наслідки ущільнення верхньої частини профілю ґрунту і утворення ґрунтової кірки призводять до руйнування структури ґрунту і, як наслідок, до зникнення великих пор, що беруть участь в переміщенні і випаровуванні внутрішньоґрунтової вологи і повітря. Порушення цих процесів сприяє висушенню ґрунту, а на ділянках з надмірним зволоженням створює умови, що призводять до формування локальних зон малорухомих порових вод.

До фізичних властивостей ґрунтів рекреаційних ділянок належить особливість їх термічного режиму. У теплий період року такі ґрунти позбавлені захисного рослинного покриву, що призводить до їх інтенсивнішого прогрівання, глибина поширення якого на відміну від інших фізичних властивостей, у тому числі твердості, перевищує 0,5 м. Порушення термічного режиму ґрунтів рекреаційних ділянок характерні і для холодного періоду року.

Хімічний склад ґрунтів при неорганізованому масовому відпочинку піддається меншій зміні, ніж більшість їх фізичних властивостей. Це пов'язано з тим, що на ділянках рекреації слабо виражено хімічне забруднення ґрунтів і відсутні чинники, що інтенсивно впливають на перерозподіл хімічних елементів і їх з'єднань.<sup>4865 4866 4867 4868</sup>

Відомо, що основні ознаки елементного складу ґрунту наслідують від материнських ґрунтоутворюючих порід. Ґрунти під впливом різних фізичних і хімічних процесів створюють умови, необхідні для утворення доступних рослинам форм азоту, фосфору, калію, мікроелементів і ін.

На ділянках неорганізованої рекреації спостерігається підлугування поверхневого горизонту ґрунтів, яке обумовлене, в основному, збільшенням їх карбонатності на тлі відносного зниження вмісту обмінного кальцію.

Для поверхневого горизонту «рекреаційних» ґрунтів характерно знижене значення місткості катіонного обміну, а також вміст гумусу і п'ятиокису фосфору, які необхідні для нормального росту і розвитку рослин. Головними причинами подібних негативних змін є вибивання гумусового шару, ущільнення і порушення водно-фізичних властивостей верхніх горизонтів ґрунтів, де відбуваються основні біогеохімічні процеси, у тому числі процеси окислення фосфору.

Окрім охарактеризованих змін властивостей і складу "рекреаційних" ґрунтів, намічено помітне зниження їх целюлозолітичної активності, що вказує на зменшення їх біологічної активності, головним чином, із-за деградації гумусового шару, який містить мікроорганізми.

Одним із основних видів порушення деревостою на ділянках неорганізованого масового відпочинку є механічні ушкодження його стовбурів і гілок, оголення коренів в результаті витоптування, пірогенні опіки і ін. Ці негативні наслідки рекреації призводять до загального послаблення

деревостою і можуть стати причиною активізації шкідників і хвороб лісу (рис. 4.6).

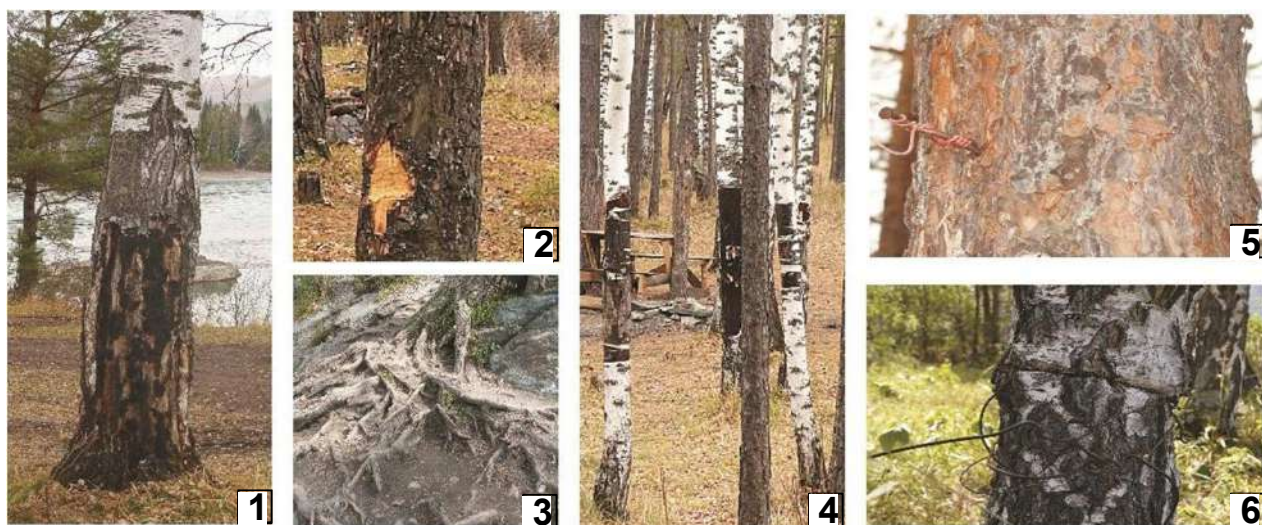


Рисунок 4.6 – Типові механічні порушення деревостою на ділянках неорганізованого масового відпочинку рекреаційного району: Ушкодження дерев : 1 – сліди пожеж; 2 – засічки, затеси; 3 – оголені корені; 4 – оголені частини стволів; 5 – вбиті цвяхи, скоби; 6 – перетяги на стволах від дроту

Негативний вплив на деревні види чинять викиди автотранспорту, які в поєднанні з іншими чинниками рекреаційного впливу можуть призводити до таких віддалених наслідків як передчасна дефоліація, хлорози, некрози, проріджування крони, погіршення санітарного стану дерев, а в окремих випадках і до розвитку патологій (бактеріальні нарости, розвиток укорочених пагонів і ін. (рис. 4.7).

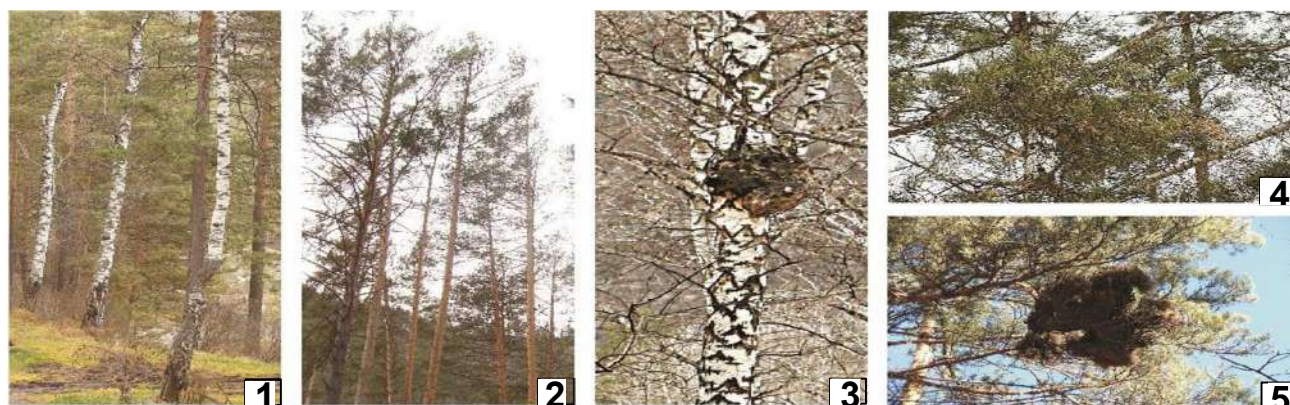


Рисунок 4.7 – Віддалені наслідки дії неорганізованого масового відпочинку на деревостій рекреаційного району: 1 – всихання берези повислої; 2 – проріджування крони сосни звичайної; 3 – утворення бактерійних наростів на березі; 4 – розвиток некрозів хвої сосни; 5 – утворення «відьомських віників» у сосни

До віддалених наслідків дії рекреації також відносяться зміни, пов'язані з порушенням морфо-анатомічних, біофізичних, біохімічних характеристик стану деревостою. Частина з них є індикаторами стану доквілля і може бути використана при оцінці екологічного стану природних комплексів рекреаційних територій

**Фітомеліоративні заходи рекреаційно-дегресійних земель.** При площинному виду рекреаційної дигресії, тобто коли, наприклад, витоптується уся територія, окрім незначних ділянок землі навколо дерев та лінійному, коли витоптування землі відбувається вздовж стежок і доріг, створюють щільні захисні насадження з дерев і кущів, використовуючи колючі насадження з терену, шипшини, глоду, аличі, барбарису. На узліссі висаджують світлолюбиві види, а під кроною дерев – тіневитривалі.

Якщо ж дегресією ушкоджені галявини, то фітомеліоративні заходи полягають у залужненні або посадці ґрунтопокривних рослин, таких як барвінку, плюща, кизильників, ялівця козацького.

При визначенні фітомеліоративної ефективності рекультивуючих систем використовуються непрямі показники, такі як, наприклад, вміст гумусу в ґрунті до рекультивації і після протікання визначеного періоду після введення в дію фітомеліоративної системи, тобто швидкість гумусоутворення в нових умовах.

Найбільшою ефективністю вирізняються багатовидові, багатоярусні фітомеліоративні системи деревинно-чагарникових насаджень. Трав'янисті рудеральні угруповання в цілому поступаються за ефективністю природній трав'янистим і деревинно-чагарниковим, але, проте, виконують ряд важливих функцій в урбоєкосистемі: закріплюють порушені субстрати, перешкоджаючи запиленню атмосфери, поглинають значну кількість токсичних речовин, що надходять у навколишнє середовище з викидами підприємств і вихлопних газів від автотранспорту, наприклад, до 400 г свинцю/га в рік.

Різні фітомеліоративні системи функціонально доповнюють одна одну, тому в кожному великому місті доцільно використовувати всі можливі в даних умовах фітомеліоранти в комбінаціях, що дозволяють максимізувати бажаний ефект.

Серед різних властивостей видів рослин, що використовуються у фітомеліоративних системах, виділяють наступні характеристики, які мають найбільше значення для досягнення високої ефективності фітомеліоративних заходів:

- здатність виростати в широкому діапазоні умов ґрунтового багатства, визначених механічним складом і запасом поживних речовин;
- широкий діапазон толерантності до умов ґрунтового зволоження;
- у ряді випадків, коли фітомеліоративні системи створюються в специфічних едафічних умовах, для досягнення бажаного ефекту необхідно використовувати рослини, спеціалізовані в виростанні на дуже багатих або, навпаки, дуже бідних місцезростаннях або в умовах одночасного затоплення і засолу; рослини засолених місцезростань проявляють і властивості високої стійкості до газо-аерозольних викидів;



- висока стійкість (відповідно, низька чутливість) до промислового газо-аерозольного забрудненням; як правило, листопадні дерева помірних широт і трав'янисті рослини посушливих місцезростань демонструють більш високу стійкість до цього чинника, ніж, відповідно, хвойні рослини і рослини більш вологих місцезростань;

- здатність поглинати забруднюючі речовини з атмосфери або водного середовища;

- добре виражені фітонцидні властивості;

- добре виражена здібність до іонізації атмосферного повітря;

- гіллясті крони з густим листям або щільною хвоєю, що є необхідною умовою для використання рослин з метою шумопоглинання;

- високі естетичні якості: рослини з красивими, декоративними кронами, пагонами, квітками, плодами використовуються в архітектурно-планувальній фітомеліорації.

### ***Принципи створення насаджень в містах і приміських зонах.***

Головними принципами створення фітомеліоративних систем у різних функціональних зонах міст є:

принцип комплексності: рослинні системи проектуються, створюються і використовуються для досягнення не однієї, а комплексу фітомеліоративних цілей (наприклад, зменшення вмісту забруднюючих газів і аерозолів в атмосфері разом зі зниженням рівня шуму і поверхневого стоку й одночасним посиленням естетичних властивостей навколишнього середовища);

принцип відповідності складу і структури рослинного угруповання (фітоценозу) типові умов росту: природні біогеоценози безпосередньо включаються в мережу керування якістю навколишнього середовища міста, а штучні біогеоценози проектуються і створюються таким чином, що вони структурно і функціонально імітують природні.

Однак у містах, по напрямку від периферії до центра, на градієнті "лісу і природних угруповань інших типів - забудовані території" умови росту рослин стають екстремальними: збільшується сухість мікроклімату і ґрунтів, зменшується проникність ґрунтів аж до заміни їх штучними непроникними покриттями, збільшується ступінь забруднення атмосфери, ґрунтів і вод, що надходять з атмосферними опадами. В цих умовах створення повноцінних фітомеліоративних систем стає можливим лише при заміні місцевих видів інтродуцентами, екологічні характеристики яких дозволяють їм виносити екстремальні умови центральних або промислових зон міста, або в результаті проведення комплексу заходів, спрямованих на зниження ступеню гемеробності місцеперебувань. Практика використання інтродукованих видів у складі насаджень міста і приміських зон поширена повсюдно у світі. У містах України більше двох третин породного складу дерев і чагарників припадає на інтродуценти. Здійснення принципу відповідності насаджень типові місцеперебування припускає, у свою чергу, використання наступного комплексу принципів:

**Екологічні і лісотипологічні.** Видовий склад фітоценозів формується відповідно до екологічних характеристик окремих видів, таких, як відношення до механічного складу ґрунту, вмісту гумусу і поживних речовин, засолення, кислотності, зволоження ґрунтів і їх змінності, освітленості, стійкості до вмісту токсичних газів і пилу в атмосфері і т.д. Властивості окремих видів, з списку потенційно використовуваних, зпівставляються з характеристиками конкретного місця росту (за вище зазначеними параметрами), ідентифікованого з тим або іншим типом лісу або нелісових умов росту відповідно до відомих типологічних схем. Таким чином, підбирається асортимент видів, здатних рости в умовах даного лісогосподарського району і даного місцеперебування. Інтродукованим видам надається перевага у випадку, якщо їхні екологічні характеристики близькі до таких місцевих видів, але стійкість до промислового забруднення значно вища. На наступному етапі з отриманого списку виключаються види з яскраво вираженими аллелопатичними властивостями, що придушують інші види при спільному рості в змішаних насадженнях.

**Філогенетичні і біосистематичні.** В основі використання цих принципів лежать уявлення про відповідність географічних ареалів видів рослин їхнім екологічним і філогенетичним (тобто відображаючим еволюційний розвиток таксонів) особливостям: філогенетично близькі таксони займають ідентичні екологічні ніші. На основі даного принципу створюються так звані монокультурні парки і сади з дерев різних видів одного роду, володіючі високими санітарно-захисними, рекреаційними і естетичними властивостями. Ці ж принципи покладені в основу селекційної роботи з виведення нових форм (у рамках сучасних таксонів), що володіють такими властивостями, які роблять їх придатними для культивування в специфічних умовах міста.

**Естетичні.** Використовуються переважно в архітектурно-планувальній, естетичній і рекреаційній фітомеліорації при створенні пейзажних елементів насаджень. Застосовуються наступні композиційні прийоми: акцент, створення оглядових куліс і рамок, чергування відкритих і закритих просторів, контраст, використання світла і тіні, перспектива, рівновага.

Лише на основі комплексного застосування методичних принципів і підходів лісознавства, біогеоценології, фізіології, генетики і селекції рослин, ландшафтної архітектури можливе вирішення задач екологічної оптимізації сучасного урбанізованого ландшафту.

Серед різних властивостей видів рослин, що використовуються у фітомеліоративних системах, виділяють наступні характеристики, що мають найбільше значення для досягнення високої ефективності фітомеліоративних заходів:

- здатність рости в широкому діапазоні умов ґрунтового багатства, обумовленого механічним складом і запасом поживних речовин;
- широкий діапазон толерантності до умов ґрунтового зволоження;
- у ряді випадків, коли фітомеліоративні системи створюються в специфічних едафічних (ґрунтових) умовах, для досягнення бажаного ефекту необхідно використовувати рослини, спеціалізовані у рості на дуже багатих

або, навпаки, дуже бідних місцевостях, або в умовах одночасного затоплення і засолення; рослини засоленних місцевостей проявляють властивості високої стійкості до газо-аерозольних викидів;

- висока стійкість (відповідно, низька чутливість) до промислових газо-аерозольних забруднень; як правило, листопадні дерева помірних широт і трав'янисті рослини посушливих місцевостей демонструють більш високу стійкість до цього фактора, чим, відповідно, хвойні рослини і рослини більш вологих місцевостей;

- здатність поглинати забруднюючі речовини з атмосфери або водного середовища;

- добре виражені фітонцидні властивості;

- добре виражена здатність до іонізації атмосферного повітря;

- гіллясті крони з густим листям або щільною хвоєю, що є необхідною умовою для використання рослин з метою шумопоглинання;

- високі естетичні якості: рослини з красивими, декоративними кронами, паростками, квітками, плодами використовуються в архітектурно-планувальній фітомеліорації.

Списки видів рослин, що використовуються в озелененні населених пунктів України, місцевих і екзотичних з різними фітомеліоративними властивостями, приведені в табл. 4.1. та 4.2.

Таблиця 4.1

Властивості рослин, що використовуються для створення санітарно-захисних зон промислових підприємств і озеленення міст і населених пунктів з розвинутими промисловими функціями<sup>4869</sup>

Українська назва	Латинська назва	Життєва форма	Середня відносна стійкість до газопиллових викидів, бал	Поглинання SO <sub>2</sub> одною рослиною, г/вегет. період	Поглинання пилу одною рослиною, кг/вегет. період
1	2	3	4	5	6
Дуб червоний	<i>Quercus rubra</i>	дерево	4		
Клен ясенolistний	<i>Acer negundo</i>	дерево	4	30	33
Осика	<i>Populus tremula</i>	дерево	4		20
Тополя чорна	<i>Populus nigra</i>	дерево	4	180	4
Черешня звичайна	<i>Cerasus avium</i>	дерево	4		5
Шовковиця біла	<i>Morus alba</i>	дерево	4		31
Тополя канадська	<i>Populus deltoides</i>	дерево	3,8	180	34
Ясен звичайний	<i>Fraxinus excelsior</i>	дерево	3,8	170	27
Верба козяча	<i>Salix caprea</i>	дерево	3,75		
Тополя лавролиста	<i>Populus laurifolia</i>	дерево	3,75	180	15
Тополя пірамідальна	<i>Populus italica</i>	дерево	3,75	180	30
Черемшина звичайна	<i>Padus avium</i>	дерево	3,75		

Продовження табл. 4.1

1	2	3	4	5	6
Яблуня домашня	<i>Malus domestica</i>	дерево	3,75	50	5
Верба біла	<i>Salix alba</i>	дерево	3,7		36
Каштан кінський	<i>Aesculus hippocastanum</i>	дерево	3,6	100	
Айлант найвищий	<i>Ailanthus altissima</i>	дерево	3,5		24
Грузнув граболистий	<i>Ulmus caprinifolia</i>	дерево	3,5	80	IS
Дуб черешковий	<i>Quercus robur</i>	дерево	3,5		
Клен гостролистий	<i>Acer platanoides</i>	дерево	3,5	20	20
Клен польовий	<i>Acer campestre</i>	дерево	3,5		20
Липа серцелиста	<i>Tilia cordata</i>	дерево	3,5	100	
Ясен зелений	<i>Fraxinus lanceolata</i>	дерево	3,5		30
Грузнув гірський	<i>Ulmus montanus</i>	дерево	3,3	80	23
Ялина колюча	<i>Picea pungens</i>	дерево	3,3		
Тополя бальзамічна	<i>Populus balsamifera</i>	дерево	3,3	180	30
Тополя біла	<i>Populus alba</i>	дерево	3,3		30
Абрикос звичайний	<i>Armeniaca vulgaris</i>	дерево	3,25	50	5
Клен татарський	<i>Acer tataricum</i>	дерево	3,2		1
Береза бородавчаста	<i>Betula verrucosa</i>	дерево	3	90	
Грузнув гладкий	<i>Ulmus laevis</i>	дерево	3	80	18
Горобина звичайна	<i>Sorbus aucuparia</i>	дерево	3	50	5
Ялина звичайна	<i>Picea excelsa</i>	дерево	2,5		
Лох вузьколистий	<i>Eleagnus angustifolia</i>	чагарник	4		1,5
Жимолость татарська	<i>Lonicera tatarica</i>	чагарник	3,8		0,2
Шипшина (різні види)	<i>Rosa spp.</i>	чагарник	3,8		0,3
Бересклет європейський	<i>Euonymus europaea</i>	чагарник	3,7		0,6
Лох сріблистий	<i>Eleagnus argentea</i>	чагарник	3,7		2
Смородина золотава	<i>Ribes aureum</i>	чагарник	3,7		
Бирючина звичайна	<i>Ligustrum vulgare</i>	чагарник	3,6		0,3
Бузина червона	<i>Sambucus racemosa</i>	чагарник	3,6		0,4
Смородина червона	<i>Ribes rubrum</i>	чагарник	3,6		
Карагана деревоподібна	<i>Caragana arborescens</i>	чагарник	3,5		0,2
Смородина чорна	<i>Ribes nigrum</i>	чагарник	3,5		
Спірея Вангутта	<i>Spiraea [Vanhoutti]</i>	чагарник	3,5		0,4
Скумпія шкіряна	<i>Cotinus coggygria</i>	чагарник	3,4		
Спірея верболиста	<i>Spiraea salicifolia</i>	чагарник	3,3		
Барбарис звичайний	<i>Berberis vulgaris</i>	чагарник	3,25		0,3
Бузок звичайний	<i>Syringa vulgaris</i>	чагарник	3,25		1,6
Глід (різні види)	<i>Crataegus spp.</i>	чагарник	3,1		0,3
Аморфа чагарникова	<i>Amorpha fruticosa</i>	чагарник	3		0,2
Калина звичайна	<i>Viburnum opulus</i>	чагарник	3		
Виноград дикий п'ятилисточковий	<i>Partenocissus quinquefolia</i>	ліана	4,1		0,1

Таблиця 4.2

Рослини, що використовуються в сануючій, рекреаційній і естетичній  
меліорації і їхні властивості (по Лаптеву, 1998, зі змінами)<sup>4870</sup>

Українська назва	Латинська назва	Життєва форма	Фітонцидність	Зниження окислення повітря	Підвищення вмісту негативно заряджених іонів в атмосфері	Сумарна цінність
1	2	3	4	5	6	7
Магнолія крупноквіткова	<i>Magnolia grandiflora</i>	дерево вічнозелене	+			1
Дуб червоний	<i>Quercus rubra</i>	дерево листопадне	+	+	+	3
Дуб звичайний	<i>Quercus robur</i>	дерево листопадне	+	+	+	3
Верба біла	<i>Salix alba</i>	дерево листопадне	+	+	+	3
Горобина звичайна	<i>Sorbus aucuparia</i>	дерево листопадне	+	+	+	3
Каштан кінський	<i>Aesculum hippocastanum</i>	дерево листопадне	+	+		2
Клен гостролистий	<i>Acer platanoides</i>	дерево листопадне	+	+		2
Липа серцелиста	<i>Tilia cordata</i>	дерево листопадне	+	+		2
Липа широколиста	<i>Tilia platyphyllos</i>	дерево листопадне	+	+		2
Горобина арія	<i>Sorbus aria</i>	дерево листопадне	+	+		2
Айлант найвищий	<i>Ailanthus altissima</i>	дерево листопадне	+			1
Береза бородавчаста	<i>Betula verrucosa</i>	дерево листопадне	+			1
Груша звичайна	<i>Pyrus communis</i>	дерево листопадне	+			1
Платан західний	<i>Platanus occidentalis</i>	дерево листопадне	+			1
Софора японська	<i>Sophora japonica</i>	дерево листопадне	+			1
Тополя Болле	<i>Populus bolleana</i>	дерево листопадне	+			1
Черемшина звичайна	<i>Padus avium</i>	дерево листопадне	+			1
Яблуня пурпурна	<i>Malus purpurea</i>	дерево листопадне	+			1
Яблуня лісова	<i>Malus sylvestris</i>	дерево листопадне	+			1
Яблуня Недзведського	<i>Malus niedzwiedskii</i>	дерево листопадне	+			1

1	2	3	4	5	6	7
Модрина сибірська	<i>Larix sibirica</i>	дерево хвойне	+	+	+	3
Ялиця сибірська	<i>Abies sibirica</i>	дерево хвойне	+	+	+	3
Сосна звичайна	<i>Pinus sylvestris</i>	дерево хвойне	+	+	+	3
Ялина звичайна	<i>Picea excelsa</i>	дерево хвойне	+	+		2
Туя західна	<i>Thuja occidentalis</i>	дерево хвойне	+	+		2
Кедр атласький	<i>Cedrus atlantica</i>	дерево хвойне	+			1
Кедр гімалайський	<i>Cedrus deodara</i>	дерево хвойне	+			1
Кедр ліванський	<i>Cedrus libani</i>	дерево хвойне	+			1
Кипарис вічнозелений	<i>Cupressus sempervirens</i>	дерево хвойне	+			1
Кипарис лузитанський	<i>Cupressus lusitanica</i>	дерево хвойне	+			1
Сосна італійська, пінія	<i>Pinus pinea</i>	дерево хвойне	+			1
Сосна кримська	<i>Pinus pallasiana</i>	дерево хвойне	+			1
Лавр благородний	<i>Laurus nobilis</i>	чагарник вічнозелений	+			1
Магонія подуболистна	<i>Mahonia aquifolium</i>	чагарник вічнозелений	+			1
Османтус пахучий	<i>Osmanthus fragrans</i>	чагарник вічнозелений	+			1
Самшит звичайний	<i>Buxus sempervirens</i>	чагарник вічнозелений	+			1
Бузок звичайний	<i>Syringa vulgaris</i>	чагарник листопадний	+	+	+	3
Барбарис звичайний	<i>Berberis vulgaris</i>	чагарник листопадний	+	+		2
Калина звичайна	<i>Viburnum opulus</i>	чагарник листопадний	+			1
Чубушник	<i>Philadelphus coronarius</i>	чагарник листопадний	+			1
Яловець козацький	<i>Juniperus sabina</i>	чагарник хвойний	+	+	+	3

## 4.2. Фіторекультивуація хіміко-дегресивних земель: аналіз земель та підбір культур для фіторекультивуації

Економічний прогрес несе із собою не тільки позитивні складові, але і низку проблем. Ринок зацікавлений в окремих сільськогосподарських культурах, що заважає сільгоспвиробникам дотримуватись сівозмін. Для отримання високих урожаїв аграрії використовують інтенсивні технології вирощування сільськогосподарських культур, які передбачають внесення великої кількості мінеральних добрив та пестицидів. Значна частина виноситься поверхневими водами у водойми, річки, озера, моря і океани. В наслідок цього ґрунти знижують здатність до самовідновлення.

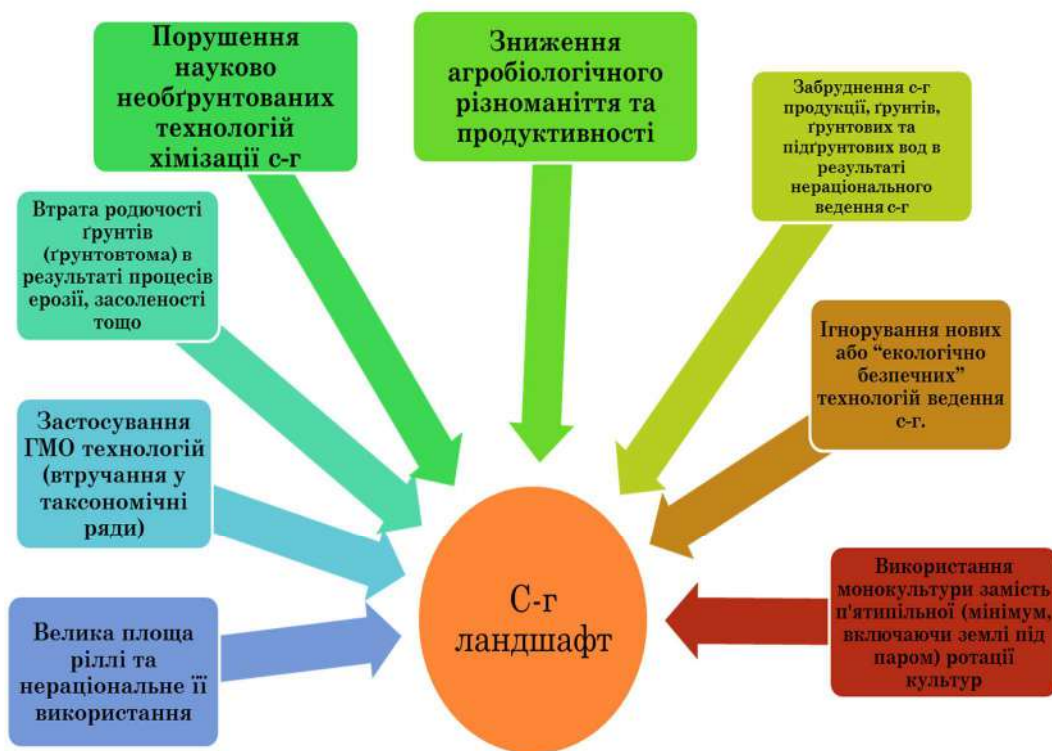


Рисунок 4.8 – Формування хімічно-депресивних земель у загальній агроекологічній проблематиці сільськогосподарських агроландшафтів<sup>4871</sup>

Найгіршим в цій ситуації є те, що погіршуються якісні характеристики земель і ґрунтів шляхом забруднення їх небезпечними речовинами. Ступінь вмісту таких речовин різна і залежить від їх виду. Завдяки широкому розмаїттю шкідливих речовин, їх прийнято групувати. До першої групи зазвичай відносять речовини, що спричиняють радіонуклідне забруднення (цезій та стронцій). Другу групу формують речовини, що входять до складу хімічних засобів захисту рослин (нітрати та пестициди). Третя група містить речовинами, які створюють промислове забруднення земель (тверді частинки, важкі метали, окисли та мінеральні кислоти). В свою чергу за ступенем екобезпеки важкі метали поділяють на три групи: I) високонебезпечні (миш'як, кадмій, ртуть, селен, свинець, цинк, фтор); II) (бор, кобальт, нікель, молібден, сурма); III) малонебезпечні (барій, ванадій, марганець, стронцій).<sup>4872</sup>  
4873 4874

До найпоширених забруднювачів земель, які істотно впливають на їхні фізичні й хімічні процеси, ріст і розвиток рослин, дію наземних і водних екосистем, є мінеральні добрива, нафтопродукти, важкі метали, радіонукліди, пестициди (рис. 4.9)<sup>4875</sup>. Слід зазначити, що для України пріоритетним залишається проблема стійких органічних забруднювачів. Її прояв можна розглядати у трьох основних складових частинах. Перша передбачає непридатні та заборонені до використання пестициди, які накопичились на території України. Друга стосується поліхлорованих дифенілів, які містяться в устаткуванні та матеріалах.

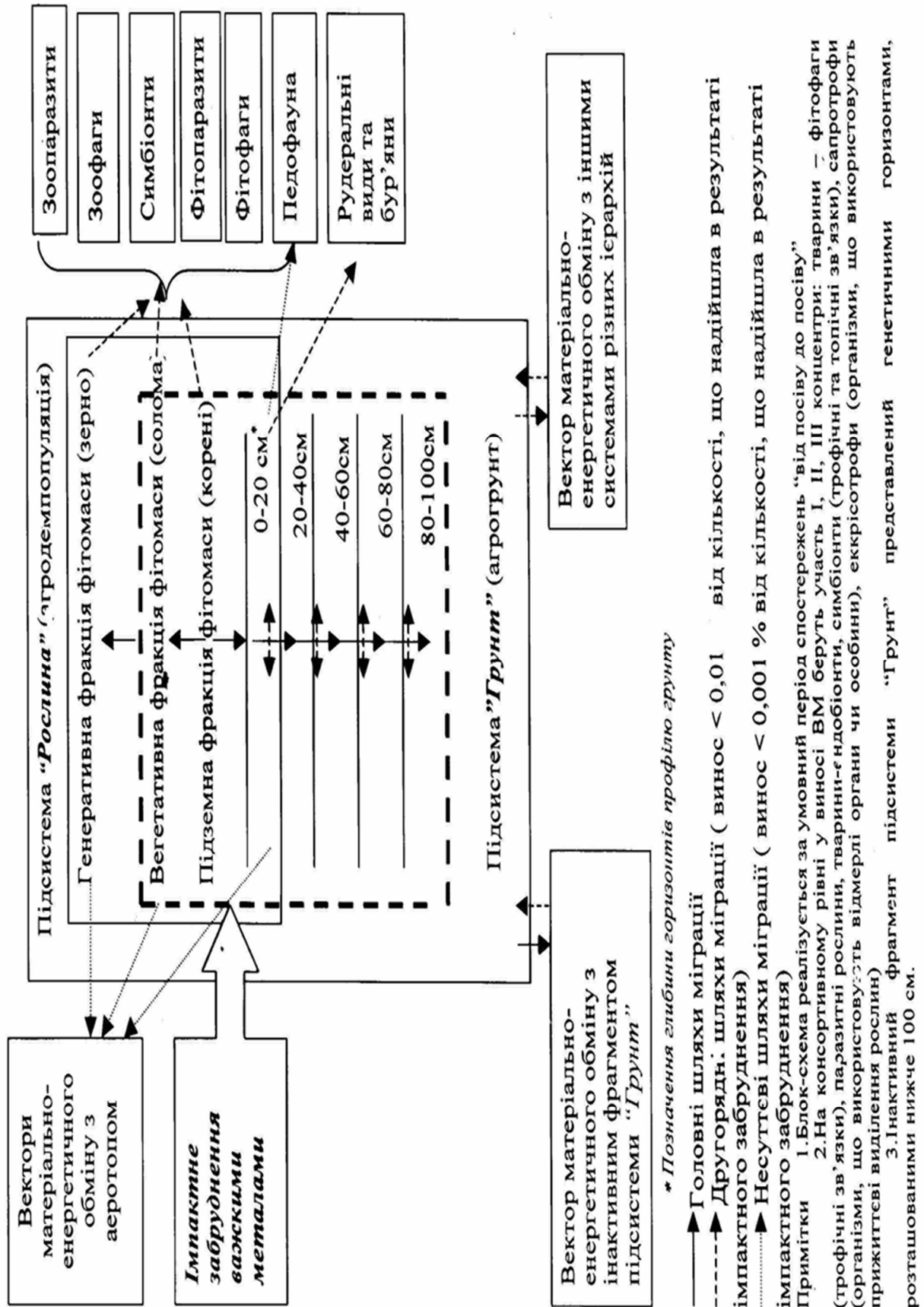
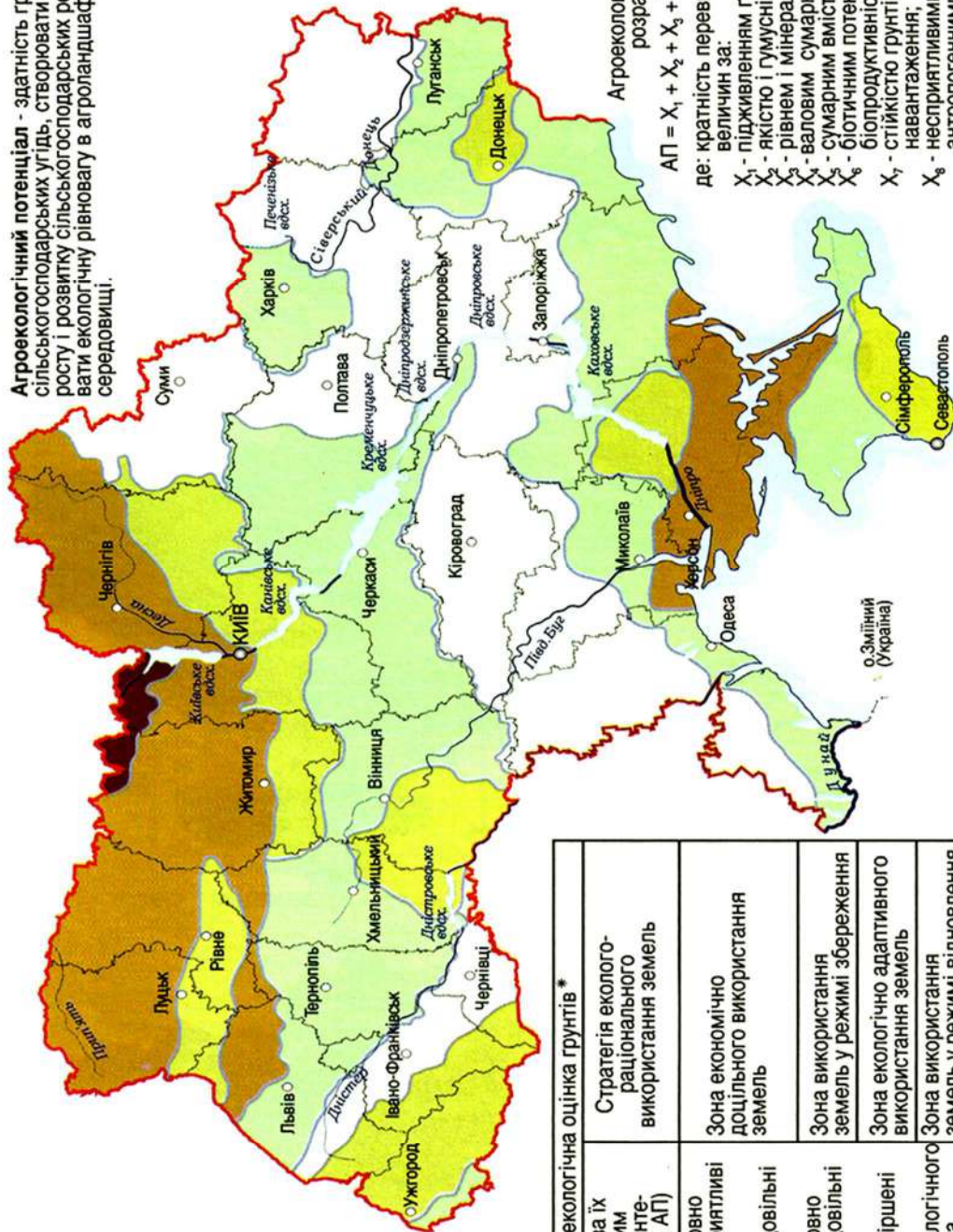


Рисунок 4.9 – Блок-схема шляхів міграції ВМ у системі ґрунт-рослина при імпактному забрудненні шару ґрунту 0-20 см<sup>4876</sup>



Агроекологічний потенціал - здатність ґрунтів виконувати функцію сільськогосподарських угідь, створювати оптимальні умови для росту і розвитку сільськогосподарських рослин, а також підтримувати екологічну рівновагу в агроландшафтах і природному середовищі.



Агроекологічна оцінка ґрунтів*	
Оцінка ґрунтів за їх агроекологічним потенціалом (синтектичні показники, АП)	Стратегія еколого-раціонального використання земель
більше +1,71	Зона економічно доцільного використання земель
+1,70	
-1,70	Зона використання земель у режимі збереження
-1,71	
-5,09	Зона екологічно адаптивного використання земель
-5,10	
-8,49	Зона використання земель у режимі відновлення
-8,50	
менше	

Межі умовних агроекологічних зон

\* Для агроекологічної оцінки ґрунтів використані матеріали книги: Агроекологическая оценка земель Украины и размещение сельскохозяйственных культур / Под ред. В.В. Медведова.-К.: Аграрная наука, 1997.-161с.

Агроекологічний потенціал ґрунтів (АП) розрахований за формулою:

$$АП = X_1 + X_2 + X_3 + X_4 + X_5 + X_6 + X_7 + X_8 + X_9 + X_{10}$$

де: кратність перевищення фонових величин за:

- X<sub>1</sub> - підживленням ґрунтів фосфором і калієм;
- X<sub>2</sub> - якістю і гумусністю ґрунтів;
- X<sub>3</sub> - рівнем і мінералізацією ґрунтових вод;
- X<sub>4</sub> - валовим сумарним вмістом важких металів;
- X<sub>5</sub> - сумарним вмістом радіонуклідів у ґрунті;
- X<sub>6</sub> - біотичним потенціалом або біопродуктивністю земельних угідь;
- X<sub>7</sub> - стійкістю ґрунтів до техногенного навантаження;
- X<sub>8</sub> - несприятливими природно-антропогенними процесами;
- X<sub>9</sub> - забрудненістю сільськогосподарських угідь пестицидами;
- X<sub>10</sub> - внесенням мінеральних добрив.

Масштаб 1:7 000 000

Рисунок 4.10 – Агроекологічний стан ґрунтового покриву України

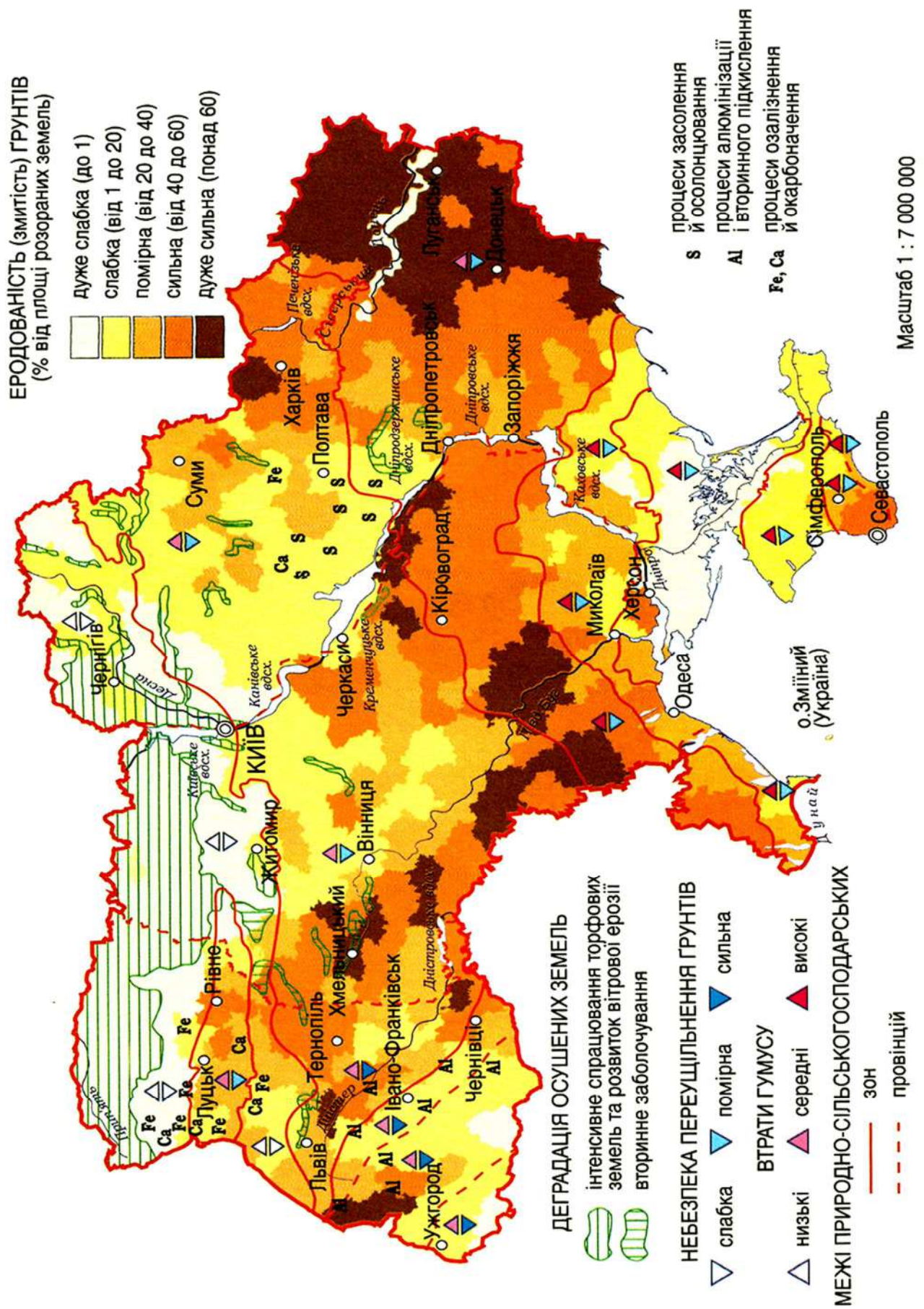


Рисунок 4.11 – Рівень видової деградації ґрунтового покриву України<sup>4877</sup>

Третя це викиди CO<sub>3</sub> (поліхлоровані дибензодіоксини, дибензофурані, гексахлорбензол) у результаті їх непередбаченого утворення при різних виробничих процесах. Властивість CO<sub>3</sub> проявляється у стійкості до впливу навколишнього середовища протягом достатньо тривалого часу й при цьому розміщуватись на великі відстані від осередку їхнього утворення. Це може нанести значної шкоди й призвести до розвитку хвороб імунної та репродуктивної системи, онкологічних захворювань, вроджених дефектів у дітей.<sup>4878</sup>

Ці джерела сприяють створенню відповідних зон забруднення земель.

Розташування та конфігурація вказують на ступінь небезпечності цих джерел.

Первинна зона забруднення утворюється на поверхні ґрунту завдяки прямому надходженню шкідливих речовин від об'єкта забруднення, який залежить від розташування джерела забруднення; технологічних характеристик джерела забруднення (потужності підприємства, виду сировини, технологічних процесів, інтенсивності, тривалості викидів та скидів); агрегатного стану, хімічної форми, фізико-хімічних властивостей забруднювачів; шляхів надходження техногенних елементів та їхніх сполук; метеорологічного режиму; ландшафтно-морфологічної структури земель; просторових особливостей та видового складу рослинного покриву; структури природокористування й шляхів надходження забруднюючих речовин.

Вторинна зона забруднення формується внаслідок процесів міжтериторіального та міжкомпонентного перерозподілу забруднюючих речовин (механічної, фізико-хімічної, біогенної міграції) та їхньої акумуляції в природних компонентах, насамперед у біоті та в ґрунтах.<sup>4879</sup>

Значна кількість речовин, які внаслідок людської діяльності потрапляють у навколишнє середовище, мають високу хімічну стійкість і вважаються особливо небезпечними не тільки для ґрунту, але наносять шкоду флорі і фауні. Такі речовини ще називають стійкими органічними забруднювачами. Відповідно Стокгольмській конвенції про стійкі органічні забруднювачі ними є деякі сполуки з класу поліциклічних ароматичних вуглеводнів, поліхлоровані дифеніли, поліхлоровані дибензодіоксини та поліхлоровані дибензофурані, а також пестициди, у тому числі ДДТ та гексахлорбензол.<sup>4880</sup>

Інша група забруднювачів земель представлена мінеральними добривами і пестицидами. Як відомо для свого розвитку рослини споживають мікро і макроелементи, які виносять з ґрунту. Залежно від типу ґрунтів, їх особливостей вміст цих елементів різний і для підтримки родючості ґрунту аграрії вносять мінеральні добрива. Сучасні технології вирощування сільськогосподарських культур роблять акцент на систему захисту і удобрення. Так як часто відбувається порушення науково-обґрунтованих сівозмін, не проводиться їх хімічний аналіз, не дотримуються норми внесення препаратів, відбувається накопичення добрив у ґрунті та рослинах.

Пестициди, потрапивши у ґрунт, мігрують у навколишньому природному середовищі різними шляхами.

Відповідно до ст. 12 Закону України «Про пестициди та агрохімікати» від 2 березня 1995 року № 86/95-ВР сільгоспвиробники під час застосування пестицидів зобов'язані здійснювати комплекс заходів відповідно до норм, встановлених для відповідної ґрунтово-кліматичної зони, враховуючи агрохімічне обстеження ґрунтів, стан посівів, діагностику мінерального живлення рослин, потенційну забур'яненість та шкодочинність тощо.<sup>4881</sup>

Згідно статистичних даних в Україні на сьогодні в ґрунтах накопичено близько 11 млн тонн невикористаних рослинами пестицидів. В Україні пестициди відносять до трьох груп: препарати рослинного, грибного та бактеріального походження; неорганічні препарати, до складу яких входять залізо, мідь, інші метали; синтетичні органічні препарати, що містять хлор, сульфур, фосфор. Найнебезпечнішими вважають пестициди третьої групи. Наприклад, за величиною ЛД50 (летальна доза під час одноразового надходження в травний канал) пестициди поділяються на: сильнодіючі (ЛД50 < 50 мг/кг); високоотруйні (ЛД50 = 50 ÷ 200 мг/кг); середньоотруйні (ЛД50 = 200 ÷ 1000 мг/кг); та малоотруйні (ЛД50 > 1000 мг/кг).<sup>4882</sup>

Суттєвого негативного впливу несе і хімічне забруднення. Воно може спричинитись відходами хімічної промисловості. Останнім часом такі забруднення набувають вагомого навантаження, їх негативна дія турбує не тільки екологів, а й лікарів та ветеринарів. Більшість цих забруднень мають визначальний характер при нормальному розвитку і самому існуванню різноманітних біологічних видів.

В наслідок господарської діяльності людей при використанні природних ресурсів утворюється і накопичується велика кількість відходів. У Європі Україна лідирує за кількістю промислових забруднень на душу населення. Потужним промисловим джерелом забруднення земель шкідливими речовинами є заводи чорної та кольорової металургії. Щороку на 1 км<sup>2</sup> площ України кількість шкідливих речовин потрапляє майже в 7 разів більше, ніж в США та в 3,2 раза, ніж в країнах Європи. Це залишається наслідком діяльності гірничодобувних підприємств, які продовжують застосовувати відкритий спосіб видобудку сировини.<sup>4883</sup>

На забруднення земель також має вплив комунально-житлове господарство, так як міське сміття вважається джерелом твердих забруднювачів ґрунту. До 2011 року кількість накопиченого сміття була в межах 1,7-2,8 м<sup>2</sup> на душу населення. Щороку обсяг побутового сміття в Україні становить приблизно 40 млн м<sup>3</sup>.<sup>4884</sup>

Також до небезпечних джерел-забруднювачів відносять відходи целюлозно-паперової промисловості. При виробництві паперу на кожну його тону припадає 9-72,5 кг твердих відходів, які осідають на землі і негативно впливають на її якісний стан.<sup>4885</sup>

В літературних джерелах зазначено три групи факторів, які діють на рухомість забруднювачів у ґрунтах. Це ті, що пов'язані з властивостями

ґрунтів; які залежні від характеристик забруднювачів та ті, що визначаються кліматичними умовами.

Фактори, що спричиняють міграцію забруднювачів у ґрунтах в природних умовах, суттєво різняться за своєю природою й ступенем їх дії на міграцію. До них відносять фільтрацію атмосферних опадів у глибину ґрунту; капілярний рух вологи до поверхні в результаті випаровування; термоперенесення вологи під дією градієнта температури; пересування води в поверхні ґрунту; дифузія вільних та адсорбованих іонів; перенесення на колоїдних частках, що мігрують; переміщення кореневою системою рослин; діяльність ґрунтових тварин у вигляді риття; господарська діяльність людини.<sup>4886</sup> Тому можна зробити висновок, що, міграція забруднювачів, які потрапляють у ґрунтрозподіляється за глибиною ґрунту, і в горизонтальному напрямку.

Ще однією групою забруднювачів, які мають суттєвий вплив на якісні показники земель, є нафта і нафтопродукти. Вони потрапляють на землю у випадках аварій нафтопроводів; одночасно зі стічними водами різних галузей промисловості; з атмосферними опадами; під час роботи техніки на полях; від змивань із поверхні автомагістралей, автомийок і транспортних підприємств. Через ароматичні і поліцеклічні ароматичні вуглеводні та інші сполуки нафта й нафтопродукти є токсичні для ґрунтової біоти.<sup>4887</sup>

Хіміко-дегресивні ґрунти відносяться до сильнозмінених або порушених місцезростань і утворюються внаслідок накопичення в едафотопі (ділянка ґрунтового покриву разом з частиною літосфери і гідросфери, що входять до складу геоценозу) токсичних речовин, які надходять в основному з атмосфери.

Влативості едафотипу забезпечують умови для формування рослинних угруповань, але із збільшенням техногенного навантаження на ґрунтові комплекси, вони суттєво погіршуються. Діяльність гірничнопромислового комплексу передбачає вивезення породи із шахт. В результаті тривалого виробництва утворюється велика кількість породних відвалів, під якими опиняються значні площі потенційно родючих ґрунтів. Такі землі стають несприятливими для розвитку рослинності, оскільки вони закислюються, містять високий вміст важких металів, характеризуються сильнокам'янистим складом породи, поганою водопроникністю, низьким вмістом органічної речовини. Формування едафотипу – це тривалий процес, який триває не один десяток років і проходить такі стадії, як окиснення, вивітрювання та утворення ррслинного покриву.<sup>4888 4889</sup>

Фітотоксичність на породних відвалах відбувається внаслідок окиснення піриту при взаємодії з атмосферним повітрям та тіонових бактерій.<sup>4890</sup> Під час окиснення породи також утворюються токсичні гази. Наприклад, з 1 м<sup>3</sup> терикона, який горить, протягом доби може виділятися до 10 кг оксиду вуглецю, 6 кг сірчаного газу, 0,6 кг сірководню й оксидів азоту. При горінні териконів випаровуються леткі форми Hg.<sup>4891</sup> У цьому випадку проводиться фітомеліорація ґрунтів, яка передбачає раціональне

конструювання деревостою, підсадку чагарників і формування узлісся.

**Хімічну дегресію едафотонів в основному можна згрупувати в два типи: відвальну і полютанто-забруднювальну.** В першому випадку маємо справу з відвалами токсичної породи, а в другому – із токсичними викидами підприємств, що попадають з повітря в ґрунт.

В обох випадках перед посадками дерев і чагарників слід провести активацію збідненого і забрудненого хімічними речовинами ґрунту. Перед тим як займатися активацією, слід вивчити всі фактори, які будуть перешкоджати розвитку деревних рослин. У зв'язку з цим детально вивчають хімічні і біологічні умови росту рослин, в які включають експериментальні польові і лабораторні дослідження – ґрунтові, агрохімічні, мікробіологічні.

Всі підготовчі меліоративні заходи можна об'єднати в три основні напрямки:

- поліпшення фізичної структури ґрунту;
- поліпшення хімічних умов місцезростання;
- біологічна активація.

Всі ці напрямки взаємопов'язані. Наприклад, за рахунок біологічної активації (внесення перегною торфокомпостів, гумусу і ґрунтових бактерій тощо) поліпшуються фізико-механічні та гідрологічні умови ґрунту.



Рисунок 4.12 – Вплив забруднення важкими металами на розвиток дерев

Головним завданням цих меліоративних заходів є забезпечення рослин, які будуть висаджені на хіміко-дегресивних землях, достатньою кількістю поживних речовин. Водночас вирішується не менш важлива справа: токсичні речовини зв'язуються, надлишкова кислотність, або ж навпаки, висока лужність зменшується, що сприяє мобілізації присутніх у ґрунті поживних речовин.

Переуцільнені ґрунти слід спушити механічним способом з одночасним внесенням органічних добрив. Часто активований шар ґрунту змішують з власними породами чи ґрунтовим шаром. Використовують також мульчування соломою, тирсою чи пінопластом.

Меліоративні заходи хімічного, фізичного і біологічного характеру – це лише перші кроки до фітомеліоративного процесу. Як і на простих збіднілих ґрунтах, так і на хіміко-дегресивних фітомеліоративний покрив проходить чотири основні стадії: *початкову* (піонерну); розвитку авангардних однорічних і багаторічних трав'яних видів, розвитку авангардних дерев і чагарників; розвитку дерев едифікаторів та дерев субедифікаторів і асектаторів, які разом з під наметовим трав'яним покривом творять стійкий багатокomпонентний фітомеліорант.

В перші стадії розвитку в роліавангардних видів використовують, як правило, бобові, які формують глибокі кореневі системи і фіксують атмосферний азот. Вони досить швидко формують трав'яний покрив. Посів бобових супроводжують інокуляцією (лат. *inoculatio* – прививка) – внесення в ґрунт відповідних бактерій (Пойкер, 1983). Злакові рослини, які вводять одночасно з бобовими, займають невелику питому вагу. Однак їх присутність теж важлива, оскільки злакові з їх інтенсивною кореневою системою стримують ерозійні процеси.

На хіміко-дегресивних ґрунтах практикують також гідропосів, коли водночас із насінням трав'яних рослин вносять мінеральні добрива, а також засоби активації і захисту від ерозії. Бельгійська фірма “Профарм” (Брюсель) виготовляє так звану “Біонатуру”, яка здатна активізувати процес ґрунтоутворення на першій стадії розвитку фітоценотичного покриву.

Дерева і чагарники на хіміко-дегресивних землях висаджують, як правило, сіянцями, рідше – саджанцями. Висаджують на 1 га близько 6000 шт., віддаль між рядами 1,5 м, в ряду 1,0 м. Серед авангардних деревно-чагарникових порід такі: вільха сіра, берези – повисла і пухнаста, обліпиха, осика, черемха пізня, акація біла, ожина, рокитник мітлистий, верби – пурпурова, сіра, вухаста, бузина чорна, горобина звичайна.<sup>4892</sup>

До хіміко-дегресивних земель відносять також ґрунти кислі та лужні. Наголошується<sup>4893</sup>, що агроекологічна оцінка ґрунтів базується на комплексі показників ґрунтових режимів, серед яких важливе місце відводиться реакції ґрунтового розчину ( $pH_{H_2O}$  та  $pH_{KCl}$ ) і гідролітичній кислотності (Нг). Ці характеристичні величини безпосередньо впливають на ріст і розвиток рослин, діяльність ґрунтових організмів і ступінь розчинності важкодоступних форм елементів живлення, коагуляцію і пептизацію ґрунтових колоїдів та ефективність удобрення. Кисле середовище ґрунтів є одним з факторів, які обмежують здобування високих та якісних урожаїв сільськогосподарських культур. Недобір урожаю основних культур через негативний вплив кислотності ґрунту щороку становить біля 1 млн. 350 тис. т зернових одиниць.

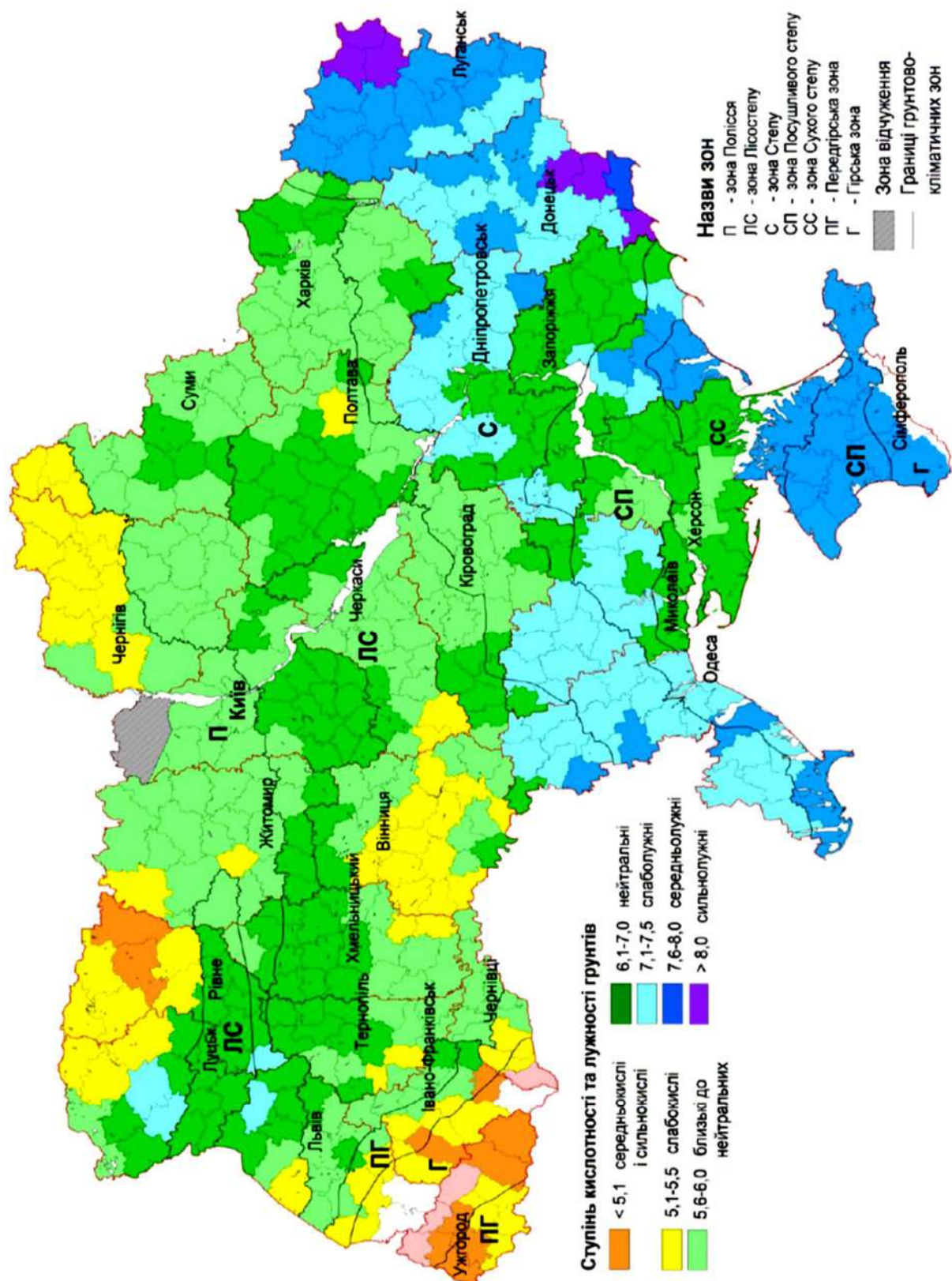


Рисунок 4.13 а – Картограма реакції ґрунтового розчину сільськогосподарських угідь України<sup>4894</sup>



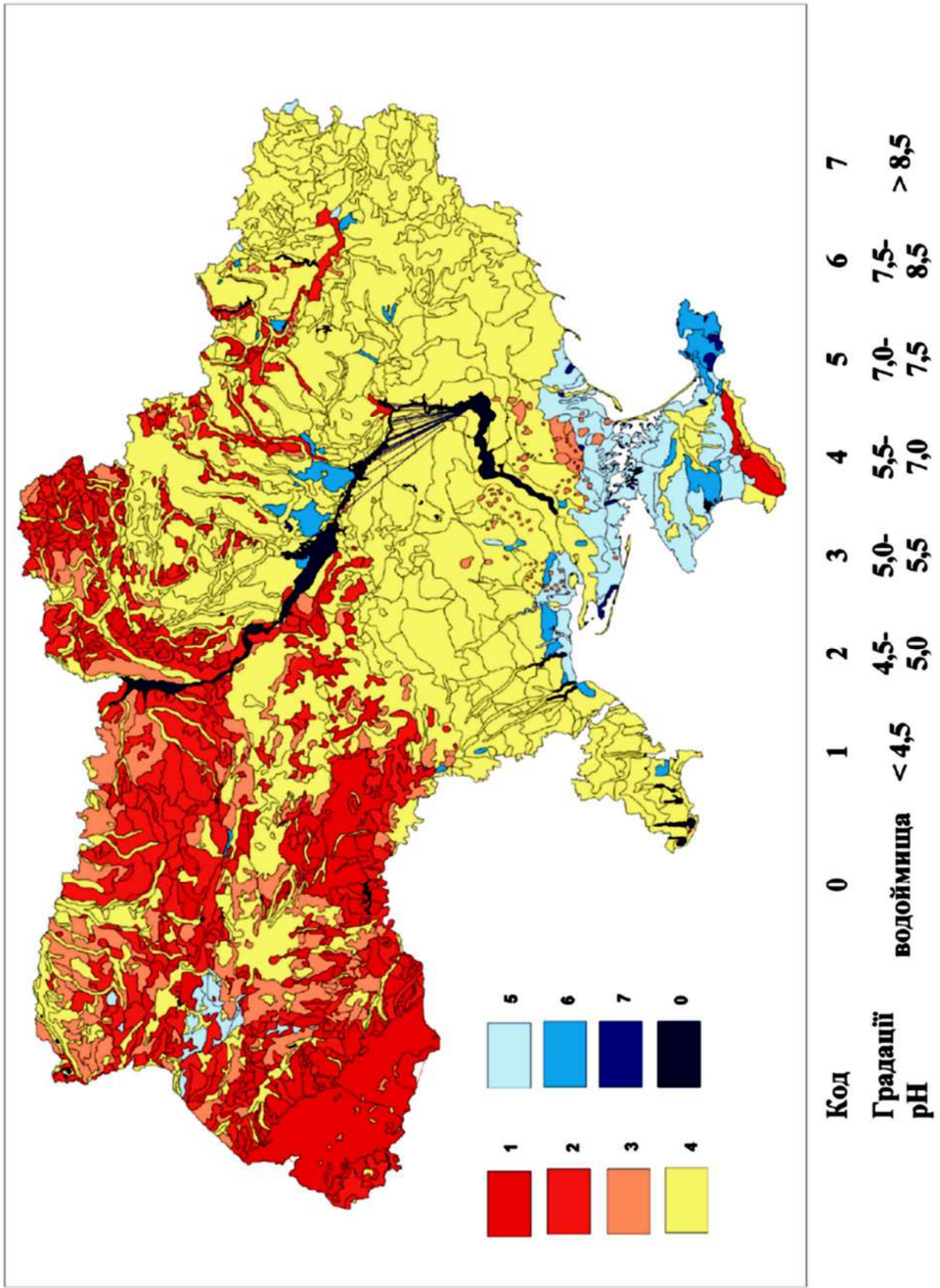


Рисунок 4.13 б – Картограма реакції ґрунтового розчину сільськогосподарських угідь України<sup>4895</sup>

Найбільше знижуються валові збори пшениці, ячменю, кукурудзи, цукрових буряків і ріпаку.

Дані агрохімічної паспортизації земель свідчать, що площі кислих ґрунтів значно поширені в різних ґрунтово-кліматичних зонах України і в останні роки збільшуються (рис. 4.13 а,б).

Головні причини формування кислого ґрунтового середовища такі: кліматичні умови (промивний водний режим), властивості материнської породи (кисла чи карбонатна) та антропогенні чинники (діяльність людини). Серед антропогенних факторів підкислення важливу роль відіграє застосування в значних обсягах фізіологічно- і хімічно кислих добрив, випадання кислотних опадів. Значної підкислювальної дії зазнає ґрунт унаслідок декальцинації: виносу кальцію урожаєм та інфільтрації його з талими водами та зливовими опадами. На показник кислотності помітно впливає потепління клімату, що має місце в останні десятиріччя.

***Підкислення супроводжується комплексним погіршенням фізичних, фізико-хімічних, агрохімічних і біологічних властивостей ґрунту, що проявляється у таких змінах:***

- пептизації колоїдів, що зумовлює руйнування структури;
- пригніченні росту і розвитку кореневої системи, що позначається на зимостійкості та посухостійкості культур;
- зниженні окупності азотних і фосфорних добрив;
- пригніченні життєдіяльності азотфіксуювальних вільно існуючих і бульбочкових бактерій, переважному розвитку грибної мікрофлори, внаслідок чого зростає ураження рослин грибовими хворобами;
- підвищенні забур'яненості полів, оскільки більшість бур'янів витримують кислу реакцію ґрунтового середовища.

За даними «Центрдержпродючості», в процесі агрохімічної паспортизації орних земель України було виявлено 3,7 млн. га кислих (17 %) і 5,1 млн. га (24 %) лужних ґрунтів. Як і слід було очікувати, аналіз ситуації за зонами і областями показав, що кислі ґрунти найбільш поширені на Поліссі, в зоні дерново-підзолистих піщаних і супіщаних ґрунтів, де вони займають 37 % орних земель. У структурі кислих ґрунтів Полісся чільне місце займають Чернігівська - 33 %, Житомирська - 23 % та Рівненська - 14 % області. Унаслідок інтенсивної декальцинації, яка проявляється у зниженні вмісту в ґрунтах кальцію та магнію і зменшенні катіонної ємності, відбувається постійне підкислення чорноземів. Як наслідок цього, в зоні Лісостепу обстеженням виявлено 1,8 млн. га кислих ґрунтів або 25 % від обстеженої площі. Лідером за їх поширенням в цій зоні є Вінницька область - 29 % від загальної площі кислих ґрунтів у Лісостепу. На значних площах виявлено кислі ґрунти в Черкаській - 18 % та Сумській - 12 % областях<sup>4896</sup>.

У проблемі підкислення ґрунтів особливо непокоять два питання. По-перше, це значна площа сильно- та середньокислих груп ґрунтів, які нині виявлено на 1 млн. 147 тис. га або 5 % обстеженої ріллі, і їх площа продовжує зростати. Втрати врожаю на цих ґрунтах сягають 20-40 %. По-друге,

підкислення чорноземів – кращих ґрунтів України. Загалом, в останні роки процеси підкислення ґрунтового покриву тривають в 15 областях. Вони проявляються навіть в агроландшафтах Степу. Інтенсивність приросту площ кислих ґрунтів різна, коливається від 1 до 14 %<sup>4897</sup>.

Важливим фактором, що обмежує високоефективне використання ґрунтів на півдні України, є значне поширення їхніх лужних відмін. Загалом в степових областях виявлено 4,7 млн. га підлужених ґрунтів, що становить 48 % орних земель. Майже половину площ серед них займають сильно- і середньолужні ґрунти – 2,3 млн. га. Найбільшу площу цих ґрунтів виявлено в Одеській та Луганській областях - по 659 тис. га. Звісно, частка цих областей є найбільшою в структурі сильно- і середньолужних ґрунтів – по 28 %<sup>4898</sup>.

Різноманітне співвідношення факторів, що впливають на зміну показника рН – з однієї сторони – підкислювальних, а з іншої – факторів-нейтралізаторів, – призвів до того, що ґрунтовий покрив у гумідних регіонах набуває відносно показника рН різко контрастних параметрів. На значних площах має місце як вторинне підкислення, так і підлужування ґрунтів. Такий стан вимагає більш ефективного ведення моніторингу кислотного-основного стану ґрунтів, особливо в зоні Полісся.

Кислотна деградація (декальцинація) ґрунту спостерігається на значній частині території України. За даними Державного агентства земельних ресурсів України кислі ґрунти поширені на площі близько 5,5 млн. га, в тому числі сильнокислі (рН сольовий < 4,5) – 0,64 млн. га, середньокислі (рН сольовий 4,5-5,0) – 1,37 млн. га і слабокислі (рН сольовий 5,0-5,5) – 3,45 млн. га. Під пасовищами, сіножатями та іншими природними угіддями зайнято ще близько 4 млн. га кислих ґрунтів. За іншими даними (Центрдержродючість) площа кислих ґрунтів становить близько 8,5 млн. га<sup>4899</sup>.

Водночас відмічається<sup>4900</sup>, що в останні роки в Україні, як і всьому світі, поширилися випадки вторинного підкислення ґрунтів, спричинені кислотними опадами та незбалансованим застосуванням мінеральних добрив. Внаслідок цього підкислюються навіть нейтральні за своєю природою чорноземи. Декальцинація ґрунтів супроводжується їх дегуміфікацією. Встановлено зниження запасів гумусу в усіх ґрунтово-кліматичних зонах України.

Актуальною як для України, так і для інших країн світу є також проблема рекультивзації засоленних ґрунтів<sup>4901 4902</sup>. Засолені ґрунти в Україні за даними Державного земельного кадастру займають площу 1,92 млн. га, з них 1,71 млн. га – нині у сільськогосподарському використанні. Площа солонцевих ґрунтів – 2,8 млн. га – переважно в межах Степу, приблизно 2/3 з них розорюється, а близько 0,8 млн. га – зрошується<sup>4903</sup>. Під час зрошення може виникати вторинна солонцюватість ґрунтів внаслідок входження натрію та калію в ґрунтовий вбирний комплекс.

Найбільш екологічно привабливим, економічно рентабельним і тому перспективним методом хімічної меліорації є внесення органічних матеріалів у комплексі з кремнієвмісними мінералами природного походження. Як органічний матеріал доцільно застосовувати сап ропель – поновлювані

природні донні органомінеральні відкладення прісноводних озер, які утворюються внаслідок анаеробного розкладання органіки рослинного і тваринного походження. Завдяки лужній реакції (рН = 9,8-10,2) сапропель ефективно знижує кислотність ґрунту. Крім того, сапропель відзначається високим вмістом органічного азоту та фосфатів Са, К та Mg. Згідно з прогнозами екологів, для того щоб відновити український чорнозем, треба щороку вносити на гектар по 30-40 т органіки. Раніше налічувалось більше десяти видів гною. Нині ж гнойове господарство занедбане. На поля вивозяться переважно гноївка, сечовина, котрі забруднюють ґрунт. Тому сапропель є більш екологічно привабливим<sup>4904</sup>.

Збільшення вмісту органічної речовини значно підвищує ефективність мінеральних добрив, знижує їхню побічну негативну дію, сприяє закріпленню їхніх надлишків і нейтралізує шкідливі домішки. Наявність у складі сумішей кремнієвмісних природних мінералів, з одного боку, підвищує адаптивний потенціал рослин до абіотичних та біотичних стресових факторів, з іншого – суттєво покращує агрофізичний, агрохімічний та біоекологічний стан ґрунту.

Ефективним та екологічно обґрунтованим засобом поліпшення властивостей кислих ґрунтів є висівання конюшини та еспарцету. Завдяки глибокій кореневій системі ці культури переносять з глибоких шарів ґрунту (материнської породи) кальцій і нагромаджують його в орному шарі. Крім того, зазначені рослини характеризуються позитивною дією на біо екологічні властивості ґрунту: активізують мікро біологічні процеси ґрунту, сприяють розвитку азотфіксуючих мікроорганізмів, пригнічують розвиток бур'янів, фітопатогенів та шкідливих комах<sup>4905</sup>.

До культур, що вирощуються на кислих ґрунтах, належать люпин, серадела, картопля, овес, льон, морква, жито озиме, просо та інші культури, які за своїми фізіологічними особливостями адаптовані до підвищеної кислотності ґрунтового розчину.

На сірих лісових ґрунтах та чорноземах опідзолених з близьким заляганням лесів у систему чергування культур обов'язково включають такі фітомеліоранти, як конюшина, люцерна, люпин, які здатні поліпшувати кислотно-лужну рівновагу за рахунок «перекачування» кальцію з нижніх шарів ґрунту у верхні. Під впливом вирощування адаптивних до ґрунтового середовища культур в поєднанні з «компенсуючою» хімічною меліорацією, системою удобрення та структурою сівозмін, поступово покращуються фізико-хімічні властивості ґрунту та зростає продуктивність землеробства.

Частка пару та інших культур у сівозміні (люцерна, буркун, багаторічні злакові трави тощо) мають сприяти розсоленню і розсолонцюванню із застосуванням інших видів меліорації (гіпсування, кислування, землювання; самогіпсування). Наприклад, конюшина і люцерна, мають глибоку кореневу систему, тому кальцій переміщується з глибоких шарів ґрунту (материнської породи) й накопичується в орному шарі. Він витісняє з ГВК натрій, що сприяє розсоленню ґрунту, а його лужна реакція зміщується в бік нейтральної.

У контексті проведення земельної реформи в районах поширення солонцевих ґрунтів передбачено виведення з ріллі сильносолонцюватих ґрунтів і солонцевих комплексів, де плями солонців займають 50 % і більше, для запровадження на них культурних сіножатей і пасовищ. Для їх створення залучають адаптовані до ґрунтових умов соле- та солонцестійкі культури (гірчиця, ячмінь, сорго, просо, суданська трава).

Фіторекультивация в цілому за рахунок суттєвого поліпшення ґрунтових умов родючості сприяє поліпшенню режимів хімічно-дегресивних ґрунтів. Використання фітомеліоративного ефекту є перспективним напрямком покращення фізичного стану ґрунтів як найважливішої складової їх родючості. Ефективність поліпшення стану ґрунтів змінюється за низкою однорічні бобові трави – багаторічні злакові трави – багаторічні бобові трави – травосуміші в сівозмінах – травосуміші тривалого використання на позасівозмінних ділянках – порушені агроландшафти.

Найбільш швидко відновлюються такі фізичні властивості ґрунтів, як щільність, пористість, структурний склад. Більш тривалий фітомеліоративний вплив потрібно для відновлення водопрохідності агрегатів. Ефективність фітомеліоративного поліпшення ґрунтів пов'язана з біологічною продукцією рослин, яка в свою чергу відображає клімат. З цієї причини найбільш ефективні фітомеліоративні заходи в умовах чорноземів вилужених і найменш – на чорноземах південних.

«Експрес» методом поліпшення фізичного комплексу ґрунтів є включення до складу сівозмін посівів багаторічних трав на 2-3 роки, причому травосуміші більш ефективні, ніж чисті посіви злакових або бобових трав. Для поліпшення деградованих ґрунтів найбільш прийнятні прийоми відновлення родючості при тривалому використанні багаторічних трав з виведенням їх посівів з сівозмін, коли під пологом трав починається відновлювальна суцесія за рахунок появи видів природних степових угруповань. Ще більш ефективним є метод «біологічних агроландшафтів», при якому за короткий час різко збільшується маса коренів і забезпечується рівномірність їх розподілу по ґрунтовому профілю.

Традиційне відновлення родючості ґрунтів під залежний суцесій також є ефективним і дешевим, хоча і тривалим фітомеліоративний прийомом відновлення ґрунтів.

Відомо, що родючість ґрунту значною мірою визначається оброблюваною культурою. Монокультура, наприклад, сприяє виснаженню ґрунту. Навіть в умовах сівозмін, якщо в ньому чергуються тільки однорічні рослини, відбувається погіршення фізичних властивостей ґрунту і збіднення її гумусом.

Багаторічними дослідженнями встановлено, що застосування сівозмін з переважанням зернових культур навіть при щорічному внесенні гною дозою у 5 т/га і мінеральних добрив призводить до значного зниження вмісту гумусу в ґрунті. У той же час введення в сівозміну тільки одного поля трав вже призводить до стабілізації його змісту. Сівозміни з багаторічними травами 2-3-х

і більше років використання сприяють значному відновленню багатьох параметрів ґрунтового родючості.

Встановлено, що розмір накопичення рослинами органічної речовини визначається терміном і інтенсивністю їхнього життя. Діяльний перегній і міцна структура максимально утворюються в період життя і росту рослин, тобто в той період, коли основна маса коренів не піддається розкладанню. Тому цілком очевидно, що в агроєкосистемах це залежить як від біологічних особливостей оброблюваної культури, так і від технології вирощування та використання тієї чи іншої частини врожаю в якості господарсько-цінної.

Найбільш агресивні до ґрунтів є просапні культури, тому що при сучасній технології їх обробітку основна, передпосівна підготовка і обробіток міжрядь сприяють розпорошенню структури верхніх шарів ґрунту, створення аеробних умов, що сприяють розкладанню гумусових речовин. Збагачення органічною речовиною і поліпшення структурно-агрегатного складу під просапними культурами відбувається тільки в ґрунті, яка безпосередньо прилягає до коренів рослин. Однак цього далеко недостатньо для компенсації втрат, пов'язаних з технологією обробітку.

Зернові культури дещо краще впливають на названі параметри родючості ґрунту внаслідок рівномірного розподілу кореневої системи і більш щільного складання. Однак відносний розподіл травостою за площею і підвищення проективного покритті сприяє підвищенню ґрунтозахисне ролі змішаних посівів, а також зниження засміченості посівів. До того ж бобові компоненти накопичують значну кількість азоту, який благотворно позначається навіть у врожаї та якості врожаю небобового компонента суміші. Слід зазначити, що питання технології обробітку полікультур, взаємовідносини рослин у посівах, впливу їх на родючість ґрунту до цих пір залишається недостатньо вивченим.

Завдяки потужному розвитку кореневої системи, у багато разів перевищує по довжині і масі, кореневу систему однорічних сільськогосподарських культур, в сівозмінах з багаторічними травами вони накопичують багато органічної речовини - матеріальну основу гумусообрання. Крім того, ризосферних бактерії, використовуючи кореневі виділення рослин у період їхнього життя, утворюють велику кількість діяльного перегною. Відомо, що кількість ризосферних бактерій в 1 г ґрунту під багаторічними травами в сотні разів більше, ніж під зернових колосових культур.

У сівозмінах з багаторічними травами відбувається не тільки просте відтворення родючості ґрунту. Часто відзначається значне накопичення органічної речовини та поліпшення властивостей ґрунту в порівнянні з вихідними, що дозволяє в подальшому використовувати її знову як ріллю. Так, під багаторічними травами відмічено значне підвищення вмісту гумусу, поліпшення структурно-агрегатного складу, що призводить до підвищення протиерозійної стійкості ґрунту.

У природних екосистемах ставлення блоків «рослини-грунту» носять характер екологічної рівноваги, що підтримує і продуктивність рослин і родючість ґрунтів. Ситуація різко змінюється при заміні природної рослинності на агроценози. У цьому випадку при відлученні органічної речовини з урожаєм і постійної обробці ґрунту відбувається порушення природного стану ґрунту. «Видаток» елементів живлення і органічної речовини починає перевищувати «прихід» нової фітомаси. У результаті йде процес зниження родючості ґрунтів, руйнування органічної речовини, деградація природної структури ґрунтів, формуються дефіцитні цикли елементів мінерального живлення.

Тривале інтенсивне використання сільськогосподарських угідь призводить до деградації природних кормових угідь і особливо орних ґрунтів. В останні роки порушені ґрунту повсюдно виводяться з господарського обороту, однак процес відновлення їх оптимальних властивостей відбувається досить повільно, місцями деградація ґрунтів триває. Необхідні заходи з відновлення деградованих ґрунтів і перш за все - відновлення їх втраченої структури. Великим потенціалом для вирішення цих питань мають рослини-фітомеліоранти і в першу чергу багаторічні трави.

### **4.3. Фіторекультивация радіаційно-дегресивних земель**

Одним із найнебезпечніших видів забруднення земель небезпечними речовинами є радіаційне забруднення. Радіоактивне забруднення ґрунту – це перевищення в ній концентрації радіонуклідів (Цезій-137, Стронцій-90, Калій-40) над показниками гранично допустимої норми внаслідок антропогенної діяльності. Забрудненими вважаються території, у яких значне перевищення доз зовнішнього і внутрішнього опромінення. Безпечною нормою Міжнародною комісією Радіаційної захисту (МКРЗ) було введено середньорічну дозу радіації, яка для ґрунтів і гірських порід складає 0, 25-0, 5 мікрозівертів на рік ( $\text{м}^3\text{в/г}$ ). Цей норматив визначає безпечну для здоров'я людини кількість радіації і є суттєво низькою величиною, яка може привести до загибелі живого організму протягом подальших 30 днів (рис. 4.14) <sup>4906</sup>.

Гірські породи, які переміщуються з глибини на земну поверхню, впливають на її радіаційний фон. Більше радіоактивних ізотопів міститься у породах вулканічного походження, ніж в осадових.

Джерелами радіоактивних ізотопів у ґрунті є розробка родовищ уранових руд; аварії на АЕС; випробування ядерної зброї; паливно-енергетичний комплекс; могильники радіоактивних відходів; втрати під час переробки уранових руд <sup>4907</sup>

Одним із глобальних забруднень земель радіонуклідами є результати аварії на Чорнобильській атомній електростанції. До аварії радіаційний фон земель визначався радіонуклідами природного походження (калій40, торій,

незначна кількість  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ ). Що стосується  $^{90}\text{Sr}$  і  $^{137}\text{Cs}$ , то їх присутність була спричинена опадами, які містили ці частинки внаслідок випробування ядерної зброї. Їх кількість була незначна, тому радіаційний фон земель України був рівномірний. Тепер радіаційний фон земель визначається наявністю  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ , плутонію та йоду, розміщення яких територіально строкате<sup>4908</sup>.

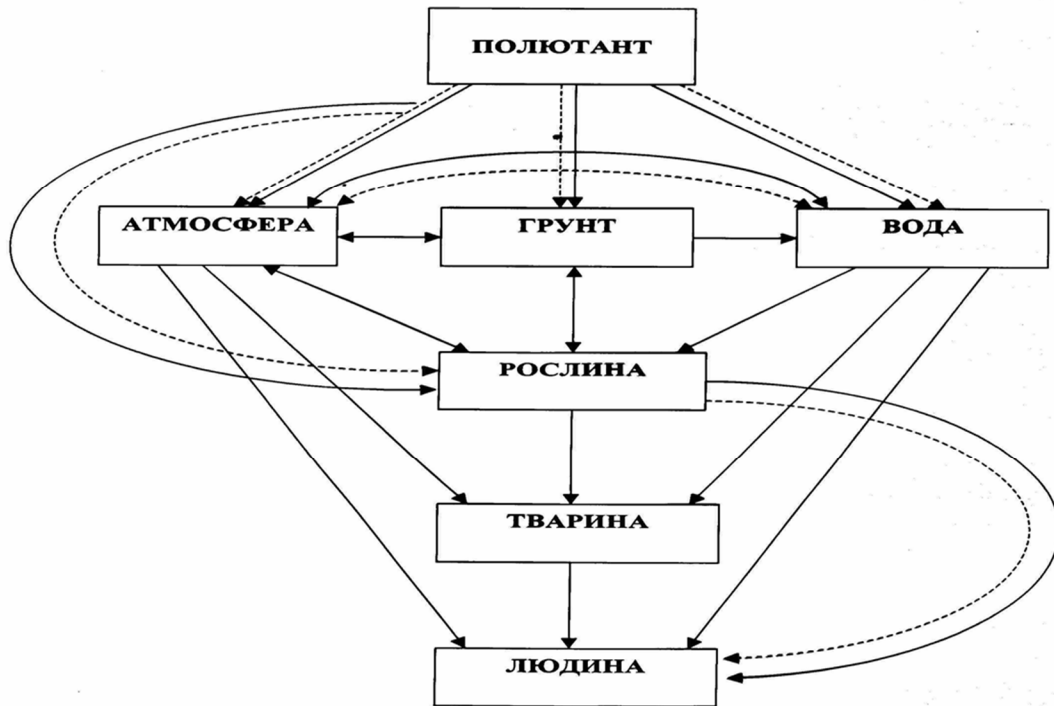


Рисунок 4.14 – Кругообіг поліютантів в агроландшафтах<sup>4909</sup> (суцільні стрілки – стійкі сполуки та речовини, преривисті – нестійкі)

Природний цезій, зокрема  $^{133}\text{Cs}$ , не є загрозовим для живих організмів на відміну від штучних ізотопів цезію. Найнебезпечнішим з них вважається  $^{137}\text{Cs}$ . Він виникає внаслідок поділу ядер ізотопів урану, які використовують в реакторах АЕС. Період напіврозпаду  $^{137}\text{Cs}$  становить 30 років.

При роботі атомних електростанцій, основна маса  $^{137}\text{Cs}$  залишається в середині реактора і його викиди є незначними, не перевищують безпечний рівень і не шкодять людям і тваринам. Але при порушенні правил безпеки щодо поводження з радіоактивними матеріалами, або виникненні аварій на АЕС, рівень стає небезпечним.

Коли  $^{137}\text{Cs}$  потрапляє в навколишнє середовище, він концентрується в верхніх шарах ґрунту. Рослини вбирають його в себе і несуть радіоактивний цезій в організми тварин. Люди, в основному, отримують  $^{137}\text{Cs}$  разом із їжею і поступово через кровоносну систему він накопичується переважно в м'язових тканинах. Зниження його концентрації відбувається на 4-5 добу після проникнення в організм. Половина вмісту  $^{137}\text{Cs}$ , який накопичився в організмі, виводиться з м'язів, скелета і легенів природним шляхом за 140 діб, а з внутрішніх органів – за 43-98 діб через сечову систему та товстий кишківник.<sup>4910</sup>



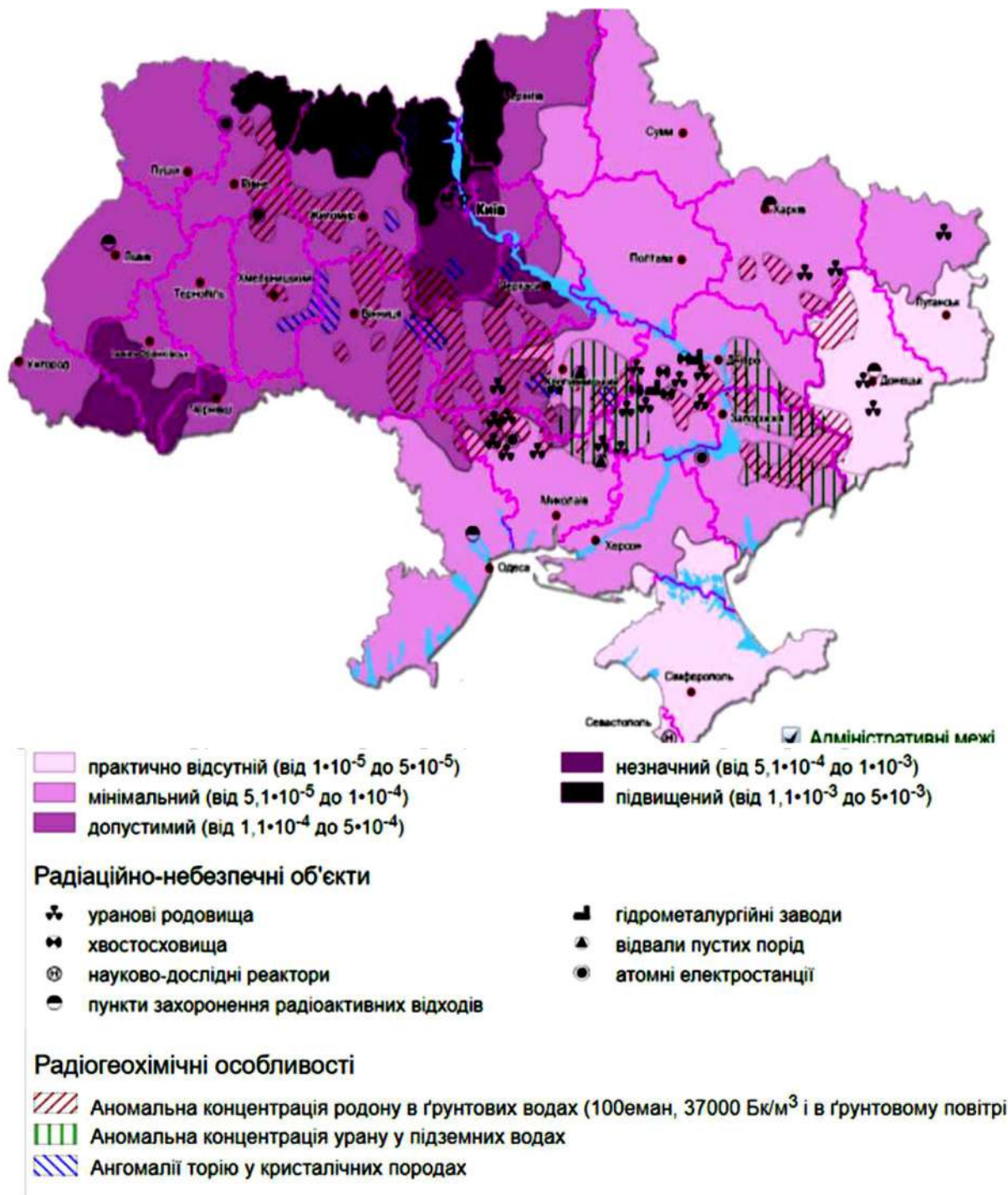


Рисунок 4.15 – Імовірна оцінка антропоєкологічного ризику за сумарною щільністю радіаційної забрудненості території (умовні одиниці)<sup>4911</sup>

Сучасна наука радіонуклідом вважає радіоактивні ізотопи. Радіонукліди мають відмінність від інших речовин в тому, що їх ядра нестабільні. Коли вони розпадаються – відбувається процес радіоактивного розпаду. Під час цього процесу ядра перетворюються в інші ізотопи, і при цьому виникають радіоактивні промені. Кожен радіонуклід має свій рівень нестабільності. Ізотопи є короткоіснуючі і довгоіснуючі. Короткоіснуючі розпадаються дуже швидко – протягом кількох секунд, днів або місяців. Для довгоіснуючих необхідні сотні, тисячі, а іноді й мільярди років. В якому б кількості не був

узятий ізотоп, для того щоб розпалася половина його речовини, завжди потрібен певний проміжок часу – він і називається періодом напіврозпаду.

Радіонукліди та ізотопи небезпечні для здоров'я. Стабільні ізотопи  $^{90}\text{Sr}$  для людей практично не шкідливі. Однак радіоактивні ізотопи знищують все живе. Причиною такої форми небезпеки  $^{90}\text{Sr}$  є його період напіврозпаду. Період розпаду  $^{90}\text{Sr}$  становить 29 років, під час якого виділяється велика кількість випромінювання.  $^{90}\text{Sr}$  швидко проникає у системи живих організмів і метаболізується.

За хімічними властивостями  $^{90}\text{Sr}$  схожий на звичайний кальцій і практично є його аналогом. Він швидко накопичується в кісткових тканинах, зубах і рідині. При його розпаді утворюється дочірній ізотоп ітрій-90, який має короткий період напіврозпаду. Він спроможний випромінювати  $\beta$ -частинки.

Так як  $^{90}\text{Sr}$  має дуже короткий період напіврозпаду, зараження ним відбувається швидко. Після техногенних катастроф, утворений стронцій передається по харчових біологічних ланцюгах, так як заражує землю і воду. Він здатен передаватись нащадкам. Цей ізотоп бере активну участь в обміні речовин у рослин, потрапляючи з ґрунту через коріння. Найбільше стронцію-90 накопичують бобові, коренеплоди і бульбоплоди. В організмі людини накопичується у скелеті.

Як і  $^{137}\text{Cs}$   $^{90}\text{Sr}$  відносять до найнебезпечніших і найпотужніших радіоактивних забруднювачів, які мають короткий період напіврозпаду. У навколишнє середовище він зазвичай потрапляє в результаті аварій на атомних електростанціях та ядерних випробувань. Небезпечність посилюється і в тім, що цей ізотоп важко визначити у пробах ґрунту на відміну від  $^{137}\text{Cs}$ . Для цього потрібно як мінімум тиждень. Під час таких досліджень пробу сільськогосподарської продукції або ґрунту спалюють особливим чином, в тільки після цього можна говорити про наявність  $^{90}\text{Sr}$  в зразку. Такий метод неефективний при дослідженні на наявність кількості ізотопу, яку поглинув організм.

За своїми властивостями найбільш близькими є метали  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . При радіаційних катастрофах саме ці два елементи несуть найбільшу небезпеку. Експерти вважають, що в катастрофічних наслідках аварії на ЧАЕС  $\gamma$ -активний цезій винен більше, ніж стронцій. Враховуючи довгий період напіврозпаду цих елементів, має пройти майже 600 років, що ці ізотопи зникли з чорнобильської зони.

Для кожного ізотопу визначений конкретний період напіврозпаду. Як зазначалось вище,  $^{90}\text{Sr}$  має період у 28 років. Але це не означає, що всі його атоми зникнуть після 56 років. Ролі не грає і початкова кількість ізотопу. Під час розпаду частина  $^{90}\text{Sr}$  соже змінюватись, перетворюючись на більш легкі елементи. Отже, якщо період напіврозпаду радіоактивного стронцію дорівнює 28 років, то це означає, що через цей час від початкової кількості ізотопу залишиться половина. Ще через 28 років – чверть і так далі. Це означає, що навколишнє середовище  $^{90}\text{Sr}$  може бути забруднене десятки років.<sup>4912</sup>

Калій-40 є радіоактивним ізотопом хімічного елемента К з масовим числом 40. Радіоактивний ізотоп калію утворився ще до виникнення Сонячної системи і планети Земля біля 4,6 мільярда років тому. Період розпаду  $^{40}\text{K}$   $1,248 \cdot 10^9$  років. Зважаючи на дуже тривалий період напіврозпаду він ще й досі частково зберігся і продовжує розпадатись.

В ґрунті містяться і природні радіонукліди. Їх кількість збільшується внаслідок видобутку, переробки, внесення добрив, їх виробництва, використання золи в якості поживлення рослин і т.п.

Внаслідок інтенсивного виробництва і використання мінеральних добрив кількість радіоактивно забруднених ґрунтів зростає. Штучні радіонукліди все частіше потрапляють в складові біосфери планети через ядерні вибухи.

Основними причинами виникнення радіоактивного забруднення ґрунту є інтенсивні технології вирощування сільськогосподарських культур; викиди від виробництва важкої промисловості; розробка родовищ природних копалин; захоронення радіоактивних відходів; викида радіації АЕС, випробування ядерної зброї.

***Забруднення ґрунту несе за собою ряд негативних наслідків, які умовно можна поділити як:***

- безпосередній негативний вплив радіоактивних речовин на тварин, рослинність і людей;

- суттєве обмеження використовувати ґрунтові ресурси в сільськогосподарських цілях, так як продукція, яку отримують з такої земельної ділянки, перевищує норму рівня концентрації радіоактивних речовин внаслідок забруднення відкритих водойм і ґрунтових вод, куди з ґрунту вимиваються шкідливі сполуки і стає непридатною для споживання.

Надмірне забруднення може привести до неможливості використовувати прісну воду не тільки для пиття і приготування їжі, але і на випоювання худоби або полив сільськогосподарських угідь.

Більшість науковців схиляється думки, що високий рівень забруднення довкілля радіаційними речовинами призводить до повної втрати біогеоценозів і популяцій. Таке явище можна спостерігати в місцях, або поблизу них, де стався викид радіації, що призводить до забруднення ґрунту.

Ґрунтово вбирний комплекс (ГВК) «сортує» радіоактивні речовини і тривалий час їх зберігає.

У ґрунті радіонукліди характеризуються властивостями хімічно активних ізотопів; властивостями і складом самого ґрунту; властивостями радіонуклідів у випадках; кліматичними показниками та особливостями ландшафту.

На поверхню ґрунту радіонукліди потрапляють в складі аерозолів, мінералів, частинок палива тощо. Максимальна кількість їх розчинних фракцій, яка міститься у складі масштабних випадів, становить 30-90%. Цей показник найбільший у  $^{137}\text{Cs}$  та  $^{90}\text{Sr}$ . Як надалі покажуть себе радіонукліди – не знає ніхто. Із зниженням розчинності їх випадів наростає динамічна рівновага. На підвищення міграції радіонуклідів, що використовується з метою її очищення, має вплив внесення у ґрунт розчинних органічних речовин і спеціальне

підкислення середовища.

Рухливість радіаційного забруднення залежить від мінералогічного складу; наявності в ґрунті геохімічних бар'єрів; властивості гумусу; гранулометричного складу та реакції середовища.

Щоб спрогнозувати можливі наслідки радіоактивного забруднення ґрунту необхідно враховувати особливості міграції радіонуклідів.

Перерозподіл радіонуклідів у ґрунті проходить як у горизонтальному, так і вертикальному напрямках природним шляхом і під впливом антропогенної діяльності.

Горизонтальна міграція проходить внаслідок еолового перенесення; розливу паводкових вод, які є причиною інтенсивного забруднення заболочених місцевостей та низин; життєдіяльності тварин (переважно тих, які риють землю); руху транспорту; заготівлі зелених кормів на забруднених луках; лісових пожеж.

Мінімальна горизонтальна міграція відбувається в лісових ценозах, а максимальна – в агроценозах з легкими ґрунтами.

Горизонтальна міграція має позитивну і негативну дію. З одного боку вона знижує рівень забруднення ґрунтів радіонуклідами, з іншого – збільшує ареал їх поширення.

Вертикальний перерозподіл в усіх видах ґрунтів проходить повільно.

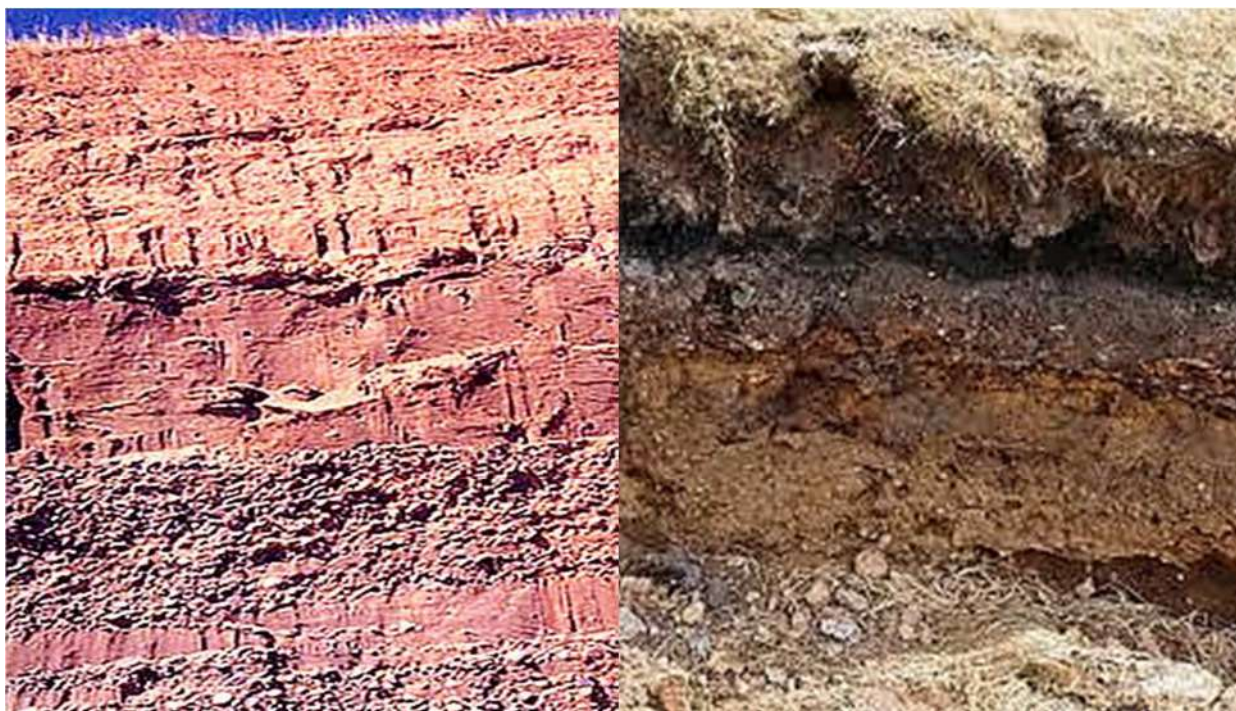


Рисунок 4.16 – Вертикальна міграція по профілю ґрунту

Лінійна швидкість даного процесу становить від десятих часток до двох сантиметрів у рік. Ґрунт тут виконує функцію біогеохімічного бар'єру. Як показують дослідження, які було проведено в Чорнобильській зоні, основна кількість радіонуклідів тривалий час перебуває в межах верхнього шару ґрунту (до 10 см). В лісовому ценозі цієї ж зони радіоактивні речовини зосередились в

підстилиці із хвої та листя та нижньому шарі ґрунту (до 1-2 см).

Вертикальна міграція радіонуклідів залежить від виверження вулканів; дощу, завдяки чому волога переноситься стоком і випарами; роботи кореневої системи рослин; антропогенного чинника (оранка, ірригація).

На планеті токсичними речовинами забруднено сотні територій. Значної шкоди відчула територія Хенфорда, що в штаті Вашингтон, США. В середині минулого століття тут було побудовано величезний комплекс, де вперше в світі розпочали займатись ядерними розробками. Внаслідок його діяльності забрудненою токсичними речовинами виявилась площа площею 518 квадратних кілометри. В Сомалі земельні площі використовувались під захоронення ядерних відходів. Найбільш радіаційною територією в світі є Семіпалатінський полігон, що в Казахстані, де проводилися масові ядерні випробування. У Киргизстані (місто Майлуу-Суу) у всесоюзному обсязі проводився видобуток урану, що призвело до максимально високої концентрації радіоактивних ізотопів в районі копалин. В Україні, внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС, на сотні кілометрів утворилась метртва зона. Подібна ситуація склалась в Фукусімі, Японія. Тут аварію на АЕС спричинили землетрус і цунамі.

На території України радіоактивно забрудненими вважаються не менше 1,25 млн га сільськогосподарських угідь. Понад 130 тисяч з них виведені із землекористування через надмірну забрудненість. Решта більш менш придатні для ведення агропромислового виробництва. Однак виррбництво та отримання продукції на таких територіях має певні обмеження та особливості, які слід враховувати.

Використання забруднених територій має свої особливості. У ґрунті переважно накопичуються радіонукліди з тривалим періодом розпаду. Найнебезпечнішим для усього живого є стронцій-90.

Забруднення ґрунтів важкими металами призводить до утворення кислої або лужної реакції ґрунтового середовища, зниження обмінної ємності катіонів, втрат поживних речовин, зміни щільності, пористості, відбиваючої здатності, розвитку ерозії, дефляції, скорочення видоаого складу рослинності або до його повного знищення.<sup>4913</sup>

Перед тим, як розпочати рекультивацію таких забруднених земель, необхідно виявити причини забруднення, провести меліоративні заходи із зниження викідів, локалізації або знищення джерела забруднення. Тільки за таких умов може бути досягнена висока ефективність рекультивації.

Для розробки плану робіт з рекультивації земель орієнтуються перш за все на джерело, яке викликало погіршення екологічного стану ґрунтів і якість сільськогосподарської продукції, а очікувану активність інших небезпечних речовин регулюють спеціальними та комплексними заходами.

Рекультивацію забруднених важкими металами земель здійснюють наступним чиним.

*Культивування стійких культур та дикорослих рослин.* На забруднених землях сільськогосподарського виробництва змінюють структуру посівів, яка

забезпечить виробництво якісної продукції. В зонах з другим рівнем забруднення, при якому міститься багатоеlementний набір забруднювачів, доцільно переходити з виробництва овочевої продукції на зернокормові свозміни.

Перехід до інших сільськогосподарських культур залежить від їх чутливості до вмісту металів в ґрунті. Чутливість ця появляється залежно як від виду, сорту, так і від розподілу металів по вегетативних і регенеративних органах.

Різноманітне накопичення важких металів в рослинах викликано біологічними бар'єрами в системі ґрунт – корінь – стебло (листя) – регенеративний орган. Зазвичай важких металів накопичується здебільшого у вегетативних органах, менше – в регенеративних, наприклад, при вмісті в ґрунті 800 мг/кг свинцю в соломі жита його міститься 9 мг/кг, а в основній продукції 0,9 мг/кг. Чутливість рослин до окремих металів можна прослідкувати на прикладі кадмію. Найбільш чутливі до його надлишку є соя, салат, шпинат, а стійкі – рис, томати, капуста.

Враховуючи конкретні умови на ґрунтах, які забруднені важкими металами, можна вирощувати такі стійкі культури, як зернові колосові, злакові трави, картоплю, капусту, томати, бавовник, цукрові буряки. З накопичення  $^{137}\text{Cs}$  в багаторічних злакових травах повинен бути таким регресний по застосуванню ряд: стоколос безостий, тимофіївка, грястиця збірна, костриця, тонконіг лучний, райграс пасовищний; для однорічних – люпин на зерно, редька олійна, ріпак, горох і вика на зерно, горох і вика на зелену масу, солома ярих, кукурудза на зерно і зернові. Для  $^{90}\text{Sr}$  є деякі відмінності – конюшина, горох, ріпак, люпин, однорічні бобовозлакові травосумішки, багаторічні злакові, кукурудза та жито на зелену масу, кормові буряки, зернові на зерно, картопля.

***Рекультивация ґрунтів за допомогою рослин (фіторекультивация), які здатні накопичувати важкі метали у вегетативних органах.*** Встановлено, що дерево протягом періоду вегетації обабіч автомобільних доріг здатно накопичувати в собі кількість свинцю, відповідної його вмісту в 130 кг бензину, тому в населених пунктах із забрудненими районами опале листя доцільно збирати і утилізувати. Для очищення ґрунтів від цинку, свинцю і кадмію необхідно вирощувати великмй горець, від свинцю і хрому – гірчицю, від нікелю – гречку і т.д., при забрудненні радіоактивними ізотопами можна використовувати вику, горох, люцерну, махорку. Застосовують ріпак, який в подвльшому йде на виробництво машинного масла.<sup>4914</sup>

З'ясовано, що радіаційний стан уражених територій визначається не тільки щільністю їх забруднення, а й, значно більшою мірою, ландшафтно-екологічними умовами. Тому за однакової щільності забруднення вміст радіонуклідів у сільськогосподарській продукції подекуди різниться у 100 і більше разів. У зв'язку з цим доза зовнішнього та внутрішнього опромінення людини на таких територіях теж іноді змінюється у діапазоні від 20 до 100 разів. Показано, що реабілітаційні процеси при цьому можуть, з одного боку,

очищати забруднені землі, а з другого – додатково забруднювати території у зоні стоків. Йдеться переважно про природно-кліматичну зону Українського Полісся і частково Лісостеп, для яких характерні перезволожені ландшафти з високим вмістом органічних речовин, низьким вмістом глинистих мінералів і кислою реакцією ґрунтового розчину (заплави, ліси, природні та окультурені луково-пасовищні угіддя, торфові, торфово-глейові, торфово-болотняні, болотні та інші ґрунти). Саме на цих ґрунтах значення коефіцієнтів переходу нуклідів у рослини істотно вищі порівняно з орними землями, тому навіть за відносно низьких щільностей забруднень тут отримують не придатну для споживання продукцію. Для забруднених земель – оптимально придатних сортів сільськогосподарських культур і багаторічних трав, деревних та чагарникових порід тощо<sup>4915 4916 4917</sup>

Розробляються геоінформаційні технології, котрі дадуть змогу зберігати інформацію про властивості агроландшафтів та їх екосистем і обирати оптимальні технології, використання яких збільшуватиме радіаційну безпеку. Вчені опрацьовують автоматизовану систему агроекологічного моніторингу та способи паспортизації забруднених земель з урахуванням результатів комплексного обстеження ґрунтово-агрохімічного, агрофізичного та мікробіологічного стану, а також забрудненості ґрунтового покриву радіонуклідами, важкими металами, пестицидами, пально-мастильними матеріалами тощо. Це вкрай важливо з огляду на можливість синергічних взаємодій радіації і забруднювачів хімічної природи. Запропоновано методи фізико-хімічного моделювання, які дають можливість з'ясувати параметри геохімічних процесів трансформації та міграції нуклідів у ґрунті у зв'язку з прогнозуванням їх надходження у рослини через кореневу систему. Статистично визначено відмінності за вмістом, накопиченням і переходом у першій ланці трофічного ланцюга ґрунт-рослина нуклідів і хімічних елементів у різних ландшафтно-геохімічних таксонах на території забруднених радіонуклідами областей України<sup>4918</sup>.

Встановлено відмінності у накопиченні радіоактивних цезію і стронцію різними сортами рослин та опрацьовано ланки сівозмін, за яких досягається послаблення або посилення виносу радіонуклідів сільськогосподарськими культурами. Розроблено конкретні технології реабілітації забруднених земель, застосування яких сприяє або підвищенню, або зменшенню рухливості нуклідів у ґрунті залежно від виду і ступеня забруднень, різновидів ґрунтів і рослин, у тому числі сільськогосподарських культур. Крім того, запропоновано інші контрзаходи: механічні — з використанням спеціальних машин; агрохімічні; спеціалізовані меліоративні системи; задерніння відкритих поверхонь багаторічними травами; зачагарення; заліснення; добір певних поєднань рослин

На радіаційно заражених полях проводять ряд агротехнічних заходів – агрохімічні, агротехнічні та інші, які зменшують перехід небезпечних сполук з ґрунту в рослини. На дуже забруднених ґрунтах зрізають верхній його шар з метою подальшого захоронення.

Дієвим заходом є підбір культур сортів і видів, які характеризуються мінімальним ступенем накопичення радіонуклідів. Для відгодівлі тварин в тваринництві слід використовувати тільки чисті корми. Також використовують спецдобавки сорбентів, які гальмують перехід радіоактивних речовин до складу молока.

Мета меліораційних заходів полягає у зниженні надходження радіонуклідів в рослини. Тут використовують сорбенти, які вносять у ґрунт. Це такі як цеоліт, вермикуліт, вапно, мінеральні та органічні добрива.

Регулювати чистоту ґрунту від токсичних речовин можна використовуючи агротехнічні прийоми. Зокрема, проводять плантажну оранку з оборотом пласта. Такий обробіток сприяє поглибленню забрудненого шару ґрунту, що знижує накопичення речовин в рослинах в 24 рази. При підборі сільськогосподарських культур слід використовувати ті, які не використовують в їжу.

Також на забруднених територіях можна створювати спеціальні заповідники. При значному радіаційному фоні на місці зараження доцільно висаджувати сосновий ліс.

Слід звернути увагу на те, що відновлення радіоактивно забруднених земель ускладнюється генетичними властивостями ґрунтового покриву зони забруднення, особливо на легких за гранулометричним складом ґрунтах з низьким вмістом гумусу та кислою реакцією рН. Це підвищує інтенсивність переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини і тим самим робить їх непридатними до вживання. Подібне зустрічається і на органогенних (оторфованих ґрунтах).

Останнім часом Чорнобиль асоціюється з непридатною для життя територією, яка перенасичена радіонуклідами внаслідок аварії. Територією, з особливою формою управління, землі якої виведені з господарського обігу, віднесені до категорії радіаційно небезпечних і відмежованих від суміжних. Відповідно, на цих землях подальше проживання населення, виробництво продукції неприпустиме.

Рекультивуації ґрунтів від радіаційного забруднення підлягають ґрунти, в яких вміст радіонуклідів перевищує фонове. При фоновому вмісті радіонуклідів в ґрунтах проходить процес самоочищення, внаслідок розпаду радіонуклідів, а відповідно, до зменшення їх концентрації.

Процес самоочищення ґрунтів від забруднення радіонуклідами залежить від таких властивостей ґрунту як ємність поглинання, склад глинистих мінералів, кількості гумусу. Чим вище ємність поглинання, чим більше в ґрунтах гумусу і мінералів групи монтмориллоніта, тим вище здатність ґрунту до самоочищення від радіонуклідів. Однак, ця властивість має свої обмеження чи граничну величину самоочищення. Тому необхідно проводити додатково технічне (хімічне) очищення ґрунтів, застосовуючи різні методи очищення від радіонуклідів.

Першочерговими засобами боротьби з радіоактивним забрудненням ґрунтів є методи, які направлені на прискорення розпаду радіонуклідів. Для



цього необхідно утримувати ґрунт в насиченому повітрям стані. Ці умови будуть виконані при умові відповідної агротехніки, включаючи глибоку оранку, часте рихлення, створення водотривкої структури. Найкращий результат дає введення травопільної системи землеробства. Значну роль в очищенні ґрунту від радіонуклідів відіграють рослини-концентратори, які здатні накопичувати радіоактивні елементи. Завдяки цьому радіонукліди можна вилучати з ґрунту з урожаєм рослин-концентраторів.

Ефективними методами очищення ґрунту від токсичного забруднення є хімічні, які спрямовані на блокування радіоактивних хімічних елементів у важкодоступні для рослин форми. Так  $S^{90}$  активно осідає у важкорозчинні форми шарами лужних металів. Таку ж дію виявляють карбонати і сульфати.

Дієвими виявляються методи внесення добрив мікродозами, використання коагулюючих речовин, зміни термінів внесення добрив та їх доз.

На забруднених радіонуклідами ґрунтах повинен постійно здійснюватись контроль, як за ступенем забруднення ґрунтів, так і за складом забруднення. Особливо жорстким має бути контроль за вмістом добрив і хімічних речовин, які вносяться під культури, в яких можлива присутність радіонуклідів. Вирощування сільськогосподарських культур на забруднених радіонуклідами ґрунтах, небезпечно для здоров'я людей і тварин, які споживають цю продукцію.<sup>4919</sup>

Аналіз даних радіоактивного забруднення лісового фонду України показав, що на 38,6 % обстежених площ (3186,4 тис. га) щільність радіоактивного забруднення  $^{137}Cs$  становить понад 1 Кі/км<sup>2</sup>. Значно вищий цей відсоток відзначався у Житомирській (60,1 %), Рівенській (56,3 %) та Київській (52,2 %) областях. Не враховуючи зону відчуження ЧАЕС є площі лісів, в яких заборонена лісгосподарська діяльність (4,08 тис. га), введено регламентацію використання продукції з деревних порід (101,5 тис. га) та недеревної продукції лісу (1190 тис. га).<sup>4920</sup>

Фітомеліоративний вплив лісового ареалу та стан радіаційно-дегресивних ґрунтів вказують на те, що у складових частинах лісової підстилки з моменту ураження лісового біогеоценозу радіоактивними опадами відмічається поступове переміщення основної кількості радіонуклідів у розкладену, гуміфіковану її частину. За даними Краснова В.П. (2000)<sup>4921</sup> цей процес проходить значно швидше у більш родючих і зволжених лісорослинних умовах. У вологих борах частка валового запасу  $^{137}Cs$  у розкладеній частині лісової підстилки становить 4,7 %, а у вологих сугрудках – 14,1 %, у свіжих суборах – 17,4 % загальної щільності радіонуклідів у лісових біогеоценозах.

Основна маса  $^{137}Cs$  у ґрунтах основних типів лісорослинних середовищ накопичується у лісовій підстилці та верхньому (5 см) шарі мінеральної частини ґрунту. Загальною закономірністю варіантів розкладу  $^{137}Cs$  у ґрунті є експоненційне зменшення концентрації радіонукліду із збільшенням глибини.

За характером концентрації радіонуклідів в листі, гілках, корінні та стовбурі існують суттєві відмінності у накопиченні  $^{137}Cs$  в шарах радіальних приростів сосни звичайної в різних типах лісорослинних умов. Величина

питомої активності радіонукліду в деревині, яка приросла у післярадіаційний період, у 2-6 разів перевищує цей показник для всього стовбура.

Спостерігається видоспецифічність у накопиченні  $^{137}\text{Cs}$  в тканинах і органах різних деревних порід. Найвища концентрація радіонукліду відмічається у листі і хвої, молодих пагонах, лубі, а найменша – у деревині. Суттєво варіює інтенсивність накопичення у наземній частині фітомаси дикорослих ягідних рослин залежно від типів місцезростання: більше – у зволжених едафотопах, менше – у сухих.

Складові біоценозів за концентрації  $^{137}\text{Cs}$  можна розмістити так: у свіжих та вологих сугрудках – ґрунт і мертвий покрив > деревний ярус > живий покрив > мертвий покрив.

Як видно, лісова рослинність бере активну участь у перерозподілі і нейтралізації радіонуклідів в екосистемі. Посадка дерев і чагарників на незаліснених ділянках, забруднених радіонуклідами, здійснюється у вигляді культур відповідно до лісорослинних умов. В окремих випадках, якщо це є можливим, проводять активацію верхнього шару ґрунту.

У лісопарках і парках досить часто зустрічаємо сліди рекреаційних дегресій – надмірне ущільнення ґрунту, витоптування трав'яної рослинності та самосіву дерев і чагарників. Рекреаційна дегресія часто має *площинний* характер, коли, наприклад, від узлісся в глибину насадження рекреанти витоптують усю територію, крім невеликих ділянок землі довкола дерев. Проте вздовж стежок і доріг можна спостерігати *лінійну* дегресію – витоптування землі вздовж цих магістральних ходів. У цих випадках створюють щільні захисні насадження з чагарників і дерев, особливо колких: терену, шипшини, глоду, аличі, барбарису. На узліссі висаджують світлолюбні види, а під наметом дерев – тіневитривалі. В окремих випадках, особливо в зоні галявин, ушкоджених дегресією, фітомеліоративні заходи полягають у залужненні або посадці ґрунтопокривних рослин, зокрема, барвінку, плюща, кизильників, ялівця козацького.<sup>4922</sup>

Беручи до уваги всі аспекти порушеної проблеми, можна констатувати, що сьогодні існують два шляхи науково обґрунтованого, відносно безпечного використання радіаційно уражених земель. Перший – це комплексні заходи з їх реабілітації, здатні зменшити нагромадження радіонуклідів у системі ландшафтів. Другий – пошук і використання технологій сільськогосподарського виробництва, за яких можна отримувати продукцію, що не містить радіонуклідів і, отже, не становить загрози для здоров'я людини та є конкурентно здатною.<sup>4923</sup>

Високоєфективними є також традиційні агрохімічні методи – внесення мінеральних фосфорних, калійних та органічних добрив і мікродобрив, які сприяють зменшенню коефіцієнтів переходу радіонуклідів у рослинну біомасу. Переведення радіонуклідів з вільного стану у зв'язаний за допомогою внесених меліорантів, а також гальмування їх всмоктування добривами на тривалий час обмежує формування радіоактивної рослинної біомаси, що зменшує внутрішнє опромінення людини.

#### 4.4. Фіторекультивація підтоплених земель – причини підтоплення, підбір культур.

Підтоплення земель – це комплексний процес, при якому порушується водний режим та відбувається підвищення рівнів ґрунтових вод і зволоження ґрунтів, що призводить до порушення господарської діяльності та умов проживання населення на певній території.<sup>4924</sup>

Підтоплення територій є досить таки поширеною проблемою в Україні, яке охоплює 27% земель країни. У зоні потенційно підтоплених опинилось понад 150 тис.га забудованих територій. Більше, ніж у двадцяти великих населених пунктах підтоплені площі перевищують 1000 га. Найбільш відчутним це є в південно-східній частині України, особливо, в гірських районах Карпат та Полісся. На карпатських річках паводки повторюються до п'яти разів на рік. Це залежить від чергування періодів підвищеної та низької вологозабезпеченості. Саме в періоди підвищеної водності паводки набувають загрозового, а інколи катастрофічного характеру.<sup>4925 4926</sup>

Підтоплення від паводків та повеней створюють надзвичайні ситуації, що завдають значної шкоди. Їх можна поділити на економічні, екологічні та соціальні. Загальними причинами цього негативного впливу є різка зміна погодних умов та людська діяльність. Щорічні економічні збитки становлять близько 500 грн. на один гектар. У роки з великою кількістю опадів втрати зростають у рази.<sup>4927</sup>



Рисунок 4.17 – Характер підтоплення ґрунтового покриття

За динамікою розвитку та територіальним поширенням, підтоплення преважає серед екзогенних геологічних процесів в Україні. Це явище в більшості характерне для освоєних територій. При порушенні водного режиму і балансу територій підвищується рівень підземних вод.

Підтоплення несе за собою також негативні зміни геологічного середовища та провокує небезпечні геологічні процеси. Так, через підтоплення погіршується якість ґрунтів, відбувається заболочування, забруднюються поверхневі і підземні води.

Ці проблеми не є новими. Можна навести не один приклад занепаду і загибелі цивілізацій через втрату родючості ґрунтів. За даними ООН, останнім часом внаслідок діяльності людей, у тому числі і від підтоплення, загальна площа земель, що втратили родючість, становить 2 млрд. га, що у 1,5 рази перевищує площу орних земель в Європі. Щорічне вилучення зрошувальних земель із сільськогосподарського обігу внаслідок засолення чи заболочення сягає до 300 тис. га. Від підтоплення під загрозою опинилось біля 12 тисяч архітектурно-історичних пам'яток України. Площа підтоплених земель сільськогосподарського призначення становить майже 120 тис. га.

В значній мірі порушено унікальну українську екосистему, що формувалась протягом сотень і тисяч років. Вона мала потужні можливості для самоочищення, формування запасів питної води, нейтралізації різноманітних стоків і забруднень. В окремих випадках цей процес є незворотнім.

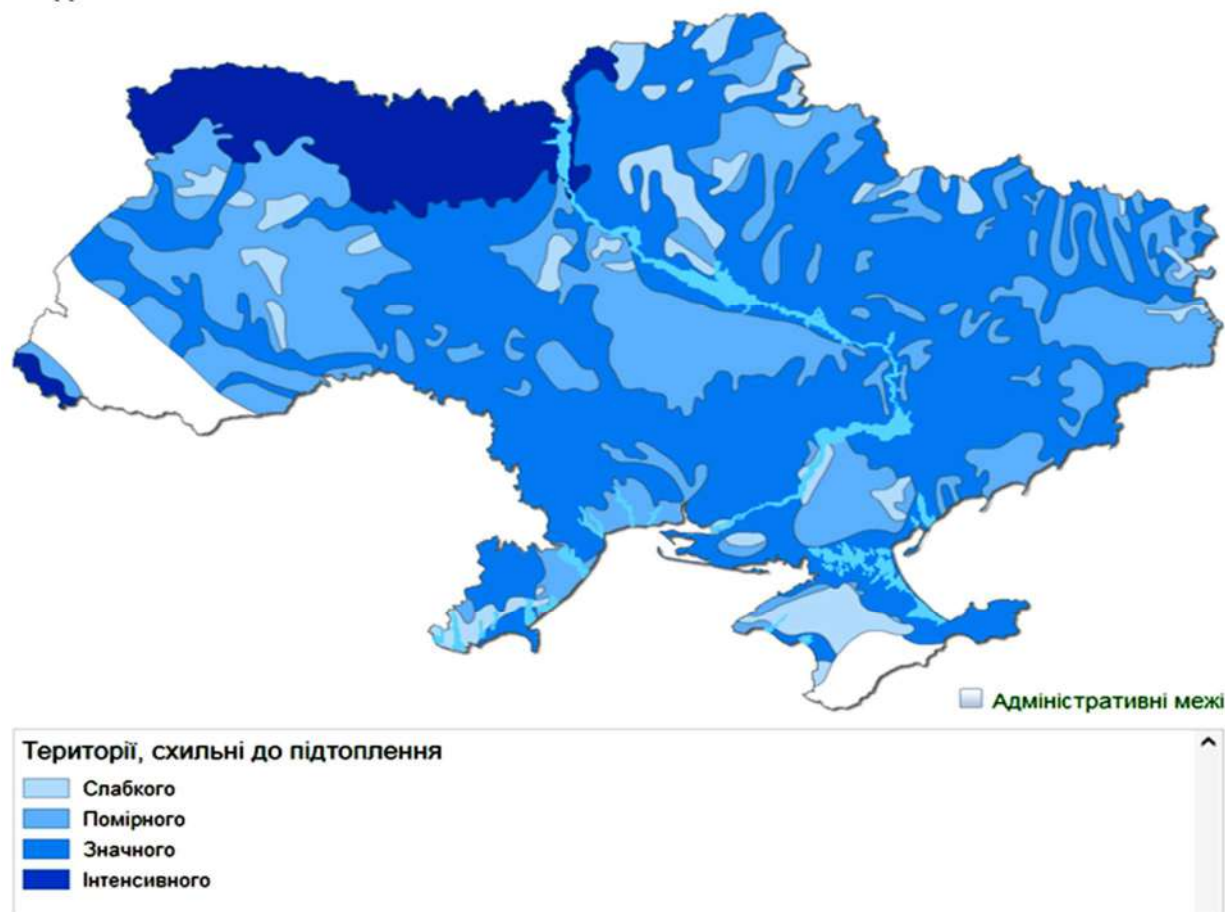


Рисунок 4.18 – Території України схильні до різних типів підтоплення<sup>4928</sup>

Підтоплення буває різних типів. Їх поділяють за природою походження, поширенням, характером та тривалістю дії.

За природою походження підтоплення розрізняють природне, до якого відносяться території з природно підвищеним рівнем ґрунтових вод (заплави

річок, балки, поди, блюдця, понижені елементи рельєфу) та техногенне, як результат діяльності людини.

За поширенням підтоплення буває регіональне, коли підтоплено значні території – декілька районів, область, регіон, та локальне – обмежується невеликими масштабами - окрема садиба, об'єкт, сільський населений пункт, гідромеліоративна система.

За тривалістю дії виділяють постійне, де рівень ґрунтових вод протягом року не опускається нижче допустимого рівня, що викликає підтоплення; сезонне – рівень ґрунтових вод в окремі періоди року піднімається вище допустимого рівня, що призводить до підтоплення; епізодичне, коли підняття рівня ґрунтових вод, що призводить до тимчасового підтоплення відбувається періодично (з періодом у декілька років) та потенційне, коли згідно даних режимних спостережень відбувається підняття рівня ґрунтових вод в результаті чого через певний період часу ці території можуть стати підтопленими.

За характером дії підтоплення буває явне, коли рівень ґрунтових вод вище рівня, який призводить до підтоплення та приховане, коли в підземних приміщеннях будівель або в ґрунтах підвалин вологість збільшується до критичного рівня за рахунок інфільтрації та капілярного зволоження або в результаті концентрації вологи під спорудами<sup>4929</sup>

Основні чинники підтоплення земель в Україні поділяють на глобальні, регіональні і місцеві. Глобальні, в основному, залежать від природної циклічності періодів підвищеної та низької вологості та масштабних змін клімату. Регіональні, в свою чергу, мають виключно техногенне походження. Серед них зустрічаються такі, що навіть за нинішніх умов не можуть бути швидко вирішені. Насамперед це стосується населених пунктів, які розміщені у низинах, на днищах і схилах балок, а також у приморській смузі, тому що це є зони розвантаження підземного стоку та зосередження поверхневих вод. Також це можуть бути порушення природного стоку та зниження природної дренажності території внаслідок зарегульованості великих та частини середніх річок водосховищами та ставками, що спричиняє підпір рівня ґрунтових вод і зниження природної дренажності території.

Що стосується малих та окремих середніх річок, то ситуацію зарегульованості можна покращити, якщо прибрати незаконно створені ставки та загати. Щодо замулення русел річок з причини неграмотного розорювання прибережних смуг та більшої частини водозбірних територій, то ситуацію можна змінити використовуючи науково обґрунтоване зрошення земель у місцях подів, степових блюдць, по дну балок, на прибережних територіях та заліснення берегів річок і окремих територій.

Підтоплення техногенного походження може відуватись також унаслідок незадовільного функціонування чи повної відсутності зливної мережі, інших систем водовідведення у населених пунктах; значних втрат в системах водопостачання та водовідведення у населених пунктах з централізованим водопостачанням; незадовільного стану експлуатації більшості захисних дренажних систем; неграмотного розміщення шламонакопичувачів,

водосховищ; недосконалих технологій ведення гірничодобувних робіт; перекриття природного стоку з причини спорудження інженерних комунікацій та приватних будівель.<sup>4930</sup> Аналізуючи зміни у режимі ґрунтових вод, необхідно оцінювати їх два основні види: природний та техногенний.<sup>4931 4932</sup>

Природний режим ґрунтових вод формується в основному під впливом геологічних та гідрологічних чинників певної місцевості, тоді як техногенний – на фоні природного режиму на незабудованих територіях. Техногенний режим ґрунтових вод може бути зарегульований (значні коливання рівня ґрунтових вод) або незарегульованим (незначні або тимчасові коливання рівня ґрунтових вод). Умови рельєфу оцінюються з точки зору дренажності території та наявності різноманітних форм рельєфу. Геологічні умови слід оцінювати звертаючи увагу на розвиток геологічних процесів, а кліматичні – за характером прояву кліматичних явищ. Оцінка гідрологічних умов ототожнюється з оцінкою режиму функціонування водотоків, стану русел та водозбірних територій.

Техногенний вплив необхідно оцінювати за ефективністю функціонування водогосподарських об'єктів, тоді як антропогенний – за дією населених пунктів та об'єктів промисловості і виробництв на власне підтоплення територій. Тут основними критеріями щодо оцінювання антропогенного впливу на процес підтоплення виступають рівень підґрунтових вод та зміна гідрологічного режиму певних територій через діяльність відповідних виробництв та галузей (зрошування сільськогосподарських угідь, полив насаджень, фільтрація із штучних водоймищ, каналів та резервуарів, бічний приплив підземних вод).

Техногенні чинники рекомендують оцінювати за показниками втрат води у житлових і промислових мережах і комунікаціях (як приклад – показники витоків, водозабору, водовідведення), а природні – враховуючи додаткові обсяги надходження води на підтоплені території внаслідок природних явищ та процесів. Також при оцінці природних факторів необхідно враховувати інфільтрацію атмосферних опадів, конденсацію вологи у ґрунті, додаткове надходження води внаслідок паводків та повеней, видозміну природного режиму підземних вод і їх взаємозв'язок із поверхневими водами.

В цілому процес підтоплення слід розглядати з двох позицій – як фактичне і як прогнозоване. Фактичне (планове або катастрофічне) підтоплення територій, на яких підвищення рівня ґрунтових вод вже спричинило істотне погіршення умов життя населення та ведення господарської діяльності або до виникнення надзвичайних ситуацій. Прогнозоване – (ймовірністю високою або низькою), яке може призвести до погіршення господарської діяльності, умов проживання населення та екологічних умов.

І в першому, і в другому випадках причинами порушення природної рівноваги водного балансу території та піднятті рівня ґрунтових вод вище допустимих норм можуть стати атмосферні опади, дощові та весняні паводки і повені. Тому, при оцінці збитків від підтоплення, слід враховувати ризики, пов'язані із виникненням та поширенням цих явищ та процесів.

Необхідно оцінювати і супутні із процесом підтоплення явища і процеси –

заболочування території, деформація ґрунтів, утворення зсувів та активізація інших природних процесів (карсту, суфозії), що ведуть до просідання ґрунтів та будівель; забруднення ґрунтових вод та зміни їх хімічного складу; погіршення санітарно-гігієнічних умов та фізико-хімічних властивостей ґрунтів; пригнічення та загибель зелених насаджень тощо. При цьому окремо оцінюється і ступінь небезпеки. Він може бути малонебезпечний, небезпечний та катастрофічний. Якщо рівень ґрунтових вод на промислових ділянках підніметься більше ніж на 3 метри, на житлових майданчиках понад 2 метри, більше ніж на 1 метр на селитебних територіях та понад 0,5 м на рекреаційно-оздоровчих об'єктах, рівень небезпеки буде *катастрофічним*.

Доцільно також враховувати інтенсивність інших небезпечних геологічних явищ та процесів, таких як підвищення сейсмічності місцевості, величину сезонних коливань рівня ґрунтових вод тощо. Крім вище зазначених чинників, необхідно звернути увагу на ступінь порушення за попередні періоди. Збитки від підтоплення будуть більшими, якщо підтопленими виявляться землі під санітарно і гігієнічно небезпечними об'єктами. Це території, на яких розміщені скотомогильники, смітники, тваринницькі ферми, склади нафтопродуктів тощо.

Збитки на підтоплених територіях необхідно визначати і за допомогою порівняльного оцінювання родючості підтоплених ґрунтів (оцінювання родючості до і після підтоплення); оцінювання можливості (неможливості) використання цих та сусідніх територій для господарських потреб; оцінювання уразливості господарських об'єктів та будівель і ступеня їхнього руйнування. В свою чергу, ступінь уразливості територій залежить від ступеня її забудованості, виду забудови, приналежності підприємств до відповідної галузі; виду незабудованих територій, наприклад, виду сільськогосподарських угідь, площ не використовуваних земель тощо.

Таким чином, підтоплення територій України є головним еколого-геологічним фактором, що робить небезпечною життєдіяльність у промислово-міських районах і відбувається під впливом складної взаємодії техногенних, природних і технологічних чинників.

В деяких регіонах, наприклад у Херсонській області, підтоплення виявилось суттєвим чинником, який безпосередньо впливає на зміни геологічного середовища. До того ж збільшується вплив глобальних кліматичних змін на прискорення підтоплення міст і селищ міського типу. В Україні це збільшує рівень небезпеки, так як гідротехнічні споруди (дренажі, зливові стоки) мають недостатній захист від підвищення рівня опадів, збільшення щільності і глибини забудови та зростання площ і періодів повеней.

Суттєвими причинами і факторами підтоплення міст і селищ є розташування населених територій на понижених ділянках, таких як річкові долини, приморські смуги, долини і схили балок, ярів; порушення умов стоку поверхневих вод будівництвом; неналежний стан дренажних систем (створення штучних водойм, замулення річок, засипання балок, ярів, озер, створення каналів на малих водотоках; відсутність централізованих систем

водовідведення, поганий стан мереж водопостачання та каналізації; геоморфологічні, кліматичні гідрогеологічні та геологічні чинники (опади, ерозія річкових долин, водний режим річок); припинення використання неглибоких водоносних горизонтів; значне техногенне навантаження на територію, яке виникає від промислово-міських забудов, будівництва водосховищ, ставків, каналів, водогонів, зрошенням тощо; підтоплення гірничого простору при закритті підприємств гірничої діяльності та припиненні використання відкритих виробок.

Для того, щоб знизити негативний вплив від поцесів підтоплення міст і селищ міського типу в Україні, необхідно відновити роботи дренажних систем і побудувати нові дренажні споруди; здійснювати періодичне чищення русел річок, підтримувати в належному стані їхню дренажну здатність; розширити площі під ліси та заповідники до оптимальних розмірів; відмовитись від зрошення в місцях, де підйом рівня підземних вод критичний; забезпечити цілодобове енергопостачання меліоративних об'єктів і устаткування; провести реконструкцію аварійних водно-каналізаційних мереж; розробити нові оптимальні системи контролю за користувачами водних об'єктів і тому подібне.

Фітомеліорація підтоплюваних земель, які утворилися внаслідок слабо регульованого осушення або інших причин, що порушили природні процеси в ландшафті, здійснюють різними методами. Як фітомеліоративний засіб Х.Пойкер (1987) пропонує посів і посадку тростини (*Phragmites communis*) та посадку верби (лозою та корінням). Задовільно переносять тривале затоплення тополі.

***Ю.П.Бялович (1962) залежно від розташування і призначення виділяє шість підтоплюваних насаджень:***

1. *На незаболочених берегах* – звичайно підтоплювані землі, призначені для вирощування швидкорослих і цінних порід. Створюються у вигляді масивів, стрісок і смуг.

2. *На незаболочених обвалованих площах.* На відміну від звичайного підтоплювання, ці насадження є дренажними і призначені для біологічного дренажу, оскільки виконують підсобну роль стосовно насосних станцій. Тому тут використовують швидкорослі породи, які витрачають максимальну кількість води (тополі, ясени – звичайний і зелений, верба біла тощо). Можуть створюватися у вигляді задамбової смуги завширшки 100 м або у вигляді масиву.

3. *На заболочених берегах.* Розташовані на найбільше понижених місцях, де капілярна кастла ґрунтових вод досягає поверхні ґрунту, а місцями можуть стояти постійні або тимчасові калюжі внаслідок наявності понижень з позначками нижче НПГ, або виходу ґрунтових вод, затоплення низини паводками, поверхневим стоком. Призначені, в першу чергу, для сильного притінення калюж з метою пригнічення розвитку личинок малярійного комара та для біологічного дренажу (притінювально - дренажні насадження).



Створюються у вигляді стрічок або у вигляді масивів з тополі, верби, ясенів – зеленого і пухнастого.

4. *На заболочених обвалованих площах.* Ці насадження, як і в попередній категорії, мають притінювально - дренажний характер, створюються у вигляді задамбової смуги чи масивів. Висаджують тополі, верби, вільху чорну.

5. *Лінійна посадка “бачивника”* в затоках аж до врізки води на не абразивних берегах водосховища. Такі посадки сприяють закріпленню берегів, які піддаються розмиванню. Лінійні посадки складаються із одного-трьох рядів верби білої з домішкою чагарникових верб і аморфи.

6. *Лінійні притінюючі посадки* вздовж осушуючих каналів. Пригнічують розвиток личинок малярійного комара і попереджують густе заростання канав. Головні породи залежно від едафічних умов – це вільха чорна, верба ламка, верба біла, тополі, сосни.

Підтоплювані насадження на незаболочених берегах залежно від лісорослинних умов можуть складатися із культур грецького горіха з дикими плодовими деревами і ліщиною, а також чорногоріховими, сірогоріховими, горіхово-дубовими, дубово-сосновими, модринними, тополевыми культурами. Дренажні насадження на незаболочених обвалованих площах мають бути тополевыми.

У притінювально-дренажних насадженнях (берегових, обвалованих, лінійних удвоє канав) головними породами залежно від едафічних умов можуть бути вільха чорна, верба ламка, верба біла, тополі, сосна. Для посилення притінювальної дії цих насаджень їх варто, якщо це можливо, створювати змішуваними, складними, із щільними закритими узліссями. Зокрема, Ю.П. Бяллович, радить у всі листяні притінювально-дренажні насадження вводити домішку ясеня зеленого або ясеня пухнастого, в тополеві – вільхи чорної.

Для підвищення продуктивності і захисної дії притінювально-дренажних насаджень їх площі мають бути осушені відкритими канавами.<sup>4933</sup>

Для рекультивування систем земель, які межують із водними джерелами та мають небезпеку підтоплення сформовано комплекс фіторекультиваційних насаджень, детальна характеристика яких наведена у ряді публікацій. Відповідно до них характер таких фіторекультиваційних насаджень мають такі класифікуючі групи.<sup>4934</sup>

***Природні та штучні насадження в межах річкових долин об'єднують в такі групи***<sup>4935</sup>:

1. Нижні берегові насадження знаходяться у місцях підтоплення, тимчасового затоплення та мілководдя.

2. Середні берегові насадження розташовані на берегових круто-схилах, річкових терасах, улоговинах та ярах, вони запобігають ерозійним процесам і береговим зсувам, поліпшують санітарний стан та естетичний вигляд долинних ландшафтів.

3. Верхні берегові насадження розташовані вище бровки берегового схилу, виконують важливі санітарно-гігієнічні, естетичні та архітектурно-планувальні функції, часто їх використовують для рекреації.

**Навколо водоймищ створюється система захисних насаджень, в яку входять<sup>4936</sup>:**

- лісосмуги вздовж берега;
- хвилеломні насадження чагарників і напівводних рослин у при-бережній частині затоплення;
- насадження чагарників на мокрому та сухому укосах греблі.

Прируслові захисні лісові смуги створюють уздовж обох берегів річок.

Ширина смуг залежить від довжини річки, інтенсивності алювіального процесу й умов господарського використання заплавних угідь.

Для річок, на яких процеси розмиву та переносу алювію слабо розвинені або зовсім не спостерігаються, лісові смуги створюють завширшки 9-15 м (при довжині річок до 200 км) і 15-20 м (на річках завдовжки понад 200 км). На річках з інтенсивним алювіальним процесом ширину прируслових смуг збільшують при довжині ріки до 100 км - до 20 м, при довжині до 200 км - до 30 м, при довжині більше 200 км - до 50 м.

**Головні види і комплекси захисних культур<sup>4937</sup>.** Хвилеломні насадження. Відомо, що густі напівзатоплені зарості верб зменшують енергію хвиль у 15-25 разів, посилюють їх рефракцію (лат. refractio - заломлюю) і припиняють хвилеударне руйнування берегів в зоні своєї дії. Хвилеломні насадження створюють змішаними. У більшості випадків кращим їх складом є 60 % верби білої, 30 % верби мигдальної, 10 % аморфи.

Хвилегасні зарості напівводної рослинності. Висока напівводна рослинність - зарості очерету озерного і комишу звичайного - незрівнянно краще пристосована до зростання на відкритому плесі, ніж зарості верби. Хвилегасна можливість очерету і комишу дуже велика. Ширина хвилегасної смуги має бути не менше 20 м.

Намулорегулюючі заплавні насадження мають зменшувати швидкість і витрати води у повноводдя на заплавній частині живого перерізу потоку, посилюючи в потрібних місцях вилучення намулу з русла і тим самим поглиблюючи, спрямовуючи і стабілізуючи русло. Крім того намулорегулюючі насадження можуть бути високопродуктивними і мати велике естетичне і мисливське значення.

До намулорегулюючих належать такі види заплавних насаджень:

- насадження руслової обмілини (верба тритичинкова, червона шелюга, верба каспійська, верба біла);
- насадження заплавного яру (густі посадки чагарників);
- насадження прируслового валу (осокір, сосна, модрина);
- внутріплавні намулорегулюючі насадження (дуб, в'яз, осокір, верба, вільха чорна).

**Насадження вздовж осушувальних каналів<sup>4938</sup>.** На берегових схилах каналів, які мають коритоподібний або трапецієвидний профіль і наповнюються

періодично, науковці рекомендують висаджувати дерева і чагарники, не турбуючись про погіршення їх пропускнуої спроможності. Умови розвитку рослин на берегових схилах сприятливі, а тому тут вони через декілька років утворюють густу поросль, що дає змогу відмовитись від поточних робіт з догляду за береговими схилами (скошування трав, усунення бур'янів). Крім того, ці насадження формують специфічні біотопи і урізноманітнюють ландшафт. Опадаюче з дерев і кущів листя, яке перегниває дуже швидко, не призводить до звуження каналу. Для озеленення каналу рекомендують вільху клейку, саджанці якої розташовують на висоті не менше 0,5 м від підшви каналу з обох або одного боку, відстань між саджанцями 1 м. Вище на схилі, витримуючи відстань між рядами 1 м, висаджують рядами види, які відповідають даній місцевості. Важливим завданням є забезпечення основного функціонального призначення цих насаджень – затіняти канал, внаслідок чого сповільнюється випаровування. Це забезпечується посадкою чагарників на верхньому краї відкосу і систематичним обрізуванням та рубкою вільхи.

**Фітомеліорація водотоків**<sup>4939</sup>. У попередніх розділах ми розглянули шляхи створення захисних насаджень у долинах річок. Проте до ландшафту водостоків належать не лише дерева, але й уся прибережно-водна рослинність.

Роботи, що здійснюються на водоймах і в долинах річок, слід розглядати як ландшафтоформування, оскільки річні та долинні ландшафти здавна використовували як місця відпочинку. Зберегти цю функцію ландшафту можна при здійсненні заходів з формування просторової структури території, що виходить за межі чисто технічних потреб. Матеріалом для формування річкового і долинного ландшафту є дерева і чагарники.

Висадка рослин по берегах водостоків і в долинних ландшафтах належить до спеціальної галузі інженерної біології. Правильний підбір рослин для захисту берегів і закріплення схилів або ж розчленування долинного простору вимагає особливого досвіду і знань. У природі водотоки створюють умови для життя рослин і тварин. Попередні методи господарювання зумовлювали різке обмеження розмаїтості життєвих форм. Багато водних і земноводних видів перебувають під загрозою зникнення, а деякі зовсім зникли. Тому слід ефективно підтримувати мету природоохоронної діяльності, направлену на збереження і відновлення різноманіття життєвих форм як у воді, так і на берегах водойм і в долинах.

**Класифікація ділянок русла і типи водойм**<sup>4940</sup>. Під час створення рослинного покриву на берегах водотоків, слід брати до уваги природні умови (орографію, клімат, ґрунти, рослинний і тваринний світ), а також особливості самого водотоку (швидкість течії, коливання рівня води, рух долинних наносів тощо). Русла водотоків поділяють на чотири ділянки, які характеризуються природними умовами, а тому вимагають використання різних гідротехнічних та ландшафтно-формувальних методів.

**Водозбірний басейн.** У цій місцевості з невеликих струмків формується русло річки, звідси мають розпочинатися всі заходи, спрямовані на санування

водойм. Роботи, які тут проводяться, мають загально-меліоративний характер: охорона лісу, попередження ерозії, догляд за ґрунтом.

**Зона рослинності вздовж ріки.**<sup>4941</sup> Беручи до уваги водну поверхню та зону періодичного затоплення, виділяють такі зони рослинного покриву:

- зона рдесту (*Potamogeton* L.). Розташована нижче мінімального рівня води, тобто постійно затоплена. Інженерно-біологічна (фітомеліоративна) роль цієї рослинності незначна, оскільки вона не в стані захистити підводні схили від пошкоджень. Біологічна ж роль їх надзвичайно велика: виробляючи кисень, підводні рослини сприяють самоочищенню водойм і слугують кормом для риб. На річках зі швидкою течією або інтенсивним судноплавством зона рдесту відсутня;

- очеретяна зона. Це так звана земноводна зона, яка простягається від низького до середнього рівня води і характеризується частими змінами рівня води. Тривалість затоплення рослин становить не менше 150 днів у рік. Очерет своїм корінням зміцнює берегові схили, захищаючи їх від руйнування. Цінність цієї зони полягає також у самоочищенні водойми і рибальстві. В очеретяній зоні, крім очерету, росте багато інших видів, які мають не лише берегоукріплювальні, але й естетичні якості;

- зона деревно-чагарникової рослинності з м'якою деревиною. Ця зона лише деколи підтоплюється. На природних водоймах береги, як правило, облямовані заростями верболозу, вище якого на берегових схилах розташовується вербовий заплашний ліс. Деревно-чагарникова рослинність цієї зони забезпечує захист високих берегових схилів від пошкоджень. Там, де вона відсутня, формується злаковий дерновий покрив, який не має такої потужної фітомеліоративної сили, як деревно-чагарникові зарості;

- зона деревно-чагарникової рослинності з твердою деревиною. Ці насадження розташовані вище середнього рівня паводка, затоплюються лише зрідка і не регулярно.

Функціональна цінність заплашних фітомеліоративних насаджень, якщо вони мають вигляд вузьких облямовуючих смуг, полягає у захисті прилеглих територій від пошкоджень під час льодоходу, а також в екологічному облаштуванні ландшафту.

**Посадка рослин у заплавах річок**<sup>4942</sup>. Посадка очерету. Поряд із достатньою кількістю води та обмеженим коливанням її рівня для висадки очерету необхідні такі умови:

- наявність берегового ґрунту;
- пологий береговий насип;
- повноцінне сонячне освітлення;
- захист молодого очерету від сильної течії;
- захист очерету від пошкоджень (худобою, рибалками, човнами).

Всі види очерету можна розсаджувати за допомогою кореневищ з невеликою грудкою землі. Матеріал для посадки беруть у заростях очерету або осоки. Для висаджування кореневищ або пагонів підготовляють ями у ґрунті на

висоті середнього літнього рівня води. Можна висаджувати очерет у вигляді снопів, в які складають стебла очерету з корінням, кладучи їх у спеціально підготовлені траншеї. Очерет звичайний можна висаджувати стебловими пагонами, які скошують з початку травня до середини червня (довжина стебел близько 100 см з трьома- нижче лінії середнього літнього рівня води на віддалі 30-50 см один від одного. На водоймах з сильним хвилями стебла встромляють під кутом з нахилом до берега. Очерет можна також розмножувати насінням.

З метою регулювання процесу заростання очерет періодично скошують.

Посадка верби. Верби захищають берегові схили над лінією середнього рівня води від пошкоджень, скріплюючи ґрунт своїм густим корінням і виявляючи опір водним потокам своїми гнучкими вітами. Посадку верб на берегах проводять, як правило, вегетативними частинами рослин – черешками, гілками, хворостинами або лозою. Посадковий матеріал верби найкраще заготовляти в період зимового спокою, тобто з жовтня по березень, а також до закінчення цвітіння. Можна заготівлю посадкового матеріалу проводити починаючи із середини літа. Черешки зрізують переважно з молодих пагонів верби. Товщина черешків – від діаметра олівця до діаметра 2-3 см. Довжина черешків залежить від характеру берегового ґрунту. Для тяжких і вологих ґрунтів – близько 20 см, на сухих галечникових ґрунтах, а тим більше на кам'янистих слід забезпечувати максимально можливу довжину. Черешки, довжина яких перевищує 50 см, зручні для посадки лише при значній товщині.

Черешки найкраще встромляти під невеликим кутом, з нахилом до схилу. Їх розташовують по 25 шт. на 1 м<sup>2</sup>, тобто при віддалі між ними 20 см в довжину і ширину. Це забезпечує добру густоту насаджень. Якщо вимагається менше затримання стоку води, черешки розташовують рядами в напрямку течії на віддалі до 75 см один від одного, тобто близько 7 черешків на 1 м<sup>2</sup>. Вербу можна висаджувати кілками, тобто дуже великими черешками довжиною від 150 до 250 см відповідної товщини. Посадка лозою, яка являє собою мало гіллясті пагони верби у віці одного- двох років (довжина до 3 см), здійснюється для зміцнення схилів, верхнього шару ґрунту або берегової лінії.

## **4.5. Фіторекультивация осушених земель: наслідки осушення, підбір культур**

Переважну частину у структурі осушених земель<sup>4943</sup> займають сільськогосподарські землі (90,8% від площі осушених земель). Серед сільськогосподарських угідь найбільша площа зайнята під ріллею (55,0% - 1818,3 тис. га), сіножаті (17,2% - 567,1 тис. га), пасовища (16,7% - 517,4 тис. га). Також у складі осушених земель 188,5 тис. га (5,7%) займають лісові землі, 9,7 тис. га (0,3%) - забудовані землі, 51,5 тис. га (1,6%) - перелоги, 8,1 тис. га (0,2%) – багаторічні насадження. Найбільші площі осушених земель розташовані в західних областях України: Львівській (23,5% від площі області), Волинській (20,7), Рівненській (19,5), Чернівецькій (15,0), Закарпатській (14,4%) областях (рис. 4.19).

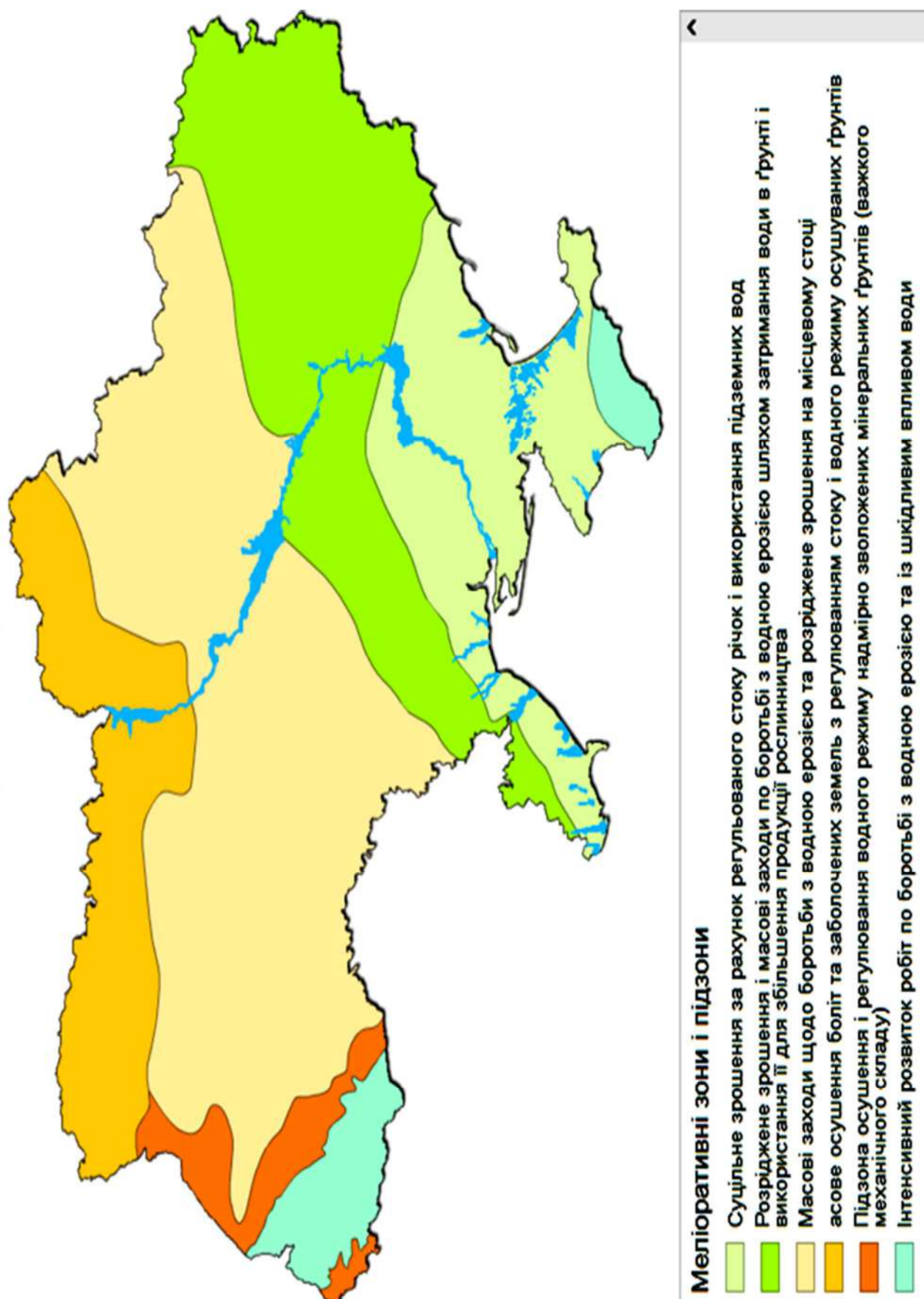


Рисунок 4.19 – Ґрунтово-мілеоративне районування України<sup>4944</sup>

Найменшими площами осушення характеризуються Одеська (0,1%), Донецька (0,2%), Луганська (0,4), Харківська (0,4%), що обумовлено природно-кліматичними, гідрологічними умовами.

Найбільші площі осушених перелогів виділяється у Житомирській (21,4 тис. га) та Івано-Франківській (14,1 тис. га) областях, що є надзвичайно низько ефективним способом використання високоокультурених земель. Осушені площі, що зайняті під багаторічними насадженнями, закономірно, найбільшу площу (4,3 тис. га) займають у Закарпатській області, оскільки саме тут найбільші площі цих угідь.

Осушені землі, які використовуються під рілля, мають подібні закономірності розподілу як сільськогосподарські землі, оскільки саме рілля

Осушені сіножаті найбільші площі займають у поліських областях: Волинській (98,5 тис. га) та Чернігівській (94,9 тис. га), а осушені пасовища - у Волинській (98,5 тис. га), Львівській (88,5 тис. га) областях. Використання осушених земель, на впровадження яких були затрачені значні обсяги матеріальних і фінансових ресурсів, під пасовища і сіножаті є свідченням надзвичайно низької ефективності їхнього використання.

Осушення лісових земель на значних площах було проведено у Волинській (59,9 тис. га), Житомирській (40,6 тис. га), Рівненській (34,2 тис. га) областях. Найбільші площі забудованих земель, на яких було проведено осушення розташовані у Львівській області (3,2 тис. га).

Згідно відомостей державного земельного кадастру переважна частина осушення (69,4% від площі осушення) проводиться за допомогою закритого горизонтального дренажу і тільки на 33,7% площ осушених земель проводиться двобічне регулювання водного режиму.

Проведення осушення земельних угідь тільки за допомогою закритого горизонтального дренажу характерно для Чернівецької, Одеської, Донецької областей. Переважною часткою осушення за допомогою цього способу відзначається також Івано-Франківська, Тернопільська, Хмельницька, Вінницька області. Найбільшими площами осушення, яке проведено за допомогою двобічного регулювання водного режиму характеризується Луганська (91,9% від площі осушення), Чернігівська (80,3%), Полтавська (70,4%), Сумська (68,4%).

Питання раціонального використання осушених земель займають одне з провідних місць в теорії і практиці землеробства. Тривале осушення і подальше використання меліорованих земель призвело до сталих змін у природних процесах, які мають різне спрямування, в тому числі і пов'язане з деградацією ґрунтів та погіршення їх екологічного стану<sup>4945</sup>. Через велику низку причин продуктивність осушених земель в останні роки значно зменшилась. Еколого-економічна криза в країні, створення роздрібних форм господарювання, зниження капіталовкладень в меліорацію земель, недостатній догляд за осушеною мережею, недотримання науково-обґрунтованих основ землеробства призвели до зниження продуктивності земель. У зв'язку з цим на окремих масивах відбувається вторинне перезволоження земель, погіршення водно-

фізичних властивостей ґрунтів, зниження їх родючості, а в результаті – зменшення їх продуктивності. Окрім того, відбувається значне скорочення обсягів використання меліорованих земель, тобто фактично іде некерований процес вилучення їх із сільськогосподарського використання.

***Осушені землі поділяють на три групи:***

- I – площі без надлишкового зволоження;
- II – площі, що короткочасно підтоплюються лише в період рясного випадання опадів і повеней;
- III – площі, що періодично підтоплюються, а іноді (навесні чи восени) на тривалий період затоплюються.

***Виділяють також чотири підгрупи осушених земель:***

- без наявності дерев і чагарників, купин і сфагнуму;
- зарослі чагарниками (верби – козяча, вухаста) та окремими деревами і групами;
- зарослі чагарниками, окремими деревами або їх групами з наявністю купин;
- зарослі чагарниками, окремими деревами або їх групами з наявністю купин і сфагнуму.

Швидкість сільватизації едафотопу в умовах осушених земель залежить від наявності в торфо-болотних ґрунтах поживних речовин і розміщення їх у ґрунтовому профілі. Максимум азоту, фосфора і калія у ґрунтах усіх типів боліт Західного Полісся знаходиться у верхніх горизонтах: у верхових – до 30 см; перехідних – до 50 см; низинних – до 70 см. За межею верхніх горизонтів відзначається помітне зменшення кількості цих елементів. Верхні горизонти ґрунтів більш кислі порівняно з нижніми. Оглеєння частіше спостерігається з глибини 50-80- см, але в деяких випадках його ознаки наявні вже з глибини 30 см. Саме в місцях оглеєння спостерігається максимум вмісту закисного заліза. Від близькості і потужності оглеєного горизонту залежить ймовірність підтоплення і затоплення осушеної ділянки.

Ще одною важливою ознакою едафотопу осушених земель, що стримує фітомеліоративний процес, як відзначено вище, є низькі температури на поверхні торфо-болотних ґрунтів у травні і вересні, які є згубними для багатьох деревних порід.

Найкращі фітомеліоративні якості на осушених землях проявили сосна звичайна, береза повисла, дуб звичайний, ялина звичайна. Дуб північний і горіх манчжурський стали гинути вже на 2-3 рік внаслідок підземних заморозків, а модрина європейська – внаслідок надлишку вологи.<sup>4946</sup>

Осушені землі потребують окультурення: розчистки від чагарників, дрібнолісся та каміння; видалення пнів і коріння; вирівнювання поверхні; внесення органічних і мінеральних добрив; вапнування; обробітку ґрунту, фрезування й оранки, глибокого розпушування, плоскоріжучого обробітку<sup>4947</sup>.



## 4.6. Фіторекультивація відвалів, териконів та сміттєзвалищ: технічний етап, підготовка ґрунту, підбір культур

Світове видобування корисних копалин продовжує зростати, тим самим створюючи суттєве втручання в природу. Найбільшого впливу на ландшафтні території завдає відкритий спосіб розробки. При збільшенні об'ємів кар'єрів, збільшуються внутрішні зовнішні відвали, морфологія яких в більшості випадків визначається видом складування розкривної породи (автовідвали, гідровідвали, залізничні відвали тощо). У великих кар'єрах кількість перенесеної гірської породи сягає величезних об'ємів.

Відвали вугільних шахт призводять до складних екологічних проблем. При інтенсивному видобутку проходить зміна гідрогеологічного режиму і, як наслідок, виникає загроза підтоплення і затоплення забудованих територій та сільськогосподарських угідь, змінюється хімічний склад поверхневих і підземних вод, змінюються фізико-механічні властивості порід, внаслідок чого посилюються геомеханічні процеси через затоплення гірничих виробок і масиву гірських порід.

Відпрацьовану перегорілу породу в зимовий час використовують для посипання доріг, а з потеплінням вся порода розноситься по території. При такому тривалому використанні з відвалу утворюється потудний шар токсичної породи<sup>4948</sup>.

Свіжестворені не рекультивовані відвали несуть екологічну загрозу, оскільки вітер з них розносить пил, забруднюючи території.

У числі найбільш стійких і перспективних рослин, які рекомендуються для посівів і посадок на відвалах господарсько цінні рослини: люцерна, еспарцет піщаний, конюшина біла і лугова і т.п.

Гірничотехнічний етап рекультивації включає в себе роботи по плануванню поверхні відвалів (створення рельєфу), нанесення родючого або потенційно родючого шару, внесенню основного мінерального добрива.

Біологічний етап рекультивації включає в себе посів багаторічних трав, посадку деревних і чагарникових видів, догляд за ними.

***У ході тривалих досліджень була доведена можливість поліпшення властивостей субстратів за допомогою різних прийомів. Можливі такі основні прийоми збагачення поверхні відвалів необхідними для росту і розвитку рослин поживними речовинами.***<sup>4949 4950 4951 4952 4953</sup>

1. *Прийом землявання* – нанесення на поверхню відвалів ґрунту, торфу або потенційно родючого ґрунту, товщина шару яких може коливатися від 2-4 см (на золовідвалах) до 20-50 см і більше (на породних відвалах). При земляванні поверхня відвалів може покриватися як рівномірно по всій площі, так і смугами, причому смуги з покриттям шириною 6-10 м кожна чергуються з такими ж за розміром смугами без покриття. Обидва типи смуг розташовуються

поперек пануючого напрямку вітрів. Смуги з покриттям засіваються багаторічними травами, а також практикуються посадки дерев і чагарників. Такий спосіб покриття дає економію посівного та посадкового матеріалу.

2. *Внесення повного мінерального добрива (КРК) з урахуванням наявного вмісту поживних речовин у субстраті, яке ділиться на два етапи: восени вносяться фосфорні та калійні добрива з розрахунку 60-90 кг діючої речовини на гектар; навесні внести азотні добрива - 90-120 кг/га з розрахунку 30-45 кг діючої речовини на гектар* Щорічна підгодівля посівів сприяє кращому розвитку культур і якнайшвидшому задернінню відвалів.

3. *Полив поверхні відвалів, зокрема золовідвалів, протягом вегетаційного періоду знешкоджених стічними водами (після проходження їх через очисні споруди).* Полив слід проводити як до посіву, так і після, починаючи з 10-го дня після посіву, протягом усього вегетаційного періоду (з травня по вересень) з розрахунку 200-500 м<sup>3</sup>/га за один раз, узгоджуючи його з фазами розвитку рослин. Склад застосовуваних стічних вод повинен відповідати нормам санітарно-епідеміологічної служби щодо вмісту шкідливих речовин.

Передпосівна обробка підготовлених площ залежно від виду освоєння, властивостей субстрату може включати як безвідвальну оранку з ґрунтозаглиблювачем, так і дискування або боронування важкими боронами в 2-4 сліду. Насіння злакових трав не вимагають попередньої обробки, але для поліпшення схожості їх можна піддати повітряно-тепловому обігріву. Насіння бобових за правилами слід піддавати скарифікації. Але при посіві на відвалах цей прийом можна не проводити, тому що насіння, не пророслі в перший рік, поповнюють кількість рослин у наступні роки. Хороші результати дає обробка насіння бобових бактеріальними добривами, зокрема нітрагіном, з розрахунку 1 кг (2 пляшки) на рекомендовану гектарну норму висіву насіння.

Посів насіння проводиться або рано навесні – з 25 квітня до 15 травня або влітку – з 20 липня по 10 серпня, тобто в період випадання опадів. Посів насіння можна проводити як вручну, так і механізованим способом з наступним боронуванням і коткуванням гладким катком.

Дрібне насіння зашпаровується на глибину 1-2 см, велике – 3-4 см.

Одночасно з посівом багаторічних трав слід проводити посадку дерев і чагарників, формуючи з них захисні смуги або невеликі колки, що буде сприяти накопиченню снігу, зменшенню водної та вітрової ерозії поверхні відвалів. Для цього рекомендуються наступні дерева і чагарники: тополя бальзамічний, яблуня дрібноплідна, осика, береза бородавчаста, береза пухнаста, верба козяча, сосна звичайна, карагана жовта, шипшина коричнева, рокитник російський, малина лісова, обліпіха, смородина золотиста, клен американський, лох вузьколистий та ін. Посадку деревних і чагарникових видів на відвалах як правило проводять в ямки або траншеї з внесенням родючого ґрунту. Культурфітоценози, що формуються на відвалах шляхом посіву багаторічних трав, вже на третій рік життя дають міцну дернину, зімкнутий травостій і придатні для сінокосіння. Врожайність сіна коливається від 10,5 до 26 ц/га

(злаки); від 20 до 45,5 ц/га (бобові). Лісова (лісогосподарська) рекультивація передбачає створення і вирощування лісових культур меліоративного, протиерозійного, полезахисного, ландшафтно-озеленювального, санітарно-гігієнічного, рекреаційного та інших призначень. У кінцевому рахунку мова йде про конструювання штучного лісового біогеоценозу.

Починати освоєння порушених земель треба з вирощування на них однорічних культур суцільної сівби, які використовуються на зелену масу, підсіваючи під них багаторічні трави.

Це обумовлено тим, що для нанесення на відвали звичайно використовується ґрунтовий шар, який містився раніше в буртах і сильно засмічений насінням бур'янів. Щоб уникнути бурхливого росту бур'янів, необхідно висівати культури суцільної сівби і збирати їх якомога скоріше, до запилення бур'янів. Багаторічні трави будуть сприяти ліквідації бур'янової рослинності, збагаченню кореневмісного шару органічними речовинами, азотом, а також оструктуренню ґрунту. За умови тривалого зберігання в буртах природні властивості гумусового шару ґрунту можуть погіршуватись (знижується вміст гумусу і кількість водотривких структурних агрегатів), тому необхідно через кожні 5 -7 років вводити у сівозміни багаторічні трави не менше 3 -річного використання. Крім того, для цієї ж мети у перший рік освоєння рекомендується вносити органічні добрива у дозі не менше 40-60 т/га<sup>4954</sup>. На слаботоксичних сумішках порід відвалів можлива безпосередня сільськогосподарська рекультивація за умови дотримання агротехнічних заходів. Наприклад, якщо відвали складені із потенційно родючих порід (лесовидних суглинків і супісків), в яких міститься мало органічної речовини й азоту, в перші роки освоєння вирощувати на них зернові культури без удобрення не рекомендується. У разі внесення добрив на лесових породах і четвертинних лесовидних суглинках можна одержати урожай, близький до урожаю, який одержують на староорних землях.

Першими роботами по лісовій рекультивації у нас в країні слід вважати освоєння для лісогосподарських цілей торф'яних виробок на півночі і північному-заході європейської частини, озеленення териконів у Донбасі.

У лісорекультиваційній практиці необхідно більш повно враховувати природне відновлення лісової рослинності на відвалах. У загальному плані рекультивації порушених гірничими роботами територій великого району доцільно ряд ділянок використовувати як ділянки для спортивного полювання, рибальства і місць мешкання диких тварин. У таких випадках при проведенні рекультивації можна обмежитися заходами щодо сприяння природному відновленню лісів і подальшої реконструкції малоцінних молодняків. Часто з цією метою проводять розрідження мілколистих порід і посадку саджанців сосни і модрина майданчиками. Це так званий пасивний спосіб лісової рекультивації, на відміну від активного способу – посадки лісокультур.

У південних районах країни під природне заростання доцільно залишати незручні ділянки неразровнених територій – круті схили, вузькі улоговини, балки, де створюють ремізні насадження із плодкових дерев і чагарників.

# ОСНОВНІ РОДОВИЩА КОРИСНИХ КОПАЛИН УКРАЇНИ

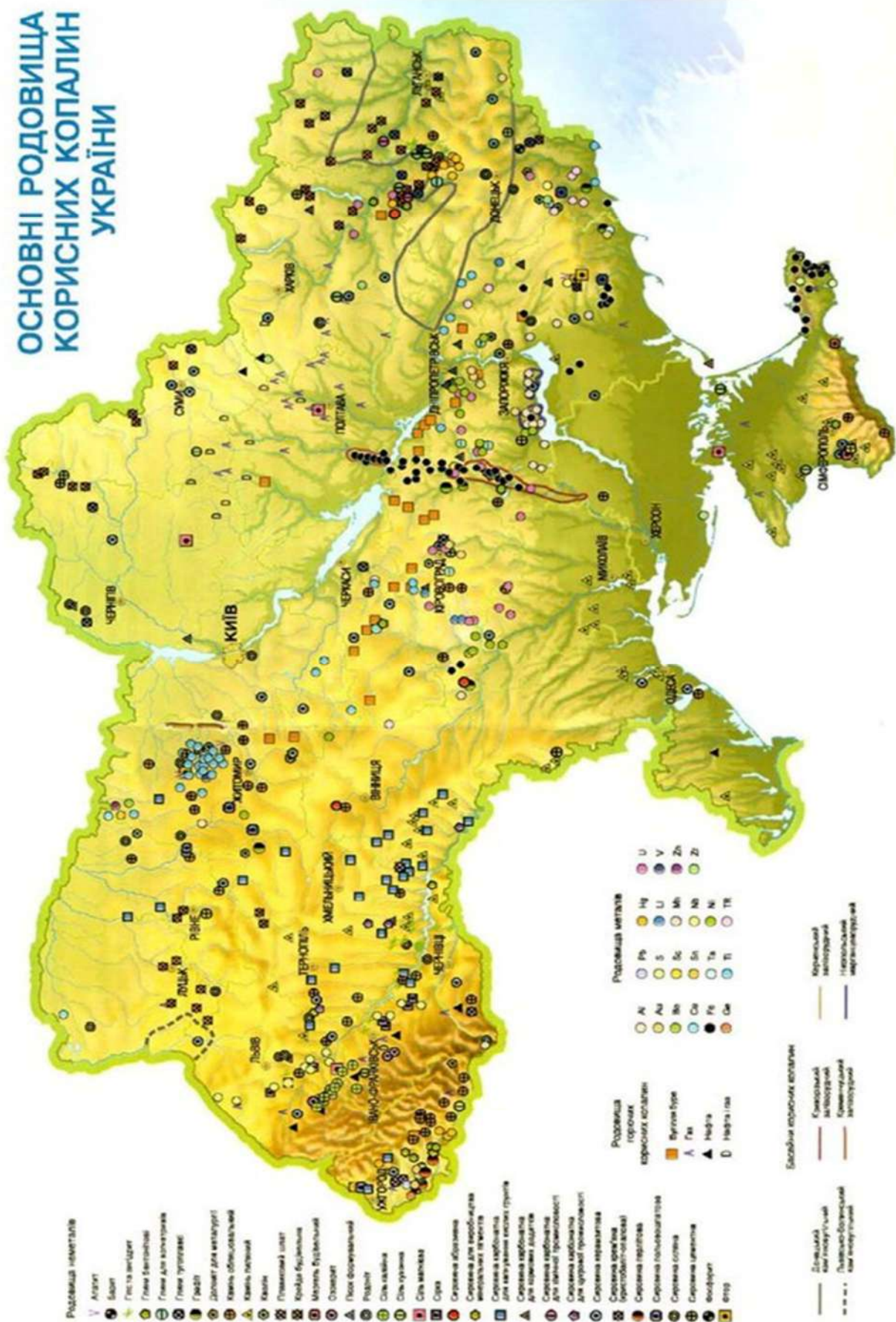


Рисунок 4.20 – Карта родовищ корисних копалин України (потенційних джерел відвалів, кар'єрів та тереконів)<sup>4955</sup>

Вимоги до гірничотехнічного етапу рекультивації включають зняття родючого шару ґрунту, селективну виїмку порід розкриву, транспортування та використання для рекультивації родючого ґрунтового шару і потенційно родючих розкривних порід, формування рельєфу і структури поверхневого шару, створення під'їзних шляхів та протиерозійних споруд.

Поверхневий шар служить основою для формування кореневого горизонту рекультивованої ділянки. При проведенні біологічної рекультивації увага звертається на поверхневий шар, якість якого визначає можливість створення рослинного покриву, трудомісткість меліоративних заходів. Склад і структура верхнього шару визначають види освоєння території. Потужність цього шару для вирощування деревних і чагарникових рослин повинна становити не менше 1,5-2 м. Штучно формується при рекультивації верхній горизонт (Р-горизонт) створюють за схемою, близькою до природного (нижній шар – сприятливі водно- фізичні властивості, верхній – гумусний горизонт).

Ступінь біологічної придатності ґрунтів встановлюється на основі фізичних і хімічних властивостей порід розкривних товщі і за спостереженнями за природним заростанням. Практично виділяються три основні групи розкривних порід за ступенем придатності їх для біологічної рекультивації: придатні (родючі і потенційно-родючі), малопродатні, непридатні. Групи поділяються на підгрупи по фізичним і хімічним властивостям.

До непридатних за фізичними властивостями відносяться сильнокам'янисті скельні породи. Непридатність порід за хімічними властивостями визначають, як правило, несприятлива реакція середовища (сильно кисла або сильно лужна) і високий рівень засолення. Перша група складається у тимчасові відвали і використовується згодом для створення рекультиваційного шару. Друга група - основна частина гірської маси відвалів, для яких характерна мала кількість елементів живлення рослин, несприятливий механічний склад, але можливе використання для створення лісонасаджень. Третя група - переважно скельні породи. Придатність порушених земель встановлюється на основі наступних чинників:

- Природних фізико-географічних умов: рельєфу, геології, ґрунту, клімату, рослинності, гідрології;
- Господарських, соціально-економічних та санітарно-гігієнічних умов;
- Технології і комплексної механізації гірничих робіт, строку експлуатації кар'єра і стадії розвитку підприємства, на якому проектується рекультиваційні роботи;
- Економічної доцільності і соціального ефекту рекультивації.

Для поліпшення структури та якісного складу ґрунтосуміші рекультиваційного шару необхідний цілий комплекс заходів щодо їх меліорації.

Меліоративні заходи ділять на групи:

- Фізико-хімічні методи меліорації ґрунтосуміші;
- Збагачення ґрунтів за допомогою внесення добрив і посіву сидератів;
- Біологічні методи інтенсифікації росту лісокультур шляхом введення до їх складу порід азотонакопичувачів.

Лісові культури на відвалах. Оптимальним вважається лісонасадження, де найбільш повно використано потенційна родючість ґрунту для росту деревних порід, отримані найбільші запаси деревини, виявляються корисні властивості лісу: кламаторегулюючі, водоохоронні, ґрунтозахисні, санітарно-гігієнічні та ін.

У світовій практиці склалася особлива форма ведення лісового господарства на промислових відвалах - створення попередніх меліоративних насаджень з швидкозростаючих невимогливих порід і поступова заміна їх насадженнями з більш цінних порід. Меліоративні породи - це вільха, акація біла, тополя. Існує тривимірне лісівництво - створення стійких екосистем, замінюють менш продуктивну природну рослинність (обширні лісосмуги, що перемежуються з пасовищних угідь).

Підбір порід будують за зональним принципом, з урахуванням біологічної придатності ґрунтів. Л.П. Баранник (1976) пропонує визначати такі показники біологічної стійкості лісових порід, як морозостійкість, посухостійкість, вимогливість до ґрунтової родючості, швидкість зростання, меліоративні якості, і виражає ці властивості в балах (високі, середні, низькі і т. д.).

Відповідно до біологічної характеристикою виділяється група піонерних видів: модрина, сосна, береза, тополя, верба, вільха, акація. Токсичні породи з високою кислотністю переносять акація, береза, вільха, тополя, лох, обліпіха, сосна, верба, клен, осика, смородина, спірея, тамаріськ. А карбонатні лужні - сосна, акація, береза, клен, вільха, лох, обліпіха.

Порівняно великий вибір видів дозволяє створювати на відвалах складні за складом насадження різних типів і призначення - меліоративні, протиерозійні, водорегулювальні лісосмуги, ремісні, лісопаркові та масивні експлуатаційні.

Меліоративний тип лісокультур для токсичних сульфідовмісних ґрунтосумішей. Меліоративний тип лісових культур розробляється для вкрай несприятливих у біологічному відношенні відвалів, складених токсичними ґрунтосумішами. На них можна використовувати сосну, березу, тополя, вільху, акацію, але потрібна меліорація ґрунту. Ефективні екранування непридатних ділянок шаром суглинку або вапнування з глибоким розпушуванням і промиванням. Обов'язкове підготовка ґрунтосуміші по системі сидерального пара і посіви буркуну. Необхідно вирощувати не чисто соснові лісонасадження, а змішані сосново-березові лісокультури з вільхою.

Таким чином, підбирати тип лісових культур потрібно з урахуванням розподілу ділянок ґрунтосуміші різного ступеня токсичності на поверхні відвалів. На нетоксичних розкритих ґрунтах можна вирощувати лісові насадження різного цільового призначення: це лісопарки, експлуатаційні, захисні, меліоративно-озеленювальні, підготовчі ремісні та інші насадження. Для всіх видів обов'язковим є виконання меліоративних та ґрунтозахисних функцій.

В усіх ґрунтово-кліматичних зонах на пухких ґрунтах легкого механічного складу без смітної рослинності можливе вирощування лісової культури без підготовки ґрунту. На ґрунтах важкого механічного складу з бур'янами

суцільна спалах обов'язкове. Проектуванню і створенню лісових культур має передувати агротехнічне обстеження і великомасштабне картування поверхні відвалів.

При підборі деревних і чагарникових порід і складанні проектів лісових культур перевагу слід віддавати змішаним насадженням, які, як правило, більш стійкі, ніж з однієї породи, повніше використовують ґрунтові та атмосферні ресурси середовища. До складу посадок бажано вводити до 30-50% чагарників.

***Необхідно, однак, зазначити, що обліпиху не слід змішувати з іншими деревними породами, так як вона дає на відвалах високу енергію росту і через 4-5 років витісняє всі інші види. Можна рекомендувати такі схеми змішування:***

1. Сосни – 33%, модрина – 17%, чагарників – 50%;
2. Сосни – 33%, берези – 33%, чагарників – 33%;
3. Модрина – 30%, берези – 25%, чагарників – 45%;
4. Берези – 50%, чагарників – 50%.

Остання схема призначена для несприятливих умов – на ветроударних і схилах південної експозиції, на вершинах відвалів.

На ділянках лісової рекультивациі, призначених для створення зон відпочинку і мають ландшафтне призначення, бажано куртини змішання деревно-чагарникових порід, величина окремих куртин може досягати 0,1-0,3 га.

Розміщення саджанців на площі встановлюється у кожному конкретному випадку залежно від біологічних властивостей висаджуються порід, лісопригодності ґрунту, призначення створюваних лісопосадок, особливостей рельєфу ділянки. Переважно рівномірний розподіл саджанців по площі (наприклад, 1x1 м або 1,0x1,2 м). У цьому випадку швидше відбувається змикання крон і закріплення поверхні відвалів. Однак у разі проведення механізованих робіт ширина міжрядь збільшується до 1,5-2 м, а в рядах відстань між рослинами відповідно скорочується до 0,5-0,7 м. Плодово-ягідні обліпихові плантації слід створювати з шириною міжрядь 2-2,5 м, висаджуючи на 1 га 2-2,5 тис. саджанців.

У більшості випадків догляду за лісопосадками на відвалах (прополка і розпушування) не потрібно. Трав'яниста рослинність на свіжевідсипаних або недавно розрівняних відвалах практично відсутня. Якщо і з'являється польова рослинність, то вона зазвичай не утворює густого травостою і не пригнічує деревну рослинність. І тільки у виняткових випадках, при великій густоті бур'янистих трав, необхідно проводити прополку лісових культур.

Розпушування вимагається на важких глинистих ґрунтах, де можливе утворення на поверхні щільної кірки. На відвалах з аргілітів, алевролітів, пісковиків, що утворюють щибенево-пластинчасті кам'янисті ґрунтосуміші, поверхневий шар породи зазвичай буває досить рихлим. Створювані на відвалах лісонасадження мають переважно захисне, санітарно-гігієнічне та рекреаційне значення, але можливо і лісогосподарське їх використання

Серед кар'єрно-відвальних типів ландшафту виділяють такі основні, як *оголені*, коли відсутній або майже відсутній рослинний покрив. Вони утворені або дуже свіжими відвалами, які ще не встигли зарости, або старими відвалами, складеними токсичними ґрунтами; *пустинні*, на яких присутня бур'яно-польова, лучно-стєпова та чагарникова рослинність. Цей тип є одним із найкращих типів місцевості кар'єрно-відвальних комплексів у зрілій стадії; *озерно-горбисті оголено-пустинні*, представлені значною кількістю водойм у міжрядових пониженнях і нерівномірною рослинністю від оголених гряд (у випадку токсичних порід) до утворених пустинц; *лісові*, покриті переважно сосновими лісами (на легких ґрунтах) та березово-осикові. Цей тип місцевості притаманний для зрілої стадії відвального комплексу. В Україні набули поширення в лісостєповій і лісовій зонах; *каменеломний бедлендс* утворюється в місцях (англ. бед – дурний, ленд – земля), який виникає в місцях добування вапняка, піщаника, крейди та інших щільних корисних порід. Кам'яністі донно-кар'єрні урочища, круті обриви, останці, напівзруйновані відвали характеризуються безплідністю і незалежно від віку дуже бідною, зрідженою рослинністю. Каменеломний бедлендс відомий у всіх районах, де близько від поверхні залягає камінь, який використовують для будівництва та промислових цілей;

*торф'яно-кар'єрний*, розвинутий у місцях колишніх торф'яних розробок. Виділяється сильним перезволоженням, наявністю озер у низинах, присутністю болотного різнотрав'я та пригнічених у рості дерев і чагарників.

Мета фітомеліорації кар'єрів полягає у формуванні в місцях виймання ґрунту (піщані, глиняні та гравійні кар'єри) рослинного покриву.

Характерними особливостями кар'єрів є:

- “рани” ландшафту, що зумовлюють порушення родючості ґрунтів, знищують природні біотопи і часто є причиною негативних змін місцевого водного режиму;

- стихійні звалища, що часто виникають на місці кар'єрів призводять до забруднення ґрунтових вод;

- видування піску з опустошених територій;

- загальні ушкодження пейзажу місцевості .

У процесі фітомеліорації кар'єрів розрізняють (Х.Пойкер, 1987) два типи виймання: сухе і мокре.

*Сухе виймання.* Кар'єри із сухими вийманням формуються тоді, коли нижній горизонт не досягає рівня залягання ґрунтових вод і кар'єр не заповнюється водою. В окремих випадках під час сухого виймання, особливо якщо вона здійснюється без проекту, розкривається водоносний горизонт. Внаслідок такої дії дно кар'єра заболочується і ця деградація не піддається рекультивації. Однак такі місця можуть бути цінними як біотопи місцеіснування земноводних. Такими, наприклад, є невеличкі болотця і водойми кар'єрів на території природного ландшафтного парку “Знесіння” у Львові.



Віддаль між середнім рівнем ґрунтових вод і нижнім горизонтом розробки (дном кар'єру) має становити 1 м. Зрозуміло, що тут треба брати до уваги місцеві коливання рівня ґрунтових вод.

Після завершення розробки кар'єру проводять рекультиваційні роботи, які полягають у плануванні території. Для того щоб забезпечити швидкий відтік холодних мас повітря, які зосереджуються в нижній частині виїмки, дну кар'єру надають легкий нахил у бік долини. Породу добре спускають на глибину 50 см. На заключному етапі шарами насипають родючий ґрунт, частково змішуючи його з породою. Якщо підготовлена ділянка кар'єру більше 2 га, то її можна використати під сільськогосподарське виробництво, менші ділянки, як правило, заліснюються.

***Особливою проблемою рекультивації сільськогосподарських угідь у місцях сухої виїмки Х. Пойкер вважає формування схилів кар'єру, в процесі якого він пропонує два рішення:***

1. Рекультивовану територію стикають з оточуючою місцевістю настільки покатими схилами, що їх можна використовувати як сільськогосподарське угіддя. При цьому крутизна схилу не має перевищувати 1:5, тобто 20%.

2. Краями рекультивованої території, яка відрізняється висотою від прилеглої місцевості, формують круті схили, які використовують для заліснення (рис. 7.4). Крутизна схилу в цьому випадку має бути 1:2, тобто 50 %, але в жодному випадку не перевищувати 1:1.5, тобто 66,7 %. При більшій глибині кар'єру схили переривають через кожні 5-7 м у висоту терасовими уступами завширшки 2 м з нахилом у бік підвищення висоти схилу. Ці уступи необхідні і як захист схилу від повільної ерозії, і як доріжки для доступу до майбутніх насаджень. Цінність цих насаджень полягає, крім їх протиерозійної та ґрунтоутворювальної дії, в створенні сприятливого мезоклімату для прилеглих сільськогосподарських угідь.

У процесі лісгосподарської фітомеліорації кар'єра уникають створення монокультур. Для цих цілей найкраще придатні змішані культури. Як свідчить досвід озеленення глиняних кар'єрів на горі Високий Замок (20-30 рр ХІХ ст.) у Львові, створення смерекових насаджень з їх поверхневою системою призвели до того, що під час сильної бурі 1890 року практично всі хвойні дерева були вивернуті з корінням.

Узлісся деревних насаджень утворюють з дерев 2-3 величини та чагарників.

***Мокре виймання.*** Ці кар'єри утворюються внаслідок видобутку піску і гравію з глибин, розташованих нижче рівня ґрунтових вод, мають вигляд чистого оліготрофного озера. Тому всі можливі забруднення озерної води необхідно попередити ще на підступах до водойми. Згодом це оліготрофне озеро, яке заселиться рослинами і тваринами, що будуть відмирати, може перетворитися в мегатрофне. Для того щоб уникнути процесу евтрофікації (грецьк. еутрофія – добре живлення) і домогтися максимальної стабільності в цій штучній водоймі, необхідно:

1. мати значну глибину (бажано понад 10 м);

2. мати значне водне дзеркало;

3. не допускати притоку поживних речовин ззовні.

З точки зору формування ландшафту і подальшого рекреаційного використання водойми необхідно брати до уваги такі обставини:

створення достатньо рівного і плоского дна озера, щоб уникнути нещасних випадків під час купання;

створення водойми тривалого існування, для того глибина має бути не менше 2 м і водойма не піддаватися забрудненню. Максимальна площа кар'єра 3 га;

створення плавних, спряжених, плоских берегів і горизонту виробки, а також заокруглення кутів;

створення якомога покатіших схилів.

Місце виймання ґрунту, яке змінило в гірший бік краєвид місцевості, можна перетворити в здоровий і життєздатний елемент ландшафту шляхом озеленення.

Х. Пойкер вважає, що прибережноводну рослинність штучного озера можна формувати за природними аналогами – рослинними поясами. ***На штучних водоймах під впливом водного середовища виникає чотири пояси, які характеризуються різними умовами розвитку рослинності:***

підводний пояс, коли берегові схили або дно водойми постійно покриті водою;

пояс коливального рівня води – берегові відкоси затоплюються або змочуються хвилями, що призводить до зміни зволоженості ґрунтів;

пояс, який не досягають хвилі, тут ґрунти перебувають під впливом ґрунтових вод;

ґрунти віддалені від ґрунтових вод, оскільки вони залягають на великій глибині. Рослини тут живляться за рахунок атмосферних опадів.

Ширина кожного з цих поясів залежить певною мірою від типу ґрунту. Наприклад, типи ґрунту в поясі, який розташований вище рівня води, є вирішальним фактором при підборі рослинних видів. У підводному поясі цей фактор втрачає своє значення, оскільки там росте підводна рослинність, яка часто навіть не прикріплена до дна водойми.

***Перший підводний пояс*** формують шляхом посадки водних рослин на глибину 1-2 м, для чого достатньо опустити у воду в декількох місцях пучки рослин з грудкою землі з грузом із каміння. З часом ці рослини приживлюються, а поряд самостійно з'являються інші. Таким чином утворюється водний фітоценоз.

***Другий пояс берегових відкосів, або очеретовий пояс.*** Цей пояс піддається загрозі пошкодження його ударними хвилями. Спочатку очерет висаджують у прибережну смугу, звідки він шляхом самозаростання заселяє водний простір. Для широкої смуги очерету формують покаті схили, навіть з підводними уступами. Круті відкоси дають можливість створити вузьку смугу очерету.

Для закріплення берегів штучних водойм, крім очерету, використовують камиш озерний, рогіз вузьколистий, айр звичайний, осоки – стунку і високу. При постійному рівні води береги укріплюють фашинами.

**Третій пояс прибережних верб** створюють шляхом посадки верб зімкнутими групами, де потрібен невідкладний ефективний захист берега від ударів хвиль і вітру. Особливо добре для цих цілей використовувати хворстяне вистелювання з вербової лози, яка швидко проростає і розростається.

**Четвертий дерево-чагарниковий пояс** формують на деякій відстані від краю середнього рівня води в озері.

Ознакою задовільного розвитку дерев і чагарників є виположування відкосів, а також поліпшення ґрунтових умов шляхом внесення добрив, активації та посіву бобових. Для швидшого обліснення схилів рекомендують загущені посадки із використанням колких чагарників – глоду, терену, шипшини.

**Фітомеліорація відвалів.** Пошкодження ландшафту відвалами зумовлюють:

- порушення рівноваги у природі (попадання відходів в оточуюче середовище при вивітрюванні або змиві ґрунту, вплив на водний режим, погіршення якості ґрунтових вод, зміна повітряних потоків, ослаблення регенераційного потенціалу);

- порушення загального вигляду місцевості.

Для того, щоб забезпечити інтеграцію девастованого об'єкту в природний ландшафт, необхідно:

- вибрати правильно місця складування;
- забезпечити правильну експлуатацію відвалу;
- надати відвалу належної форми.
- здійснити озеленення

Умови щодо забезпечення збереження верхнього шару ґрунту такі:

- у всіх випадках формуванню відвалу має передувати зняття верхнього шару ґрунту.

- знімати слід не лише гумусовий, але і елювіальний горизонти, що пронизані корінням.

Роль формування відвалу полягає в тому, що воно:

- визначає форму (картину) пейзажу;
- сприяє успіху або невдачі заходів із озеленення;
- визначає можливості подальшого використання території;

**Формування відвалу можна здійснювати шляхом насипання конуса або ж терасуванням.**

Недоліки гостроконічного конуса з крутими схилами такі:

- необхідність значної диференціації рослинного матеріалу;
- висушування у верхній частині;
- схильність до ерозії;

Найсприятливіші для озеленення є терасування відвалів. Форма столу, особливо терасована столова гора, - важлива передумова влаштування відвалу. При цьому приділяють значну увагу крутизні схилів. Крутизну слід формувати краще 1:3 (33,3%) або ж допускати 1:1,5 (66,7%). Завжди виправданим є заокруглення підніжжя насипу.

**Фітомеліорація відвалів** може бути, як зазначено вище;

- екстенсивною (природне самозаростання);
- інтенсивною (штучне заростання);

Інтенсивність фітомеліоративного періоду залежить від походження відвалу:

- незасолені суглинки 2-4 роки;
- супіщані субстрати 8-10 років.

Природне заростання відвалів триває 15-20 років і завершується формуванням різнотравно-злакових складних фітоценозів.

Створення фітомеліоративних відвалів насаджень на відвалах можливе лише на певних категоріях ґрунтів і ґрунтосумішей, пухких, розкритих порід. Показником придатності місцезростань розрівнених відвалів є їх родючість і ступінь зволоження (Данько, Вербін, Жаромський, 1982).

**За родючістю на відвалах розрізняють три класи ґрунтів:**

- I клас – відносно багаті ґрунти;
- II клас – відносно бідні ґрунти;
- III клас – бідні ґрунти;

Ґрунти I класу лісопридатності – незволожені лесовидні суглинки, котрі в основному трапляються у Степу і Лісостепу.

Ґрунти II класу лісопридатності – гладконітові легкі суглинки, строкатобарвні супіски і глини неогену.

Бідні ґрунти III класу лісопридатності – староалювіальні і гладконітові піски.

За методикою В.М. Данько, А.Е. Вербіна, В.Я. Жаромського (1982), кожному типу умов зростання на відвалах присвоюється цифровий індекс (таб. 4.3). Римська цифра свідчить про клас лісопридатності, арабська – про ступінь зволоження (гігротоп).

Після створення лісового середовища і встановлення чітко вираженого лісорослинного ефекта, лісотипологічна оцінка заліснених місцезростань здійснюється за едафічною сіткою Алексєєва-Погребняка. Згідно з класами лісопридатності вирівняних відвалів підбирають відповідний асортимент порід (таб. 4.3-4.4).

**X. Пойкер (1987) виділяє чотири стадії розвитку рослинного покриву при фітомеліорації відвалів:**

1. Початкову, коли відкриті ґрунти заселяють першими вищими рослинами, які ще не пов'язані конкуренцією.
2. Розвитку авангардних видів багаторічних і однорічних травних рослин.
3. Розвитку деревної та чагарникової рослинності.
4. Розвитку дерев, що є кінцевою фітомеліоративною стадією.

Слід зазначити, що процес появи рослинного покриву не обов'язково проходить усі стадії розвитку. Наприклад на бідних піщаних ґрунтах відсутня стадія утворення суцільного трав'яного покриву. Оскільки його місце на ранній стадії розвитку займають авангардні види дерев і чагарників. У принципі при будь-якому процесі озеленення, як активної форми фітомеліорації необхідно пристосовуватись до цих стадій, стимулювати їх наступання і вкорочувати їх тривалість за допомогою відповідних заходів. Насадження формують за допомогою таких прийомів.

Таблиця 4.3

Класифікація лісопридатності розрівняних відвалів<sup>4956</sup>

Гігротоп	Класи родючості ґрунту		
	III	II	I
	Бідні	Відносно бідні	Відносно багаті
Сухі	III <sub>1</sub>	II <sub>1</sub>	I <sub>1</sub>
Свіжі	III <sub>2</sub>	II <sub>2</sub>	I <sub>2</sub>
Вологі	III <sub>3</sub>	II <sub>3</sub>	I <sub>3</sub>
Сирі	III <sub>4</sub>	II <sub>4</sub>	I <sub>4</sub>
Мокрі	III <sub>5</sub>	II <sub>5</sub>	I <sub>5</sub>

- авангардні види дерев і чагарників розташовують рівномірно групами або рядами (їх частка 25%);
- основні види дерев і чагарників розташовують групами не менше ніж по 10 саджанців одного виду.

Цікавий досвід фітомеліорації відвалів Криворіжжя, де вперше були зроблені дослідні посадки на східному відвалі Аннівського кар'єру, який утворився внаслідок видобутку залізної руди відкритим способом. В 1966-1970 рр. Тут були закладені дослідні ділянки з різними породами і різною підготовкою посадкових місць. Випробовували досить багатий асортимент: біла акація, лох вузьколистий, клени гостролистий і польовий, тополя чорна, липа дрібнолиста, дуб північний, сосна чорна та ін. Посадку проводили повесні і восени. Перший дослід. Врсени 1966 р. було посаджено сіянці білої акації на відкосах різної експозиції і на вершині відвалівбезпідготовки і з підготовкою ґрунту (нанесення 30-сантиметрового шару чорнозему). Природний рослинний покрив представлений споришем, солянкою чумною, дрібнолистиком канадським, сипучкою.

У варіанті без підготовки ґрунту, коли однорічні сіянці білої акації висаджували при несприятливих едафічних умовах (розмиви, багато каменю, щебеню, уламки залізних кварцидів, при переважанні четвертинних суглинків), приживання рослин, за даними 1967 р., становило 82,8%.

У однорічних посадках висота акації становила 58,3 см., а річний приріст близько 50 см. За даними обліку середня висота дерев на східному і західному схилах була на 20% більша ніж на південному, і на 35-40% - ніж на вершині відвалу. На обох сприятливих для розвитку рослин експозиціях висота акації досягала 4 м.

Асортимент деревних і чагарникових порід для заліснення відвалів<sup>4957</sup>

Породи	Типи умов місцезростання			
	Правобережний Лісостеп	Правобережний Степ	Південне Полісся	Донбас
<b>Хвойні</b>				
Сосна звичайна	I-II <sub>1-2</sub>	I-II <sub>1-2</sub>	II-III <sub>2-3</sub>	I, II-
Сосна чорна	I <sub>1-2</sub>	I <sub>1-2</sub>	-	III <sub>1-3</sub>
Сосна кримська	I <sub>1-2</sub>	I <sub>1-2</sub>	-	I-II <sub>1-3</sub>
Ялина звичайна	II <sub>2-3</sub>	-	-	I-II <sub>1-3</sub>
Ялівець віргінський	-	I <sub>1-2</sub>	-	-
Модрина сибірська	II <sub>2-3</sub>	-	-	-
<b>Листяні</b>				
Біла акація	I-II <sub>1-3</sub>	I-II <sub>1-3</sub>	II <sub>2-3</sub>	-
Береза повисла	I-II <sub>1-3</sub>	I-II <sub>1-3</sub>	II-III <sub>1-3</sub>	I-II <sub>1-3</sub>
В'яз	-	-	-	I-II <sub>1-3</sub>
перистогіллястий	I-II <sub>2-3</sub>	-	-	I-II <sub>1-2</sub>
Дуб звичайний	II <sub>2-3</sub>	-	-	-
Дуб північний	-	-	-	-
Євроамериканські тополі	I-II <sub>2-3</sub>	I-II <sub>2-3</sub>	-	-
Верба біла	I-II <sub>3-4</sub>	I-II <sub>3-4</sub>	III <sub>3-4</sub>	I <sub>2-3</sub>
Вільха біла	I-II <sub>1-5</sub>	-	II-III <sub>1-4</sub>	I <sub>3-4</sub>
Вільха сіра	I-II <sub>1-5</sub>	I-II <sub>1-5</sub>	II-III <sub>1-5</sub>	-
Вільха чорна	-	I-II <sub>2-3</sub>	-	I <sub>1-5</sub>
Тополя чорна	I <sub>1-2</sub>	I <sub>1-2</sub>	-	I <sub>2-3</sub>
Ясен зелений	-	-	-	I <sub>1-2</sub>
<b>Чагарники</b>				
Жовтаакаці	I-II <sub>1-3</sub>	I-II <sub>1-3</sub>	II <sub>1-3</sub>	-
Лох вузьколистий	I-II <sub>1-3</sub>	I-II <sub>1-3</sub>	-	I <sub>1-3</sub>
Обліпіха	I-II <sub>1-3</sub>	I-II <sub>1-3</sub>	-	I <sub>1-2</sub>
Спірея калинолиста	I-II <sub>1-3</sub>	I-II <sub>1-3</sub>	-	I-II <sub>1-3</sub>
Шипшина собача	I-III <sub>3-4</sub>	-	II <sub>2-4</sub>	-
Верба козяча	-	-	-	-
Листяні				
Груша звичайна	I <sub>1-3</sub>	-	-	-
Груб звичайний	I-II <sub>1-3</sub>	-	-	I <sub>1-2</sub>
Клен гостролистий	-	-	-	-
Ліщина звичайна	I <sub>2-3</sub>	-	-	I <sub>2-3</sub>
Липа дрібнолиста	I-II <sub>1-2</sub>	I <sub>1-2</sub>	-	I <sub>2-3</sub>
Липа широколиста	I-II <sub>1-2</sub>	-	-	I <sub>1-3</sub>
Горобина звичайна	I-II <sub>1-3</sub>	-	I <sub>1-3</sub>	-
Яблуня лісова	I <sub>1-2</sub>	-	II <sub>2-3</sub>	I <sub>1-3</sub>
<b>Чагарники</b>				
Бірючина звичайна	I-II <sub>1-3</sub>	I <sub>1-2</sub>	-	I <sub>1-2</sub>
Вишня войлочна	I-II <sub>1-2</sub>	-	-	-
Бузина червона	-	-	-	I <sub>1-2</sub>
Жимолость татарська	I-II <sub>1-3</sub>	I-II <sub>1-3</sub>	-	I <sub>1-2</sub>
Калина звичайна	II <sub>1-3</sub>	-	-	I <sub>1-2</sub>
Клен татарський	I <sub>1-3</sub>	I <sub>1-3</sub>	-	I <sub>1-3</sub>
Свидина	I-II <sub>1-3</sub>	-	-	I <sub>1-3</sub>
Скumpія	I-II <sub>1-3</sub>	-	-	I <sub>1-2</sub>
Смородина золотиста	-	-	-	I <sub>1-3</sub>

*Другий дослід.* Навесні 1969 р. на тому ж відвалі після попереднього обробітку ґрунту (суцільне вирівнювання поверхні і нанесення піску шаром 30 см. з наступним плануванням) було виявлено акацію, клен польовий, лох вузьколистий.

Білу акацію висіяли однорічними сіянцями, клен польовий і лох вузьколистий – дворічними.

Паралельні роботи здійснювали на контрольній ділянці – без підготовки ґрунту. Посадку проводили механізовано. Впродовж літа п'ять разів поло-ли і спушували ґрунт.

Результати (осінь 1969 р.) наочно свідчать про перевагу в рості і зберіганні порід, які росли на ґрунті, покритому піском. Наприклад, середня висота клена польового була вища на 12%, акація – на 17%, лоха – на 27% у порівнянні з контролем.

*Третій дослід.* Навесні 1970 р. на вершині відвалу після нанесення шару чорнозему і попередньої осінньої підготовки ґрунту були висаджені під плуг сіянці акації білої, жимолості татарської і висіяно 500 кг. Жолудів дуба звичайного. Досліджували такі варіанти: шар чорнозему 30 см; 15 см. з наступним перемішуванням з породою; без чорнозему. Проживання акації в першому випадку відповідно 79% і 72%. Без нанесення чорнозему акація прижилася всього на 56% (жимолость в цьому варіанті недосліджували).

*Четвертий дослід.* Навесні 1967 р. на вершині відвалу, в південно-східній його частині, без планування і нанесення чорнозему були висаджені 2-3-річні сажанці тополі чорно, кленів сріблястого і гостролистого, яблуні сорта ранета Смиренко.

За даними 1976 р. приживання усіх порід майже 100% (у яблуні 80-%). Середньорічний приріст у висоту найбільший у тополі – 49 см., яка виявилася найстійкішою породою. Окремі екземпляри дали кореневі відприски. Значно гірше росли клени (у гостролистого приріст – 20 см., у сріблястого – 13 см.). На останньому місці яблуня – 11 см. Догляд на ділянці не проводився.

За даними І.А. Комісор (1990), на сильно ущільнених кам'янистих залізорудних відвальних субстратах Кривбасу із досліджуваних 33 видів деревно-чагарникових порід найуспішнішими виявилися весінні посадки в траншеї глибиною 70-90 см., при яких приживання саджанців білої акації, робінії клейкої, верби білої і червоної, клена ясенелистого, лоха вузьколистого, обліпихи крушиноподібної становило 90-96%, збереження впродовж перших п'яти років – 98%. Середній приріст 30-60 см.

На пухких породах з 18 видів найкраще збереглися біла акація, лох, ясен зелений, тамарикс чотиритичинковий, висадженні в ямки завглибшки близько 60 см.

На суглинковому шарі висаджено 27 деревних порід, більшість з них протягом 2-3 років загинула, збереглися лише лох, тамарикс, акація.

Дослідники цих фітомеліоративних заходів дійшли висновку, що скальні відвали раціонально використовувати під заліснення, а мульчовані суглинки і чорноземи – під залуження.

**Фітомеліорація териконів.** У районах підземного видобутку корисних копалин формуються провальні-териковані (за Моториною) типи місцевості. “немає нічого дизгармонійного в ландшафті, – зауважує Ф.М.Мільков (1978), – ніж терикон у рівнинному чорноземному степу. Вони підіймають на висоту 50-200 м, місцями і вище. В Англії (Уельс) відомі терикони заввишки 300 м. Схили їхні завжди круті, з’їджені вибоїнами. Вийняті з великої глибини териконів природи безплідні, слабо або зовсім не заростають природною рослинністю і, маючи високу температуру, при більшій потужності схилів до самозагоряння”.

Породні відвали вугільних шахт бувають такі:

- конічні (териконники);
- усічено-конічні (пересформовані териконники);
- хребтові;
- плоскі;

Терикони стали сьогодні невід’ємними елементами ландшафтів Донецького та Львівсько-Волинського вугільних басейнів, вони зумовлюють порушення рівно-ваги в природі, зокрема, попадання відходів в оточуюче середовище внаслідок вивітрювання і змиву, впливають на водний режим, погіршують якість ґрун-тових вод, змінюють повітряні потоки, ослаблюють регенеруючий потенціал ландшафту.

«Не можна також не згадати про технологію насипання відвалів, – пише Польський еколог Я.Грешта, – майбутнім поколінням не однаково, чи будуть відвали фабриками кисню і місцями відпочинку, а чи виробниками CO<sub>2</sub> і нещастям навколишніх мешканців. Застосований у даний час спосіб насипання шахтних відвалів не дає абсолютної впевненості, що відвал не буде навіть через багато років становити загрози загоряння, що може призвести до знищення зроблених попередньо насаджень».

На думку автора, при проведенні рекультивації можна брати до уваги, залежно від місцевих умов, три особливості:

відновлення ґрунту *технічним* способом, тобто покриття відвальної породи шаром здобуваного матеріалу з наступним змішуванням з породою;

відновлення ґрунті *агротехнічними* засобами, з розведенням упродовж двох років бобових рослин, як сидератів;

*заліснення* (з використанням добрив і без них).

Попередження і усунення шкоди, яку наносять ландшафту терикони, є важливим і складним завданням, котре вирішують шляхом вибору місця та експлуатації відвалу, а також надання йому відповідної форми і створення зелених насаджень, тобто використання можливостей “вписування” антропогенного об’єкта в природний ландшафт.

Форма терикону не байдужа ландшафту: він або зливається з ним, або ж виглядає недоречно. «Як непридатну, – наголошує Х. Покер (1987), – варто відхилити попередню форму відвалу у вигляді гостроверхого конуса з високими і крутими схилами і значною диференціацією матеріалу, зсушуванням у верхній частині і великою схильністю до ерозії. Конусоподібні



терикони навіть з піддатливим посадковим матеріалом вимагають значних витрат для облаштування”.

Меліоративні заходи хімічного, фізичного та біологічного характеру – це лише підготовка до фітомеліоративних заходів.

***Х. Покер розвитку рослинного покриву на бідних ґрунтах териконів аналогічно попереднім відвальним породам поділяє на такі етапи:***

1. Початкова стадія: мертва порода заселяється першими вищими рослинами, розвиток яких не обмежений конкуренцією.

2. Стадія розвитку авангардних видів багаторічних і однорічних трав'янистих рослин: залежно від місцевих видів певні види утворюють більш-менш суцільний рослинний покрив, засвоюють і, напевно, покращують ґрунт.

3. Стадія розвитку авангардних видів дерево-чагарникової рослинності: невимогливі до кліматичних і ґрунтових умов види чагарників і дерев створюють необхідні передумови для подальшої стадії розвитку.

4. Кінцева стадія розвитку деревної рослинності: більш вибагливі породи дерев формують стійкі фітоценози.

Процес появи рослинного покриву не обов'язково проходить всі стадії розвитку. Наприклад, на бідних піщаних ґрунтах відсутня друга стадія – створення суцільного покриву трав'янистих рослин, місце яких на ранній стадії займають авангардні види. При будь-якому процесі лісової фітомеліорації необхідно пристосуватися до цих стадій, скорочувати їх тривалість за допомогою відповідних заходів. Головне – підібрати рослини, яким притаманні наступні особливості:

відносно невисока вимогливість до ґрунтових умов: можливість задовольняти ріст навіть на слабкому субстраті;

швидкий ріст на початковій стадії розвитку надземних органів і розвитку кореневої системи;

стійкість до впливу високих і низьких температур, вітру;

поліпшення властивостей ґрунту за рахунок утворення гумусу або збагачення ґрунту азотом.

Існує кілька характерних авангардних видів, які зустрічаються повсюдно.

Наприклад, на териконах Львівсько-Волинського вугільного басейну трапляється береза, біла акація, сосна, клен ясенелистий, шипшина, яких ніхто не висаджував. Про деревні рослини, що спонтанно поселились на териконах Донбасу, повідомляють М.Л. Рева та А.І. Хархотя (1968). Це абрикос звичайний, акація біла, береза повисла, дуб, клен ясенелистий, лох вузьколистий, пузирник деревоподібний, тополя чорна, яблуня садова. Природне заростання териконів свідчить про їх фітопридатність.

Молоді рослини авангардних дерев і чагарників саджають за схемою розміщення від 2,5 x 2,5 до 0,75 x 0,75 м.

Чим складніші природні умови, тим щільнішою повинна бути посадка.

Поряд з впливом ґрунтових умов, варто брати до уваги і вплив вітру на високих відвалах. В якості авангардних можна використовувати будь-які види

дерев і чагарників, які в цих умовах швидко зростають, створюючи необхідні передумови для росту основних видів.

**Авангардне насадження в наступний період свого розвитку перетворюється в основне. Цей процес, за Х. Покером, забезпечується трьома вихідними формами:**

1. Авангардні і основні види дерев і чагарників висаджені одночасно. Всі роботи з догляду націлюють на створення умов для повільноростучих цінних основних порід за рахунок авангардних, послідовно усуваючи останні в міру розвитку рослинності.

2. Через кілька років після посадки авангардних насаджень їх проріджують і висаджують більш цінні і вимогливі основні породи. До того часу авангардні породи мають досягти висоти 2,5-3 м, і в цьому випадку слід забезпечити наступне усунення авангардних видів дерев і чагарників.

3. Протягом тривалого періоду, коли енергія авангардного насадження зменшиться і розпочнеться природне зріджування, його перетворюють в основне. Основні види висаджують під зріджений намет авангардного лісу. Останній поступово вирубують.

Насадження формують і доглядають за ними при допомозі таких методів:

Авангардні види дерев і чагарників розташовують рівномірно групами або рядами.

Основні види дерев і чагарників розташовують групами не менше ніж по 10 саджанців одного виду. З цих груп може розвинутих найбільша кількість рослин основного видового складу.

На території населених пунктів терикони озеленяють шляхом створення високо декоративних насаджень, для чого формують три зони (Ворозенець, 1986):

**Перша зона озеленення** розташована у підніжжя терикона і включає територію санітарно-захисної зони з ділянкою механічного захисту. Ця зона є зв'язковою ланкою між міською забудовою і породним відвалом, має, як правило, рівну поверхню. В озелененні і формуванні цієї території використовують найстійкіші види дерев і чагарників, створюючи регулярні і довільні композиції.

**Друга зона озеленення** (транзитна) – схили породного відвалу, включаючи тераси і тераски для посадки рослин.

Через цю зону проходять під'їзні шляхи, пішохідні дороги і стежки, які зв'язують з великою крутизною схилів і невеликою стійкістю породи. Основний стиль у декоративному оформленні цієї зони – ландшафтний.

**Третя зона озеленення** – територія плоскої ділянки на горі породного відвалу. Озеленюється в ландшафтному стилі, в рослинні композиції вводять малі архі-тектурні форми.

В озелененні терикона в основному використовують місцеві деревні і чагарни-кові породи.

Користуючись засобами садово-паркової композиції, створюють масиви, смуги, групи, висаджують солітери.



Розширення виробничої та господарської діяльності людини в сучасних умовах розвитку суспільства призводить до значного збільшення обсягу промислових та побутових відходів. Тисячі гектарів землі відчужуються від сільського та лісового господарства внаслідок створення нових та розширення старих полігонів твердих побутових відходів, внаслідок чого змінюється природний ландшафт місцевості та рельєф земної поверхні, порушуються сформовані біогеоценологічні зв'язки, знищується рослинний та ґрунтовий покрив. Значні площі продуктивних земель зазнають негативного впливу несанкціонованих стихійних звалищ сміття, внаслідок чого забруднюється ґрунтовий покрив та порушується природна рівновага.

**Фітомеліорація сміттєзвалищ.** Окрему увагу слід приділити такому об'єкту, як відходи, які найчастіше завдають невідповідної шкоди земельним ресурсам, оскільки саме земельні ресурси використовуються як територіальна база для їх складування. Відповідно до ст. 1 Закону України «Про відходи» від 5 березня 1998 року № 187/98-ВР відходами є будь-які речовини, матеріали та предмети, що утворюються в процесі людської діяльності, не мають подальшого використання за місцем утворення чи виявлення та яких їх власник має позбутися шляхом утилізації чи видалення<sup>4959</sup>. Так, відповідно до ч. 2 ст. 46 Закону України «Про охорону земель» від 19 червня 2003 року № 962-IV підприємства, установи та організації, а також громадяни, діяльність яких пов'язана з накопиченням відходів, зобов'язані забезпечувати своєчасне вивезення таких відходів на спеціальні об'єкти, що використовуються для їх збирання, зберігання, оброблення, утилізації, видалення, знешкодження й захоронення (табл. 4.5)<sup>4960</sup>.

**Як відомо, значна кількість і різноманітність відходів зумовлює необхідність їх групування. Класифікацію відходів проводять залежно від різних ознак. Так, за джерелами утворення відходи поділяються на:**

- 1) побутові відходи;
- 2) відходи виробничого споживання;
- 3) відходи виробництва.

За агрегатним станом відходи поділяються на: 1) тверді; 2) газуваті (гази та їх суміші); 3) рідкі.

**За токсичністю відходи класифікують залежно від небезпечності отруєння на 4 класи:** I – надзвичайно небезпечні, ГДК робочої зони менше 0,1 мг/м<sup>3</sup>; II – високонебезпечні, ГДК робочої зони 0,1-1 мг/м<sup>3</sup>; III – помірно небезпечні, ГДК робочої зони 1,1-10 мг/м<sup>3</sup>; IV – малонебезпечні, ГДК робочої зони більше 10 мг/м<sup>3</sup>.

Утилізація відходів великих міст у сміттєзвалищах залишається найпоширенішим і досить дешевим шляхом порятунку від сміття.

Поверхню звалища, яке припиняє своє функціонування, покривають шаром ґрунту завтовшки 15-15 см і засівають травами. Згодом, коли сміття під цим шаром перегниє і температура ґрунту на рівні кореневих систем не буде перевищувати 25 0 С, можна здійснювати посадку дерев і чагарників.

Проте, як зазначає Х. Пойкер, і без насипання родючого шару звичайний сміттяний відвал перетворюється в процесі розкладу відходів у цінний для розвитку рослинності ґрунт.

Таблиця 4.5  
Сміттєзвалища, які потребують рекультивації в Україні<sup>4961</sup>

Регіон, область	Кількість сміттєзвалищ, які необхідно рекультивувати, шт.
АР Крим	45
Вінницька	12
Волинська	7
Дніпропетровська	41
Донецька	33
Житомирська	42
Закарпатська	108
Запорізька	4
Івано-Франківська	9
Київська	26
Кіровоградська	3
Луганська	11
Львівська	21
м. Київ	2
м. Севастополь	1
Миколаївська	2
Одеська	43
Полтавська	25
Рівненська	4
Сумська	18
Тернопільська	10
Харківська	32
Херсонська	3
Хмельницька	4
Черкаська	5
Чернівецька	23
Чернігівська	28
Всього:	562

***Зараз в Україні сфера поводження з ТПВ, як основними чинниками такого забруднення, знаходиться в певному кризовому стані. Ця криза має кілька аспектів, головними з яких є:***

1. обсяг ТПВ безупинно зростає, як в абсолютних величинах, так і на душу населення;
2. склад ТПВ змінюється, поповнюючись все більшою кількістю екологічно небезпечних компонентів;
3. ставлення населення до традиційних методів розміщення сміття на смітниках стає різко негативним;

4. економіка поводження з відходами ускладнюється, вартість переробки і розміщення відходів стрімко зростає, сучасне поводження з відходами із суто економічних причин потребує великі інвестиції приватних підприємств.

5. законодавче забезпечення у сфері ТПВ не охоплює усіх основних аспектів даної проблеми.

На даний час рівень утилізації ТПВ в Україні становить 5%. Для порівняння – у Німеччині рівень переробки побутових відходів більше 70%, в Польщі – до 55%.

В Україні близько 130 тис. га земельної площі зайнято сміттєзвалищами. Щороку в країні створюється 19 тис. несанкціонованих сміттєсховищ. Офіційно ж в Україні зібрані побутові відходи захороняються на території 4,5 тис. сміттєзвалищ і полігонів. Кількість сміттєзвалищ, які вичерпали свою потужність, становить понад 50%. Майже 90% сміттєзвалищ не відповідають нормам екологічної безпеки (рис. 4.22).

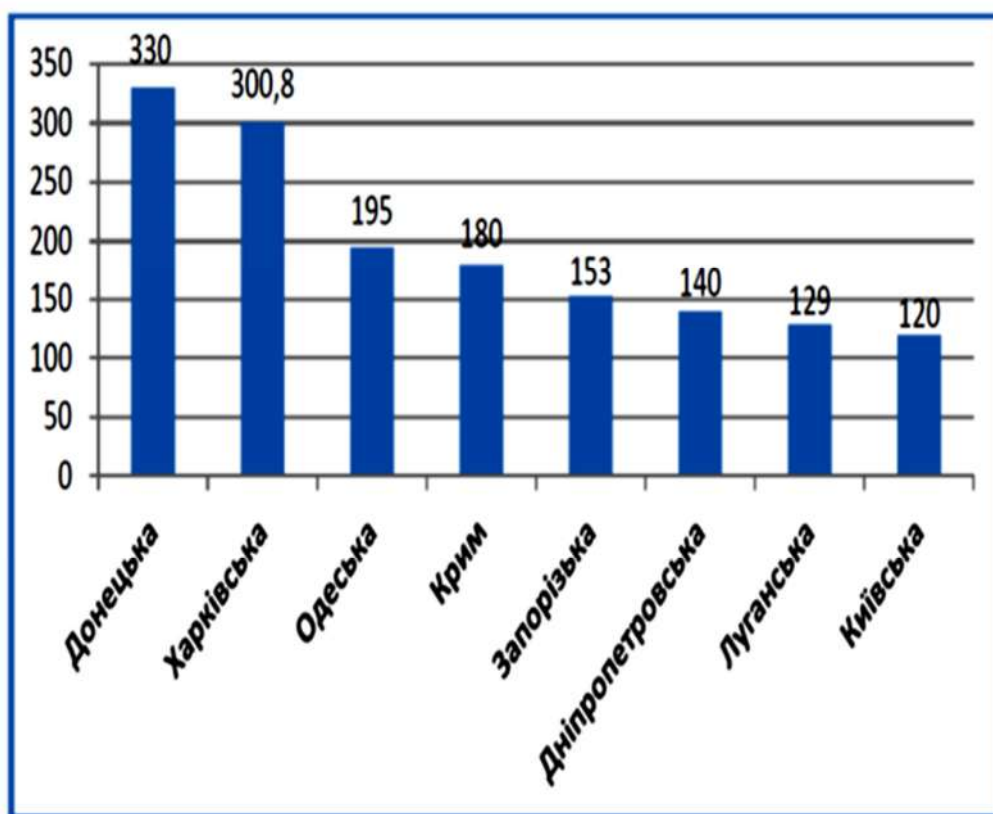


Рисунок 4.22 – Площі під звалищами по областях України (га) <sup>4962</sup>

Найбільші площі під звалища зайняті в таких областях України (табл. 4.5). Практично всюди відсутні системи утилізації фільтрату, що збільшує техногенну небезпеку цих об'єктів. Неналежним чином проводиться рекультивация сміттєзвалищ, відповідними роботами охоплено лише 20 % із тих, що потребують рекультивации.

Загалом, на територіях звалищ твердих побутових відходів, як і на територіях промислових розробок, найбільшого негативного впливу зазнає

грунтовий покрив. Порушення, що виникають, можна поділити на три види – механічні, фізичні та хімічні<sup>4963</sup>.

Механічне порушення ґрунтового покриву зумовлене відведенням під звалища побутових відходів земель, які раніше використовувались в сільському чи лісовому господарствах; розміщенням побутових відходів на територіях, де попередньо не знімається родючий шар ґрунту; деформацією поверхні та формування акумулятивних форм рельєфу.

Фізичне порушення ґрунтів пов'язано зі змінами структури та складеності, ущільненням верхнього горизонту, погіршенням їх водного, повітряного та теплового режимів.

Хімічне порушення ґрунтів зумовлене забрудненням різними токсичними речовинами, зменшенням вмісту поживних речовин, зміною кислотності та хімічного складу ґрунтового покриву.

Технологічний процес відновлення ґрунтового покриву та рослинності на територіях, порушених складуванням твердих побутових відходів, є надзвичайно складний та здебільшого дорогартісний.

Слід зазначити, що сміттєзвалище після його закриття швидко заростає бур'янами, а тому цей процес необхідно регулювати. Для швидкого і різностороннього розвитку ґрунтів використовують авангардні види дерев і чагарників – краще крупномір. Не рекомендують висаджувати в таких умовах хвойні, а також березу.

**Озеленення сміттєзвалищ** не завершується посадкою дерев і чагарників. Створенні насаджень вимагають постійного догляду, особливо рубок – догляду та санітарних. Не варто допускати загущення посадок і створювати умови для небажаної конкуренції рослин.

Фітомеліорація буває штучна та природна. Штучна фітомеліорація входить в комплекс рекультиваційних робіт (біологічний етап) та регулюється вимогами ДБН В.2.4-2-2005. Використання штучної фітомеліорації можливе лише після врахування вимог щодо нанесення насипних ґрунтосумішей та ізоляційних екранів при технічному етапі рекультивації сміттєзвалищ. Дерева та чагарники не слід висаджувати при температурах субстрату +25°C та вище. Хвойні види садити не рекомендується внаслідок їх чутливості до техногенних забруднень та радіаційного фону. Своєю чергою деревно-чагарникова рослинність відіграє важливу роль для зменшення техногенного пресингу небезпечних речовин сміттєзвалищ на довкілля використовуючи природну перетворювальну функцію та забезпечує належну естетику<sup>4964</sup>.

Природна фітомеліорація вивчає стадійну динаміку рослинних серійних угруповань, які спонтанно з'явилися на сміттєзвалищі (сингенетична стадія сукцесії) та продовжують розвиватися (ендоекогенетична стадія сукцесії). Природна фітомеліорація не передбачає технічного етапу, оскільки внаслідок цього буде знищено рослинний покрив та деревно-чагарникову рослинність, яка вже набула розвитку. Чимало дослідників стверджують, що сміттєзвалища без втручання людини швидко заростають рудеральною рослинністю.

Рудеральна рослинність на сміттєзвалищі, безумовно, є позитивним явищем, оскільки сприяє збагаченню едафотопу та розвитку стійких фітоценозів-меліорантів. Найбільш прийнятними для сміттєзвалищ є бобові<sup>4965</sup>. Загалом природні фітомеліоративні процеси сміттєзвалищ на стадіях ендоекогенезу необхідно регулювати з метою виключення конкуренції рослин та запобігання виникненню загорянь сміття.

Фітомеліоративна ефективність фітоценозів-меліорантів розраховується в балах (В. П. Кучерявий, 2003) залежно від проективного вкриття досліджуваної ділянки ценозами. Дослідженнями<sup>4966</sup> встановлено, що поверхня сміттєзвалищ придатна для розвитку рудеральної та деревно-чагарникової рослинності. **На сміттєзвалищах розвивається, переважно, зональний тип рослинності притаманний природному середовищу в межах якого функціонує сміттєзвалище. Автор зазначає фітоценози-меліоранти поділяють на три групи:**

1. спеціальні, в яких фітомеліоративна функція має провідне значення (парки, захисні смуги, лісопарки тощо);
2. продуктивні, в яких перше місце відводиться отриманню продукції, а фітомеліорація має другорядне значення (ліси, поля, луки, сади, виноградники тощо);
3. рудеральні (бур'яни), які спонтанно виконують фітомеліоративні функції.

Заростання сміттєзвалища, яке затухає розпочинається із спонтанної рудеральної рослинності. Її бажано підтримувати або спрямовувати розвиток у потрібне русло, а це відбувається шляхом висіву цінних культурних рослин, особливо бобових. Як зазначає Х. Пойкер (1987) свідчить, що дерева та чагарники можна висаджувати ще до закінчення процесу нагріву і розкладу відходів, але при температурі ґрунту, що не перевищує 25 С і при завершенні процесу осідання ґрунту. Для цього використовують авангардні види і всі листяні, крім *Betula pendula* та *Fagus silvatica*. Хвойні не рекомендують<sup>4967</sup>. У додатку Ж зображено звалище сміття безґрунтового покриву.

До нагромадження важких металів найбільшою схильність відзначився багаторічний злак *Calamagrostis epigeios* L. У листі виявлено Ni 703 мг/кг сухої маси, а в корінні – 346 мг/кг. Цей вид на поверхні полігону ТПВ сформував популяцію із високою продуктивністю – 15 ц/га, а саме це сприяло нагромадженню рухомих форм важких металів сміттєзвалища й утриманню їх гранично допустимих концентрацій на досить безпечному рівні (у 5-10 разів нижче від порогових значень). Дорослі особини *Calamagrostis epigeios* L. виявилися стійкими до нагромадження важких металів у надземній масі та до скошуванню. Виявили, що ця рослина у фазі проростання також є стійка до дії важких металів. Зроблено висновок, що *Calamagrostis epigeios* L. потрібно використовувати в процесі фітомеліорації недіючих полігонів ТПВ<sup>4968</sup>.

Дослідження<sup>4969</sup> показали, що поверхня сміттєзвалищ придатна для



розвитку деревно-чагарникової рослинності та рудеральної. Слід зазначити, що на сміттєзвалищах розвивається, переважно, зональний тип рослинності, який притаманний природному середовищу в межах якого функціонує сміттєзвалище.

Основною екологічною та економічною проблемою при рекультивації сміттєзвалищ є дефіцит родючих ґрунтосумішей для створення рекультиваційного вкриття, а використання значних обсягів цих ресурсів створює значне антропогенне навантаження. Для рекультивації 1 га сміттєзвалища необхідно до 10 тис. м<sup>3</sup> родючих ґрунтів, що спричиняє порушення 5 га природних земель, тобто у 5 разів перевищує площу сміттєзвалища, яке рекультивується<sup>4970</sup>. При відсутності ґрунтосумішей для створення рекультиваційного вкриття сміттєзвалище необхідно піддавати природній фітомеліорації.

Вказується<sup>4971</sup>, що природна фітомеліорація сміттєзвалищ передбачає використання рудеральних фітоценозів-меліорантів при ренатурації девастрованих ландшафтів. Як уже зазначалося, багатьма вченими (Л.А. Раменський, Х. Пойкер, В.П. Кучерявий, Р.М. Панас, Ю.Г. Маджугіна, Т.О. Попутнікова) вже доведена ефективність використання рудероценозів для фітомеліорації сміттєзвалищ. Такий підхід є справедливим при недостатньому фінансуванні рекультиваційних робіт на сміттєзвалищах і малій увазі владних структур до екологічних проблем регіонів.

**За способом ведення боротьби у фітоценозі сміттєзвалищ рудеральні меліоранти розподіляють на три групи<sup>4972 4973</sup>:**

1. Експлеренти (піонери), які першими заселяють нові екотопи і швидко випадають із ценозу. Це однорічні світлолюбні рослини, пристосовані для розвитку на вільних просторах. Вони не здатні конкурувати із багаторічниками. На сміттєзвалищах Лісостепової зони виявлені такі експлеренти: *Artemisia vulgaris* L., *Artemisia absinthium* L., *Chenopodium urbicum* L., *Cirsium vulgare* (Savi), *Arctium lappa* L., *Taraxacum officinale* Wigg., *Taraxacum hybernum* Steven. та інші.

2. Патієнти (виносливі), які ростуть у сурових екологічних умовах. В мезофільних місцезростаннях розвиваються та зберігаються в ценозі до 15 років та більше. На сміттєзвалищах у межах Лісостепу виявлені такі патієнти: *Plantago major* L., *Rubus caesius* L. та інші.

3. Віоленти (силовики) захоплюють територію, яку заселяють перші два типи, утримують її та створюють зональні фітоценози. На сміттєзвалищах у межах Західного Лісостепу виявлені такі віоленти: *Quercus robur* L., *Eutrigia repens* L., *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth., *Phragmites australis* L. та інші.

Слід зауважити, що рудеральні фітоценози-меліоранти ефективними є у перші роки ренатурації сміттєзвалищ. Далі внаслідок своєї нестійкості до ерозій і змивів вони повинні бути замінені на стійкі угруповання. Підбір лісових культур для фітомеліоративних робіт необхідно здійснювати з врахуванням

вивчення стрес-фізіології дикоростучих і деяких видів культурних рослин

Фітомеліоративні заходи проводять там, де відбулися зміни умов місцезростання, причому ці зміни могли відбуватися сотні років тому (наприклад, Олешківські піски на півдні України) чи недавно (звалища).

Нормативні документи, які регламентують експлуатацію полігонів твердих побутових відходів не передбачають можливості природного заростання звалищ. Основні норми проектування полігонів ТПВ (ДБН В.2.4-2-2005) передбачають сівбу багаторічних трав, садіння дерев, чагарників лише для південних і північних регіонів України та без необхідних обґрунтувань тривалість визначають 4 роки. Підбір видового складу рослинності для лісової чи сільськогосподарської фітомеліорації повинен здійснюватися не тільки зважаючи на місця розташування сміттєзвалищ за регіонами, а й з врахуванням умов едафотопу та мікрокліматопу, морфологічного складу сміття, давності відсіпання звалища, процесів горіння.

Загалом, полігони твердих побутових відходів як потенційно небезпечні об'єкти функціонують із порушенням вимог щодо їх експлуатації. В умовах недостатнього фінансування робіт з їх утримання та рекультивації найбільш прийнятним засобом виведення їх з експлуатації є природна фітомеліорація. Цей засіб передбачає регулювання природних фітомеліоративних процесів та сприяння природному заростанню сміттєзвалищ.

Розвиток фітоценотичного вкриття на сміттєзвалищах сприяє зародженню неорельєфу і утворення гумусового шару, що позитивно впливає на розвиток деревно-чагарникової та трав'яної рослинності як основного засобу покращення екологічного стану та естетики довкілля.

Слід відмітити і певні застереження щодо особливості рекультиваційної політики сміттєзвалищ в Україні узгальненої С. Євтушенко<sup>4975</sup>. Він відмічає, що у багатьох країнах світу рекультивація сміттєзвалищ – це запорука їх безпечності для довкілля. Більше того, чимало полігонів після цього перетворюються на відпочинкові зони та парки і ніщо не нагадує про те, що свого часу там захоронювалося сміття.

Тим часом в Україні не поширена практика рекультивації сміттєзвалищ і чимало з них вичерпали свій безпечний термін експлуатації. Змінити це можна, провівши комплекс заходів для того, аби полігони стали безпечними. Отож, пропонуємо детальніше дізнатися про те, чому важливо рекультивувати звалища.

Він зазначає, що на всіх сміттєзвалищах без виключення утворюється полігонний газ, який від 30 до 60% складається із метану. А він є одним із шести найнебезпечніших газів, що знищує озоновий шар та викликає парниковий ефект. Більше того, при накопиченні газу можуть виникати локальні займання і пожежі. Це призводить до серйозних викидів діоксинів та фуранів. Тим часом при рекультивації полігонів обов'язково облаштовується система дегазації, яка дає можливість відбирати полігонний газ та унеможливити його потрапляння в атмосферу.

Також на всіх звалищах утворюється фільтрат і навіть якщо полігон припиняє приймати відходи на захоронення, а цю речовину не збирають та не очищають, фільтрат продовжує з'являтися ще впродовж 100 – 200 років, забруднюючи ґрунтові води.

Наразі ж в Україні офіційно налічують 5455 сміттєзвалищ, загальною площею понад 8,5 тисяч га. Такі дані надає Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. Якщо їх не рекультивувати, то ця територія не лише занепадає, а й продовжує забруднювати повітря, ґрунт і ґрунтові води навіть після їх закриття. А завдяки рекультивації місця, де раніше захоронювалися відходи, можна перетворити на парки, зони відпочинку та використовувати з користю.

Ще однією небезпекою звалищ, у такому вигляді, як вони діють у більшості в Україні, є ймовірність обвалів сміття. Адже полігон – це не просто купи сміття, які хаотично накопичуються, а фактично інженерний об'єкт, де відходи мають розміщуватися картами, пересипаються шарами ґрунту та захоронюються за технологією.

На жаль, в Україні це не надто поширена практика. Тому важливо проводити принаймні технічну рекультивацію звалищ, адже вони можуть бути безпечними для довкілля лише після комплексу відновлювальних заходів. Зокрема, коли територію покрито непроникним шаром геотекстилю, мембраною тощо, відповідно, дощові води не можуть проникати у тіло полігону та зменшується кількість фільтрату до повного припинення його утворення. Цей процес займає приблизно 15-20 років.

Відповідно до вимог Національної стратегії управління відходами до 2030 року в Україні має бути спрямовано на переробку 65% усіх відходів, а для країн ЄС цей показник відповідає 90%. Першим етапом має бути будівництво сміттєпереробних підприємств (не менше, ніж 200) та рекультивація полігонів. Але для того, щоб пришвидшити процес переробки, громадяни мають сортувати сміття, а обслуговуючі компанії – придбати контейнери для роздільного збору ТПВ та встановити їх на прибудинкових майданчиках.

Найбільш успішною у сортуванні та переробці сміття стала Швеція. Там переробляється 99% і останнім часом шведи вимушені імпортувати сміття від сусідів через його нестачу. За допомогою сучасних технологій вони переробляють сміття на енергію, якою живиться громадський транспорт, опалюються та освітлюються муніципальні установи та житлові будинки.

Польща має жорстке законодавство та два тарифи за вивіз сміття, де на сортоване ціна значно нижча, ніж на несортоване сміття. Також існує система штрафів за регулярну відмову від сортування відходів.

В Австрії навчилися за допомогою біотехнологій розщеплювати пластик для переробки на нові текстильні та інші вироби. А сміттєпереробний завод у Відні став справжнім арт-об'єктом. В столиці Данії Копенгагені пішли ще далі і побудували на даху сміттєпереробного заводу лижний спуск довжиною 500

метрів, стіну для скелелазіння та інші спортивно-тренувальні об'єкти.

Слід при цьому зауважити, що у багатьох країнах світу поширена практика подальшої експлуатації полігонів після технічного етапу рекультивації. Тоді сміття захоронюють картами, кожна з яких є гідроізальована мембраною, організований дренаж для збору фільтрату, сміття пересилається шарами ґрунту, обов'язково облаштовуються системи вертикальної і горизонтальної дегазації тощо. Всі ці кроки роблять навіть діючі полігони безпечними для довкілля.

***Проектування полігонів та рекультивація сміттєзвалищ є відповідальною справою, оскільки дані об'єкти становлять в підвищену небезпеку для людей та довкілля. Роботи з проектування відбуваються в 3 етапи:***

- дослідження (моніторинг) існуючої ситуації;
- проектування;
- експертиза проекту.

- Під час проектування необхідно врахувати містобудівні умови та обмеження, вимоги законодавства, зокрема вимоги ДБН В.2.4-2-2005 «Полігони твердих побутових відходів», «Правила експлуатації полігонів побутових відходів», а також усі наявні екологічні аспекти та ризики.

Полігони для відходів сьогодні розробляються і будуються з урахуванням подальшого сортування та переробки сміття. Проектування має відбуватися відповідно до законодавства та вимог екологічної безпеки з обов'язковим включенням дренажної системи, що виводить фільтрат. Для захоронення залишків відходів після сортування полігон має структуру в кілька рівнів, чимось схожу на кар'єр. Але краще їх перетворювати на енергію в сучасних сміттєспалювальних установках. Відповідно до п. 3.2., ч. III Правил експлуатації полігонів побутових відходів, на полігонах побутових відходів мають бути щорічні технологічні плани організації робіт із захоронення відходів, на яких позначаються робочі карти. Це робить процес захоронення вчасним та регульованим, що спрощує рекультивацію – відновлення родючого шару землі.

Кожне сміттєзвалище має бути рекультивоване за правилами, аби уникнути екологічної катастрофи, а відновлені ґрунти – озеленені. До 2030 року в Україні має залишитися близько 300 полігонів, а решта мають пройти процес рекультивації, аби історії на кшталт «львівського сміття» не повторювалися. Рекультивація земель після закриття полігона ТПВ проводиться згідно з розробленим проектом. Рекультивація провадиться після завершення стабілізації закритого полігона ТПВ – процесу зміцнення звалищного ґрунту, досягнення ним постійного стійкого стану. Строки процесу стабілізації наведені в таблицях 4.6-4.7.

Таблиця 4.6

Рекомендовані строки стабілізації закритих полігонів ТПВ для різних кліматичних зон України<sup>4976</sup>

Вид рекультивації	Строки, років	
	Південний регіон	Північний регіон
Сівба багаторічних трав, створення ріллі для технічних культур, газонів	1	2
Садіння чагарників, садженців декоративних дерев	2	2
Садіння дерев для утворення парків тощо	2	2
Створення садів	10	10

Таблиця 4.7

Рекомендоване улаштування верхнього рекультиваційного шару<sup>4976</sup>

Вид рекультивації	Висота рекультиваційного шару, см		
	Підстильний шар, см	Висота насипного шару родючої землі, по регіонах	
		Південний регіон	Північний регіон
Сівба багаторічних трав	70	30	30
Рілля	50-60	50	40-50
Чагарники	70	30	30
Дерева	70	40-50 / 30	40-50 / 30

*Примітка:* У чисельнику – висота шару в посадковій ямі, у знаменнику - висота шару на рекультивованій ділянці. За даними санітарно-епідеміологічного контролю можливим є використання поверхні рекультивованих земель, зайнятих під полігон ТПВ для вирощування інших сільськогосподарських культур

**Основними вихідними даними для виконання проекту рекультивації є:**

- рік закриття полігона ТПВ;
- рік відкриття полігона ТПВ; вид відходів (побутові, промислові, будівельні), що склалися на полігоні ТПВ;

- відстань від полігона ТПВ до найближчих містобудівних об'єктів, км;
- загальна площа відчуження, га;
- площа, зайнята безпосередньо відходами, га;
- загальний об'єм накопичення відходів, тис. м<sup>3</sup>;
- об'єм надходження відходів по роках експлуатації, тис. м<sup>3</sup>;
- висота шару відходів, у т.ч. над рівнем землі, м;
- верхній шар ізолюючого матеріалу (грунт, шлак, будівельні відходи);
- товщина верхнього шару ізоляції, м;
- місцевість, на якій розташований полігон ТПВ (ліс, поле, яр, кар'єр);
- відомча належність прилеглих земель;
- передбачене використання даної території надалі;
- відстань від місця навантаження рослинного ґрунту до закритого полігона ТПВ, км;
- самозаростання полігона ТПВ, %;
- вид рослин, чагарників, дерев;
- густина травостою, %;
- вік дерев, роки.

Після закінчення технічного етапу рекультивації ділянка передається для проведення біологічного етапу рекультивації земель, зайнятих під полігон ТПВ. Цей етап триває 4 роки і включає такі роботи: добір асортименту багаторічних трав, підготування ґрунту, сівбу і догляд за посівами.

Через 4 роки після сівби трав територія рекультивованих земель полігона ТПВ передається відповідному відомству для наступного цільового використання у сільськогосподарському, лісогосподарському або інших напрямках.

---

## Список використаних літературних джерел до розділу 1 (у форматі кінцевих зсилок у послідовному порядку посилань)

- <sup>1</sup> Бойчук Ю.Д., Солошенко Е.М., Бугай О.В. Екологія і охорона навколишнього середовища. Суми. ВТД. Університетська книга. 2002. С. 7–18.
- <sup>2</sup> Третяк А.М., Будзяк О.С., Третяк В.М. Екологія землекористування: навч. посіб. К. Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування. 2017. С. 10–40.
- <sup>3</sup> Паньків З. Екологічні проблеми землекористування в Україні [Електронний ресурс]. Режим доступу: [http://geoknigi.com/book\\_view.php?id=1127](http://geoknigi.com/book_view.php?id=1127).
- <sup>4</sup> Офіційний сайт Державної служби України з питань геодезії, картографія та кадастру. Режим доступу: <http://land.gov.ua/info/zemelny-fondukrainy-standom-na-1-sichnia-2016-roku-ta-dynamika-ioho-zmin-u-porivnianni-zdanymy-na-1-sichnia-2015-roku/>.
- <sup>5</sup> Колодій П., Дуб Л. Теоретико-методологічні основи раціонального використання земельних ресурсів. *Вісник Львівського національного аграрного університету. Серія: Економіка АПК*. 2015. № 22(2). С. 18–23.
- <sup>6</sup> Третяк А.М., Будзяк О.С., Третяк В.М. Екологія землекористування: навч. посіб. К. Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування. 2017. С. 61–96.
- <sup>7</sup> Бойчук Ю.Д., Солошенко Е.М., Бугай О.В. Екологія і охорона навколишнього середовища. Суми. ВТД. Університетська книга. 2002. С. 56–60.
- <sup>8</sup> Сайко В.Ф. Системи обробітку ґрунтів в Україні. *Вісник аграрної науки*. 2007. № 6. С. 5–9.
- <sup>9</sup> Бусель В.Т. Великий тлумачний словник сучасної української мови. К. Ірпінь. Перун. 2005. С. 28.
- <sup>10</sup> Білявський Г. О., Падун М. М., Фурдуй Р. С. Основи загальної екології. К.: Либідь. 1995. 368 с.
- <sup>11</sup> Толстоухов А.В. Екологічна енциклопедія: У 3 томах. К. ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації», 2007. Т. 2. С. 11–12.
- <sup>12</sup> Толстоухов А.В. Екологічна енциклопедія: У 3 томах. К. ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації», 2007. Т. 2. С. 14–17.
- <sup>13</sup> Бусель В.Т. Великий тлумачний словник сучасної української мови. К. Ірпінь. Перун. 2005. С. 32.
- <sup>14</sup> Кармазиненко С.П., Кураєва І.В., Самчук А.І. Важкі метали у компонентах навколишнього середовища м. Маріуполь (еколого-геохімічні аспекти). К. Інтерсервіс. 2014. С. 9–24.
- <sup>15</sup> Основні забруднювачі навколишнього середовища. URL: <http://energetika.in.ua/ua/books/book-5/part-3/section-2/2-1>.
- <sup>16</sup> Малимон С.О. Основи екології. Підручник Вінниця. Нова книга. 2009. 240 с.
- <sup>17</sup> Кононенко О.Ю. Актуальні проблеми сталого розвитку: навчально-методичний посібник. К. ДП Прінт сервіс. 2016. 109 с.
- <sup>18</sup> Забруднення земельних ресурсів та їх охорона і раціональне використання. URL: [https://pidru4niki.com/1924070139592/ekologiya/zabrudnennya\\_zemelnih\\_resursiv\\_ohorona\\_ratsionalne\\_vikoristannya](https://pidru4niki.com/1924070139592/ekologiya/zabrudnennya_zemelnih_resursiv_ohorona_ratsionalne_vikoristannya).
- <sup>19</sup> Ігнацевич С.П. Концептуальні засади функціонування еколого-економічного

---

механізму регулювання рівня забруднення ґрунтів. *Вісник Херсонського державного університету*. 2016. Вип. 18. Ч. 1. С.135–138.

<sup>20</sup> Шматько В.Г., Нікітін Ю.В. Екологія і організація природоохоронної діяльності: навчальний посібник. К. Національна академія управління. 2005. С. 17–45.

<sup>21</sup> Забруднення земельних ресурсів та їх охорона і раціональне використання. URL: [https://pidru4niki.com/1924070139592/ekologiya/zabrudnennya\\_zemelnih\\_resursiv\\_ohorona\\_ratsionalne\\_vikoristannya](https://pidru4niki.com/1924070139592/ekologiya/zabrudnennya_zemelnih_resursiv_ohorona_ratsionalne_vikoristannya).

<sup>22</sup> Хилько М.І. Екологічна безпека України. Навчальний посібник. К. 2017. 266 с.

<sup>23</sup> Шматько В.Г., Нікітін Ю.В. Екологія і організація природоохоронної діяльності: навчальний посібник. К. Національна академія управління. 2005. С. 5–11.

<sup>24</sup> Офіційний сайт Державної служби України з питань геодезії, картографія та кадастру. Режим доступу: <http://land.gov.ua/info/zemelny-fondukrainy-stanom-na-1-sichnia-2016-roku-ta-dynamika-ioho-zmin-u-porivnianni-zdanymy-na-1-sichnia-2015-roku/>.

<sup>25</sup> Балюк С.А., Медведєв В.В., Мирошніченко Н. Н. Екологічний стан ґрунтів України. *Український географічний журнал*. 2012. № 2. С. 40.

<sup>26</sup> World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports*. №. 106. FAO. Rome. 2014. 181 p.

<sup>27</sup> Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2010 р. / <http://www.mns.gov.ua/content/nasdopov2010.htm>

<sup>28</sup> Сучасний стан ґрунтів України. URL: [http://silskegospodarstvoukraini.blogspot.com/2016/12/blog-post\\_32.html](http://silskegospodarstvoukraini.blogspot.com/2016/12/blog-post_32.html).

<sup>29</sup> Екобезпека: життя на мінному полі. URL: <https://tyzhden.ua/Society/219632>. С. 1.

<sup>30</sup> Екобезпека: життя на мінному полі. URL: <https://tyzhden.ua/Society/219632>. С. 2.

<sup>31</sup> First map shows global hotspots of glyphosate contamination. URL: <https://www.sydney.edu.au/news-opinion/news/2020/03/19/glyphosate-contamination-global-hotspots-in-world-first-map.html>.

<sup>32</sup> Структура сільськогосподарських угідь в Україні. URL: <https://svitppt.com.ua/geografiya/struktura-silskogospodarskih-ugid-v-ukraini.html>.

<sup>33</sup> Карпачевский Л.О. Экологическое почвоведение. М. Геос. 2005. 336 с.

<sup>34</sup> Минкина Т.М., Мотузова Г.В., Назаренко О.Г Состав соединений тяжелых металлов в почвах Ростов-на-Дону: Эверест. 2009. 208 с

<sup>35</sup> Емельянов И.Г. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на свойства почв. М.: МГУ, 2000. С. 72–73.

<sup>36</sup> Семенов Д.О. Закономірності просторового розподілу різних форм кадмію в ґрунтах лівобережного степу України. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2011. Вип. 76. С.77–80.

<sup>37</sup> Фатєєва А.І., Пащенко Я.В. Фоновий вміст мікоелементів у ґрунтах України / За ред. А.І.Фатєєва, Я.В.Пащенко. Харків, 2003. 117 с.

<sup>38</sup> Інформаційний бюлетень про стан земельних ресурсів України. Державний комітет України земельних ресурсів. К.: 1996. 100 с.

<sup>39</sup> Рибалова О. В., Белан С. В. Екологічний ризик погіршення сучасного стану ґрунтів і земельних ресурсів України. *Екологія и промышленность: научн.-произв. журнал*. Харьков. 2013. № 3. С. 15–20.

<sup>40</sup> Рибалова О.В., Бригада О.В., Бондаренко О.О., Макаров Є.О. Новий метод



---

оцінки ризику для здоров'я населення від впливу забруднення ґрутів важкими металами. *Проблеми надзвичайних ситуацій*. 2019. № 1(29). С.79–99.

<sup>41</sup> Васенко О.Г., Рибалова О.В., Артем'єв С. Р. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища: монографія. Х.: НУГЗУ. 2015. 419 с.

<sup>42</sup> Маменко О.М., Портенник С.В. Вплив рівня забрудненості кормів важкими металами на вміст соматичних клітин у молоці корів та його якість. *Агроекологічний журнал*. 2008. № 2. С. 23–28.

<sup>43</sup> Медведев В. В. Земельні ресурси України. Київ. Аграрна наука. 1998. 150 с.

<sup>44</sup> Огір Л.Б. Важкі метали в об'єктах навколишнього середовища та їх вплив на здоров'я населення. *Методичні перспективи*. 1998. Т. 3. № 4. С. 70–72.

<sup>45</sup> Карти України. URL: <https://geomap.land.kiev.ua/soil-7.html>.

<sup>46</sup> Toth G., Hermann T., Szatmári G., Pásztor L. Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Science of the total environment*. 565. 2016. P. 1054–1055.

<sup>47</sup> Toth G; Hermann T., Szatmári G., Pásztor L. Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Science of the total environment*. 565. 2016. P. 1059.

<sup>48</sup> Прістера Б. С. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період: рекомендації. Київ. Атіка-Н. 2007. 194 с.

<sup>49</sup> Фурдичко О.І. Радіоекологічна безпека аграрних і лісових екосистем у віддалений період після аварії на ЧАЕС. *Агроекологічний журнал*. 2016. № 1. С. 6–13.

<sup>50</sup> Трахтенберг И.М., Коршун М.Н. Ртуть и ее соединения в окружающей среде. Киев. Вища школа. 1990. С. 8–15.

<sup>51</sup> Маслак П. В. Економічні пріоритети Житомирщини. *Вісник ДАУ*. 2000. № 2. С. 109–112.

<sup>52</sup> Steinnes E., Solberg W., Petersen H., Wreg C. D. Heavy metal pollution by long rang atmospheric transport in natural soils of Southern Norway. *Water, Air, & Soil Pollution*. 1989. Vol. 45, №. 3–4. P. 207–218.

<sup>53</sup> Sathyanathan B. Kinetics and mechanism of folerance induction on acclimation of villorita cypronoidea to cooper and zinc. *J. Biosci.* 1996. Vol. 21. № 6. P. 809.

<sup>54</sup> Трахтенберг И.М., Коршун М.Н. Ртуть и ее соединения в окружающей среде. Киев. Вища школа. 1990. С. 32–38.

<sup>55</sup> Минеев В.Г. Воспроизводство почвенного плодородия агрохимическими средствами и охрана почв от техногенного загрязнения. *Вестник с.-х. науки*. 1988. № 6. С. 95–101.

<sup>56</sup> Hansen H.S., Hove K. Radiocaesium bioavailability transfer of Chernobyl and tracer radiocaesium goes to milk. *Health Physics*. 1991. Vol. 60. № 5. P. 665–671.

<sup>57</sup> Буштуева К.А., Беспалько Л.Е., Гасилина А.А. и др. Гигиенические аспекты загрязнения окружающей среды ртутью. Москва, 1983. С. 109–118.

<sup>58</sup> Судаков М. О. Мікроелементози сільськогосподарських тварин. Київ. Урожай. 1991. С. 7–30.

<sup>59</sup> Глушко Я.М. Ядовитые металлы и их неорганические соединения в промышленных сточных водах. Москва: Медицина, 1972. 238 с.

<sup>60</sup> Иванов Ю. А., Кашпаров В. А., Орешич Л. А. Некоторые проблемы почвенной химии радионуклидов выбросов ЧАЭС на территории Полесья. *Проблеми*

---

*сельскохозяйственной радиологии*. Киев, 1991. С. 84–61.

<sup>61</sup> Хенниг А. Минеральные вещества, витамины, биостимуляторы в кормлении сельскохозяйственных животных. Москва. Колос. 1976. 547 с.

<sup>62</sup> Судаков М.О. Мікроелементози сільськогосподарських тварин. Київ. Урожай. 1991. С. 52–61.

<sup>63</sup> Добровольский В.В. Ландшафтно-геохимические критерии оценки загрязнения почвенного покрова тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1996. № 5. С. 639–645.

<sup>64</sup> Воробець М.М. Джерела забруднення довкілля: [навчальний посібник]. Видавництво Чернівецького національного національного університету. 2012. С. 5–7.

<sup>65</sup> Медведев И. Ф., Деревягин С. С. Тяжелые металлы в экосистемах. Саратов: Ракус, 2017. С. 5–50.

<sup>66</sup> Ісаєнко В.М., Войціцький В.М., Бабенюк Ю.Д.. Екологічна біохімія: навчальний посібник. К.: Книжкове видавництво НАУ. 2005. 440 с.

<sup>67</sup> Мусієнко М. М., Серебряков В. В., Брайон О. В. Екологія. Охорона природи: словник-довідник. К.: Знання, 2002. 550 с.

<sup>68</sup> Хижняк С.В. Клітинні механізми токсичності кадмію. К.: Видавництво «LAT K», 2010. 213 с.

<sup>69</sup> Медведев И.Ф., Деревягин С.С. Тяжелые металлы в экосистемах. Саратов: Ракус, 2017. С. 112–124.

<sup>70</sup> Войціцький В.М, Хижняк С.В., Данчук В.В., Мідик С.В.. Надходження і міграція важких металів наземними та водними екосистемами. *Біоресурси і природокористування*. Том 11. №12. 2019. С. 59–68.

<sup>71</sup> Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Гроза В.А. Надежность биологических систем: учебное пособие. К.: Украинский фитосоциологический центр, 2018. 352 с.

<sup>72</sup> Кучеренко М.Є., Бабенюк Ю.Д., Васильєв О.М., Виноградова Р. П. Біохімія. К.: ВПЦ Київський університет, 2002. 480 с.

<sup>73</sup> Реймерс Н.Ф. Азбука природы. Микроэнциклопедия биосферы: энциклопедический словарь. М.: Знание, 1980. 208 с.

<sup>74</sup> Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Суханова Н.И. Химия почв: учебник. М.: Высшая школа, 2005. 558 с.

<sup>75</sup> Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Экология почв. Часть 3. Загрязнение почв. Ростов-на-Дону: УПЛ РГУ, 2004. С. 4–10.

<sup>76</sup> Водяницкий Ю.Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах. М.: Почвенный институт им. В.В. Докучаева, 2009. 95 с.

<sup>77</sup> Водяницкий Ю.Н., Ладонин Д.В., Савичев А.Т. Загрязнение почв тяжелыми металлами. М., 2012. 304 с.

<sup>78</sup> Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Под ред. Г.В. Добровольского. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.

<sup>79</sup> Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Экология почв. Часть 3. Загрязнение почв. Ростов-на-Дону: УПЛ РГУ, 2004. С. 17–29.

<sup>80</sup> Коробкин В.И., Передельский Л.В. Экология. Ростов-на-Дону: изд-во «Феникс», 2003. 576 с.

<sup>81</sup> Некос В.Ю., Максименко Н.В., Владимирова О.Г. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище: навчальний посібник. Х.: ХНУ імені В.Н.

---

Каразіна, 2005. 184 с.

<sup>82</sup> Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 229 с.

<sup>83</sup> Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. Пер. с англ. Д.В. Гричука, Е.П. Янина. М.: Мир, 1989. С. 4–10.

<sup>84</sup> Рэуце К., Кырстя С. Борьба с загрязнением почвы: пер. с рум. М.: Агропромиздат, 1986. 222 с.

<sup>85</sup> Алексеев В.В. Теоретическая экология. М.: Изд-во МГУ, 1987. 200 с.

<sup>86</sup> Гармаш Г.А. Накопление тяжелых металлов в почвах и растениях вокруг металлургических предприятий: автореф. дис. канд. биол. наук. Новосибирск, 1985. 27 с.

<sup>87</sup> Robinson V.H., Lombi E., Zhao F.J., McGrath S.P. Uptake and distribution of nickel and other metals in the hyperaccumulator *Berkheya coddii*. *New Phytologist*. 2003. Vol. 158. P. 279–285.

<sup>88</sup> Алексеенко В.А., Алексеенко Л.П. Геохимические барьеры. М.: Логос, 2003. С. 5–21.

<sup>89</sup> Тітенко Г.В., Клещ А.А. Особливості геохімічної міграції елементів та сполук у природних та природно-антропогенних комплексах річкової долини р. Лопань. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2015. №1–2. С. 35–45.

<sup>90</sup> Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. С. 4–10.

<sup>91</sup> Заграй Я.М. Вплив фізичних і хімічних забруднювачів на еко- і біосистеми / Я.М. Заграй, О.А. Костовенко, О.Ю. Мірошніченко. К.: КНУБА, 2009. 275 с.

<sup>92</sup> Перельман А.И. Геохимия ландшафтов. М.: Высшая школа, 1975. 342 с.

<sup>93</sup> Дидів А. І. Заходи щодо нейтралізації важких металів у ґрунтах агроландшафту і зменшення їх транслокації в овочеві рослини. *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2011. № 15 (1). С. 393–396.

<sup>94</sup> Єгорова Т.М. Водна міграція токсичних мікроелементів у функціональних зонах України. *Мінеральні ресурси України*. 2004. № 1. С. 41–44.

<sup>95</sup> Міцкевич Б.Ф. Геохімічні ландшафти Українського щита. К.: Наукова думка. 1971. 174 с.

<sup>96</sup> Єгорова Т.М. Ландшафтно-геохімічна структура території України як методологічна основа еколого-геохімічних досліджень. *Екологія та охорона довкілля*. 2003. № 2. С. 71–77.

<sup>97</sup> Єгорова Т.М. Особливості міграції важких металів у степовій зоні України. *Меліорація і водне господарство*. 2014. Вип. 101. С. 231–240.

<sup>98</sup> Войтюк Ю.Ю., Кураєва І.В. Закономірності розподілу важких металів у ґрунтах зони впливу ДМК ім. Ф.Е. Дзержинського. *Наукові праці УкрНДМІ НАН України*. 2013. № 13 (ч. II). С. 103–117

<sup>99</sup> Венецианов Е.В., Кочарян А.Г. Тяжелые металлы в природных водах. М.: ИВП РАН. 1994. С. 299–326

<sup>100</sup> Дьюс Р.А., Гэллоуэй Д.Н., Лисс П.С. Влияние атмосферных осадений в океан на морские экосистемы и климат. *Бюллетень Всемирной метеорологической организации. Природа. Климат. Вода*. 2009. Т. 58 (1). С. 63–66.

- <sup>101</sup> Антипов М.А., Голицын М.С. Подвижные формы тяжелых металлов в почвах и грунтах зоны аэрации. Геоэкологические исследования и охрана недр: обзор. М.: ООО «Геоинформцентр», 2002. 64 с.
- <sup>102</sup> Буслаева Н.Г., Корсун С.Г. Вплив абіотичних факторів на вміст важких металів у ґрунті агроценозу. *Наукові доповіді НУБіП*. 2011. 5(27). URL: [http://www.nbu.gov.ua/e-journals/Nd/2011\\_5/irbng.pdf](http://www.nbu.gov.ua/e-journals/Nd/2011_5/irbng.pdf). С. 1.
- <sup>103</sup> Peer W.A., Baxter I.R., Richards E.L., Freeman J.L., Murphy A.S. Phytoremediation and hyperaccumulator plants,” in *Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification*, eds M. J. Tamas and E. Martinoia (Berlin: Springer) 2005. P. 299–340.
- <sup>104</sup> Peng K., Luo C., You W., Lian C., Li X., Shen Z. Manganese uptake and interactions with cadmium in the hyperaccumulator – *Phytolacca Americana* L. *Journal of Hazardous Materials*. 2008. Vol. 154. P. 674–681.
- <sup>105</sup> Pérez-Sanz A., Millán R., Sierra M.J., Alarcón R., García P., Gil-Díaz M., et al. (). Mercury uptake by *Silene vulgaris* grown on contaminated spiked soils. *Journal of Environmental Management*. 2012. Vol. 95. P. S233–S237.
- <sup>106</sup> Persans M.W., Nieman K., Salt D.E. (2001). Functional activity and role of cation-efflux family members in Ni hyperaccumulation in *Thlaspi goesingense*. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 2001. Vol. 98. P. 9995–10000.
- <sup>107</sup> Pichtel J. Oil and gas production wastewater: soil contamination and pollution prevention. *Applied and Environmental Soil Science*. 2016. Vol. 2016. e2707989.
- <sup>108</sup> Rafique N., Tariq S.R. Distribution and source apportionment studies of heavy metals in soil of cotton/wheat fields. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2016. Vol. 188. P. 309–316.
- <sup>109</sup> Кисель В. И. Загрязнение почв тяжелыми металлами. Агроэкологическая оценка земель Украины и размещение сельскохозяйственных культур / Под ред. В.В. Медведева. К. Аграрна наука, 1997. С. 114–125.
- <sup>110</sup> Лактіонов М.І., Дегтярьов В.В., Шелар І.А. Лабораторний практикум з ґрунтознавства. Харків, 1998. 117 с.
- <sup>111</sup> Гринвуд Н., Эрншо А. Химия элементов. М.: Бинум, 2008. Т. 1. 607 с., Т. 2. 670 с.
- <sup>112</sup> Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. М.: Недра-Экология, 1994–1997. Кн. 1–6. Москва, Недра. 1994. 304 с.
- <sup>113</sup> Sakakibara M., Ohmori Y., Ha N.T.H., Sano S., Sera, K. Phytoremediation of heavy metal-contaminated water and sediment by *Eleocharis acicularis*. *Clean Soil Air Water*. 2011. Vol. 39. P. 735–741.
- <sup>114</sup> Rai P.K. Phytoremediation of Hg and Cd from industrial effluents using an aquatic free floating macrophyte *Azolla pinnata*. *International Journal of Phytoremediation*. 2008. Vol. 10. P. 430–439.
- <sup>115</sup> Водяницкий Ю.Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах. М.: Почвенный институт им. В.В. Докучаева, 2009. 95 с.
- <sup>116</sup> Ісаєнко В.М., Войціцький В.М., Бабенюк Ю.Д., Хижняк С.В., Ільїн В.М., Олійник С.А. Екологічна біохімія: навчальний посібник. К.: Книжкове видавництво НАУ, 2005. 440 с.
- <sup>117</sup> Добровольський В.В. Основы биогеохимии. М.: АCADEMIA, 2003. 396 с.
- <sup>118</sup> Rascio N., Navari-Izzo F. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do

---

they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*. 2011. Vol. 180. P. 169–181.

<sup>119</sup> Медведев И. Ф., Деревягин С. С. Тяжелые металлы в экосистемах. Саратов: Пакус, 2017. 178 с.

<sup>120</sup> Rehman M.Z.U., Rizwan M., Ali S., Ok Y.S., Ishaque W., Saifullah V., et al. Remediation of heavy metal contaminated soils by using *Solanum nigrum*: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2017. Vol. 143. P. 236–248.

<sup>121</sup> Кисіль В.І., Акімова Р.В., Шевченко Н.Г., Криворучко А.Т. Техногенні проблеми агросфери. *Збірник наукових праць Інституту землеробства УААН (специвипуск)*. К.: ЕКМО, 2005. 292 с.

<sup>122</sup> Землеробство з основами ґрунтознавства і агрохімії / За ред. В.П. Гудзя. 2-е видання. К.: Центр учбової літератури. 2007. 408 с.

<sup>123</sup> Ладонин Д.В. Соединения тяжелых металлов в почвах – проблемы и методы изучения *Почвоведение*. 2002. № 6. С. 682–692.

<sup>124</sup> Алексеенко В.А., Алексеенко Л.П. Геохимические барьеры. М.: Логос, 2003. С. 92–100.

<sup>125</sup> Агропромисловий комплекс України: стан та перспективи розвитку (1990–2000) / За ред. П. Г. Саблука, М. Я. Кропивка. К.: ІАЕ УААН, 1999. 252 с.

<sup>126</sup> Ладонина Н.Н., Ладонин Д.В., Наумов Е.М., Большаков В.А. Загрязнение тяжелыми металлами почв и травянистой растительности юго-восточного округа г. Москвы. *Почвоведение*. М., 1999. № 7. С. 885–893.

<sup>127</sup> Тарабрин, В.П. Физиология устойчивости древесных растений в условиях загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. Микроэлементы в окружающей среде. Киев: Наукова думка. 1980. С. 17.

<sup>128</sup> Позняк С.С. Содержание некоторых тяжелых металлов в растительности полевых и луговых агрофитоценозов в условиях техногенного загрязнения почвенного покрова. *Вестник Томского госун-та. Биология*. 2011. №1(13). С. 15–20.

<sup>129</sup> Лукина Н.В. Поглощение аэротехногенных загрязнителей растениями сосняков на северо-западе Кольского полуострова. *Лесоведение*. 1993. №6. С. 34–41.

<sup>130</sup> Майстренко В.Н. Эколого–аналитический мониторинг супертоксикантов. М.: Химия, 1996. 312 с.

<sup>131</sup> Розподіл та накопичення важких металів в рослинах та ґрунтах на територіях розміщення відходів вуглевидобутку, В.І. Демура, В.О. Готвянська, А. В. Павличенко. *Геотехнічна механіка*. 2013. Вип. 111. С. 23–29.

<sup>132</sup> Панин М.С. Контроль уровня загрязненности тяжелыми металлами сельскохозяйственной продукции. *Докл. третьей междунар. науч.-техн. конф. Пища. Экология. Человек*. М., 1999. С. 126.

<sup>133</sup> Позняк С.С. Фоновое содержание тяжелых металлов в почвах и растительности Центральной зоны Республики Беларусь. *Известия Тульского гос. ун-та. Естественные науки*. 2011. Вып. 1. С. 254–264.

<sup>134</sup> Садовникова Л.К. Показатели загрязнения почв тяжелыми металлами и неметаллами в почвенно-химическом мониторинге. *Почвоведение*. 1985. № 10. С. 84–89.

<sup>135</sup> Майстренко В.Н. Эколого-аналитический мониторинг супертоксикантов. М.: Химия. 1996. 312 с.

<sup>136</sup> Лозановская, И.Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении: учеб. пособие для хим., хим.-технол. и биол. спец. вузов. М.: Высш. шк., 1998. 287 с.

<sup>137</sup> Экогеохимия городских ландшафтов (сборник) / под. ред. Н.С. Касимова. Москва : Издательство Московского университета. 1995. 327 с.

<sup>138</sup> Дрозд О.М., Дядін Д.В. Конспект лекцій з навчальної дисципліни «Геохімія довкілля» (для студентів 4 курсу денної та заочної форм навчання спеціальності 183 Технології захисту навколишнього середовища). Харків. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О.М. Бекетова. Харків : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2017. 45 с.

<sup>139</sup> Майстренко В.Н. Эколого-аналитический мониторинг супертоксикантов. М.: Химия. 1996. 312 с.

<sup>140</sup> Демура В.І., Готвянська В.О., Павличенко А.В. Розподіл та накопичення важких металів в рослинах та ґрунтах на територіях розміщення відходів вуглевидобутку. *Геотехнічна механіка*. 2013. Вип. 111. С. 23–29.

<sup>141</sup> Самчук А.І., Кураева І.В., Егоров О.С. та ін. Важкі метали у ґрунтах Українського Полісся та Київського мегаполісу. К.: Наукова думка. 2006. 108 с.

<sup>142</sup> Ковальский В.В., Андрианова Г.А. Микроэлементы в почвах СССР. М.: Изд-во «Наука». 1970. 180 с.

<sup>143</sup> Rezania S., Taib S.M., Md Din M.F., Dahalan F.A., Kamyab H. (). Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. 2016. Vol. 318. P. 587–599.

<sup>144</sup> Булавик І.М., Переволоцкий А.Н. Миграция <sup>137</sup>Cs в лесных почвах Белорусского Полесья. *Проблеми екології лісів і лісовикористання на Поліссі України: наукові праці Поліської АЛНДС*. 1998. Вип. 5. С. 14–21.

<sup>145</sup> Лихочвор В.В. Рослинництво. Технології вирощування сільськогосподарських культур. 2-е вид., випр. Київ: Центр навч. літератури. 2004. 808 с.

<sup>146</sup> Мацко В.П., Кравченко В.А., Гапоненко В.И. Основные факторы, определяющие поступление <sup>137</sup>Cs в фитомассу доминирующих компонентов экосистем ПГРЭЗ. *Тез. докл. Междунар. раб. совещания по Чернобыльской экологической исследовательской серии «Экологический статус загрязненных радионуклидами территорий»*. Минск. 1995. С. 89.

<sup>147</sup> Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. О некоторых закономерностях поведения цезия-137 в системе почва – сельскохозяйственные растения. *Теоретические и практические аспекты действия малых; ионизирующей радиации*. Сыктывкар, 1977. С. 122–123.

<sup>148</sup> Бреславец А.І., Юрченко А.І. Техногенно забруднені ґрунти та шляхи їх поліпшення. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. Харків: Райдер, 2009. Вип. XXXI. С. 189–201.

<sup>149</sup> Шматков Г.Г., Яковишина Т.Ф. Детоксикація техногенно забруднених важкими металами ґрунтів – шлях до одержання екологічно чистої продукції. *Матеріали міжнародної конференції «Зелена економіка: перспективи впровадження в Україні»*. К., 2012. Т. 1. С. 295–298.

<sup>150</sup> Самохвалова В.Л. Применение антидотов при загрязнении системы почва – растение тяжелыми металлами. *Грунтознавство*. 2006. Т. 7. № 3–4. С. 50–66.

<sup>151</sup> Дабахов М.В., Дабахова Е.В., Титова В.И. Тяжёлые металлы: экотоксикология и проблемы нормирования. Н. Новгород: Изд-во ВВАГС. 2005. 165 с.

<sup>152</sup> Ступин Д.Ю. Загрязнение почв и новейшие технологии их восстановления:

---

учебное пособие. Петербург: Издательство «Лань». 2009. С. 117–128.

<sup>153</sup> Сизов А.П., Хомяков Д.М., Хомяков П.М. Проблемы борьбы с загрязнением почв и продукции растениеводства. М.: МГУ. 1990. 19 с.

<sup>154</sup> Овчаренко М.М., Величко В.А., Лебедев С.Н. и др. Влияние извести и цеолитов на поступление Zn, Cd, Pb в корнеплоды моркови. *Тяжелые металлы и радионуклиды в агроэкосистемах*. М.: МГУ. 1994. С. 194–201.

<sup>155</sup> Ландшафтно-геохимические исследования и окружающая среда. Ростов: РГУ, 1989. 186 с.

<sup>156</sup> Козлова І.П., Радченко О.С., Степура Л.Г., Кондратюк Т.О. Геохімічна діяльність мікроорганізмів та її прикладні аспекти. К.: Наук. думка. 2008. 528 с.

<sup>157</sup> Бамбіндра Д.І. Агротехнічна оптимізація структури земельних угідь. *Землеустрій і кадастр*. 2004. №3/4. С. 19–24.

<sup>158</sup> Джанаев, З.Г. Почвенно-агрохимическая оценка состояния плодородия почв Северного Кавказа. Москва: МГУ. 2004. С. 600–725.

---

## Список використаних літературних джерел до розділу 2 (у форматі кінцевих зсилок у послідовному порядку посилань)

- <sup>159</sup> Бубнов А.Г., Буймова С.А., Гущин А.А., Извекова Т.В. Биотестовый анализ – интегральный метод оценки качества объектов окружающей среды. Иваново. Россия: ГОУ ВПО «Ивановский государственный химико-технологический университет». 2007. 269 с.
- <sup>160</sup> Бешлей З.М., Бешлей С.В., Баранов В.І., Терек О.І. Використання рослинних тест-систем для оцінки токсичності техногенно забруднених субстратів. *Вісник Харківського національного аграрного університету*. 2014. №1. С. 97–98.
- <sup>161</sup> Горова А.І. Методологічні аспекти оцінки генетичних наслідків техногенезу *Екологія і природокористування*. 2001. Вип. 3. С. 143–152.
- <sup>162</sup> Горова А.І., Грунтова В.Ю., Павличенко А.В. Про можливість використання цитогенетичних методів біоіндикації при виборі контрольних територій в системі екомоніторингу. *Науковий вісник Чернівецького університету*. 2008. Вип. 416: біологія. С. 3–8.
- <sup>163</sup> Горова А.І., Павличенко А.В., Борисовська О.О., Грунтова В.Ю., Деменко О.В. Біоіндикація. Методичні рекомендації. Д.: Національний гірничий університет, 2014. 76 с.
- <sup>164</sup> Губачов О.І. Особливості використання рослин для біотестування ґрунтів з метою визначення рівня екологічної безпеки промислових територій. *Науковий вісник КУЕІТУ*. 2010. № 5 (48). С. 164–171.
- <sup>165</sup> Маячкина Н.В., Чугунов М.В. Особенности биотестирования почв с целью их экотоксикологической оценки. *Вестник Нижегородского университета им. Н. И. Лобачевского*. 2009. № 1. С. 84–93.
- <sup>166</sup> Bakina L.G., Chugunova M.V., Polyak Y.M., Mayachkina N.V., Gerasimov A.O. Bioaugmentation: possible scenarios due to application of bacterial preparations for remediation of oil contaminated soil. *Environmental Geochemistry and Health*. 2020. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00755-4>.
- <sup>167</sup> Polyak Y., Bakina L., Mayachkina N., Polyak M. The possible role of toxigenic fungi in ecotoxicity of two contrasting oil-contaminated soils – A field study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2020. V. 202:110959.
- <sup>168</sup> Маячкина Н.В., Чугунова М.В., Бакина Л.Г., Поляк Ю.М., Герасимов А.О., Дроздова И.В. Динамика экотоксикологического состояния органоминеральной насыпной почвы, загрязненной кадмием в полевом эксперименте. *Региональная экология*. 2017. № 4 (50). С. 83–91.
- <sup>169</sup> Поляк Ю.М., Бакина Л.Г., Маячкина Н.В., Галдиянц А.А. Роль аллелопатических взаимодействий в структурных и функциональных изменениях антропогенно-нарушенных почв. *Гумус и почвообразование*. 2017. № 21. С. 65–69.
- <sup>170</sup> Бардина Т.В., Чугунова М.В., Кулибаба В.В., Бардина В.И. Оценка экологического состояния почвогрунтов рекультивированного карьера с использованием методов биотестирования. *Биосфера*. 2020. Т.12. №1–2. С. 1–11.
- <sup>171</sup> Герасимов А.О., Чугунова М.В., Поляк Ю.М. Сезонные изменения содержания противогололедных средств в дерново-подзолистой почве в лабораторном и полевом экспериментах. *Биосфера*. 2019. Т.11. №4. С. 171–177.
- <sup>172</sup> Герасимов А.О., Чугунова М.В. Оценка действия противогололедных реагентов разного химического состава на рост травянистых растений и почвенное дыхание. *Биосфера*. 2018. Т. 10. №4. С. 273–281.



- <sup>173</sup> Терехова В.А. Микробиоты в экологической оценке водных и наземных экосистем. М.: Наука, 2007. 215 с.
- <sup>174</sup> Миленька М.М. Стан пилку окремих деревних видів як індикаційна ознака ступеня техногенного забруднення довкілля. *Науковий вісник Чернівецького університету*. 2008. Вип. 416: Біологія. С. 46–51.
- <sup>175</sup> Миленька М.М. Використання деревних видів для діагностики екологічного стану довкілля урбанізованих територій. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2008. Вип. 114. С. 111–114
- <sup>176</sup> Миленька М. М. Вміст фотосинтетичних пігментів у листках *Tilia cordata* Mill. та *Acer negundo* L. за умови урботехногенного забруднення довкілля. *Вісник Львівського лісотехнічного університету*. 2008. Вип. 18. С. 201–206.
- <sup>177</sup> Тверда О.Я., Косяк І.В. Обґрунтування вибору рослинних тест-систем для оцінки токсичності ґрунтів прилеглих територій гранітних кар'єрів. *Геоecологія та охорона праці*. 2017. № 33. С. 69–71.
- <sup>178</sup> Атмосферные нагрузки загрязняющих веществ на территории СССР / [Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. и др.]. Вып. 1. М.: Гидрометеоздат, 1991. 188 с.
- <sup>179</sup> Мелехова О.П. и др. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование. М.: Издательский центр «Академия». 2007. 288 с.
- <sup>180</sup> Тверда О.Я., Косяк І.В. Обґрунтування вибору рослинних тест-систем для оцінки токсичності ґрунтів прилеглих територій гранітних кар'єрів. *Геоecологія та охорона праці*. 2017. № 33. С. 71–74.
- <sup>181</sup> Меженский В.Н. Растения-индикаторы. М.: ООО «Издательство АСТ». Донецк: «Сталкер». 2004. 76 с.
- <sup>182</sup> Симочко Л.Ю., Дем'янюк О.С., Симочко В.В. Біоіндикація і біотестування ґрунтів – сучасні методичні підходи. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія*. 2017. Випуск 42. С. 77–81.
- <sup>183</sup> Медведев В.В. Мониторинг почв Украины. Харьков. 2002. 428 с.
- <sup>184</sup> Nannipieri P., Ascher J., Ceccherini M.T. Microbial diversity and soil functions. *European Journal of Soil Science*. 2003. 54. P. 655–670.
- <sup>185</sup> Хазиев Ф.Х. Почва и биоразнообразие. *Экология*. 2011. № 3. С. 184–190.
- <sup>186</sup> Soil Ecology and Ecosystem Services. Wall, D.H. (Ed.). Oxford University Press, Oxford. 2012. 405 p.
- <sup>187</sup> Розенберг Г.С., Викторов С.В., Терехова В.А. Биоиндикация: теория, методы, приложения. Интер-Волга, Тольятти. 1994. 266 с.
- <sup>188</sup> Заварзин Г.А. Лекции по природоведческой микробиологии. Наука, Москва. 2004. 348 с.
- <sup>189</sup> Hofman J., Bezchlebova J., Dusek L. Novel approach to monitoring of the soil biological quality. *Environment International*. 2003. 28(88). 771–772.
- <sup>190</sup> Bardgett R.D., Usher M.B. Biological diversity and function in soils. Cambridge Univ. Press. 2005. P. 11–50.
- <sup>191</sup> Gobat J.-M., Aragno M., Matthey W. The Living Soil. Fundamentals of Soil Science and Soil Biology. Science Publishers. 2004. 602 p.
- <sup>192</sup> The Microbial Regulation of Global Biogeochemical Cycle. Rousk, J., Bengtson, P. (Eds). Frontiers Media SA. 2014. 241 p.
- <sup>193</sup> Лобиков А.В. Методы контроля качества среды, экомониторинг: методические указания к лабораторным работам / А.В. Лобиков, Е.В. Шашина. М.: МАДИ, 2016. 24 с.

- <sup>194</sup> Шерстобоева О.В., Чабанюк Я.В., Федак Л.И. Биоиндикация экологического состояния почв. *Сільськогосподарська мікробіологія*. 2008. №7. С.48–55.
- <sup>195</sup> Алексеева А.А., Фомина Н.В. Общие принципы биодиагностических исследований агрогенноизмененных почв. *Материалы международной заочной научной конференции «Проблемы современной аграрной науки»*, 15 октября 2014, Красноярск. 2015. С. 3–6.
- <sup>196</sup> Горобцова О.Н., Гедгафова В.Ф., Улигова Т.С., Темботов Р.Х. Экофизические индикаторы состояния микробной биомассы черноземов Центрального Кавказа (в пределах терского варианта пояности Кабардино-Балкарии). *Экология*. 2016. № 1. С. 22–29.
- <sup>197</sup> Медведев В.В. Мониторинг почв Украины. Харьков. 2002. С. 7–22.
- <sup>198</sup> Патица В.П., Симочко Л.Ю. Мікробіологічний моніторинг ґрунту природних та трансформованих екосистем Закарпаття України. *Мікробіологічний журнал*. 2013. №2. С. 21–31.
- <sup>199</sup> Плешакова В.И. Микробиология: учебное пособие / В.И. Плешакова, Н.А. Лещева, Т.И. Лоренгель. Омск : Омский ГАУ, 2019. 75 с.
- <sup>200</sup> Іутинська Г.О. Ґрунтова мікробіологія. Арістей. Київ. 2006. 284 с.
- <sup>201</sup> Стефурак В.П. Использование микробиологических тестов для оценки состояния наземных экосистем в условиях антропогенного загрязнения. *Труды I Международной Научнопрактической конференции «Устойчивое развитие: Загрязнение окружающей среды и экологическая безопасность»*. 1995. Днепропетровск. Т. 2. С. 91.
- <sup>202</sup> Практическая экотоксикология: Оценка чувствительности биотесткультур / Ред. В. А. Терехова. Москва: ГЕОС, 2016. 54 с.
- <sup>203</sup> Андрияк Е.И., Антипчук А.Ф., Бабаянц О.В. и др. Функціонування мікробних ценозів в умовах антропогенного навантаження. Обереги. Київ. 2001. 240 с.
- <sup>204</sup> Brussaard L., De Ruiter P.C., Brown G.G. Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2007. Vol. 121. P. 233–244.
- <sup>205</sup> Symochko L., Patyka V., Symochko V., Kalinichenko A. Soil Microbial Activity and Functional Diversity in Primeval Beech Forests. *Journal of Earth Science and Engineering*. 2015. 5(6). P. 363–371.
- <sup>206</sup> Медведев В.В. Мониторинг почв Украины. Харьков. 2002. С. 37–49.
- <sup>207</sup> Ананьева Н.Д., Благодатская Е.В., Демкина Т.С. Оценка устойчивости микробных комплексов почв к природным и антропогенным воздействиям. *Почвоведение*. 2002. №5. С. 580–587.
- <sup>208</sup> Курдиш І.К. Роль мікроорганізмів у відтворенні родючості ґрунтів. *Сільськогосподарська мікробіологія*. 2009. №9. С. 7–32.
- <sup>209</sup> Стахурлова Л.Д., Свистова П.Д., Щеглов Д.П. Биологическая активность как индикатор плодородия черноземов в различных биоценозах. *Почвоведение*. 2007. №6. С. 769–774.
- <sup>210</sup> Симочко Л.Ю., Симочко В.В., Бігарій І.Й. Спрямованість мікробіологічних процесів у ґрунті агробіогеоценозів при застосуванні різних агрозаходів. *Науковий Вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія*. 2010. Вип. 28. С. 47–51.
- <sup>211</sup> Корсун С.Г. Спосіб визначення екологічної стійкості ґрунтів в агроландшафтах. *Вісник аграрної науки*. 2006. №6. С. 60–62.
- <sup>212</sup> Петряков, В.В. Экологический мониторинг: методические указания. Кинель: РИО СГСХА, 2019. 35 с.

- 
- <sup>213</sup> Doelman P., Eijsackers H.J.P. *Vital Soil: Function. Value and Properties*. Elsevier. 2004. 358 p.
- <sup>214</sup> Faust K., Raes J. Microbial interactions: from networks to models. *Nature Reviews Microbiology*. 2012. Vol. 10. P. 538–550.
- <sup>215</sup> Altieri M.A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 1999. Vol. 74. P. 19–31.
- <sup>216</sup> Aislabie J., Deslippe J.R. Soil microbes and their contribution to soil services. Soil microbial diversity. Ecosystem services in New Zealand – conditions and trends. Manaaki Whenua Press, Lincoln, New Zealand. 2013. P. 143–161.
- <sup>217</sup> Schulz S., Brankatschk R., Dümig A., Kögelknabner I., Schloter M., Zeyer J. The role of microorganisms at different stages of ecosystem development for soil formation. *Biogeosciences*. 2013. №10. P. 3983–3996.
- <sup>218</sup> Симочко Л.Ю., Симочко В.В., Бігарій І.Й. Спрямованість мікробіологічних процесів у ґрунті агробіогеоценозів при застосуванні різних агрозаходів. *Науковий Вісник Ужгородського університету. Серія: Біологія*. 2010. Вип. 28. С. 47–51.
- <sup>219</sup> Дем'янюк О.С., Шерстобоева О.В., Крижанівський А.Б. Таксономічна структура мікробіоценозу ґрунту за різних погодних умов. *Вісник Сумського національного аграрного університету*. 2016. 2(31). С. 228–234.
- <sup>220</sup> Hawksworth D.L. *The Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*. CAB International, Redwood Press Ltd, Melksham, UK. 1991. 302 p.
- <sup>221</sup> Symochko L. Microorganisms as soil quality indicators. *Book of abstracts of the International Scientific Conference «New trends in the ecological and biological research»*, Presov, Slovak Republic, 9–11 September, 2015. 26.
- <sup>222</sup> Андрєюк Е.И., Антипчук А.Ф., Бабаянц О.В. и др. *Функціонування мікробних ценозів в умовах антропогенного навантаження. Обереги*. Київ. 2001. 240 с.
- <sup>223</sup> Малиновська І.М., Гаврилов С.О. Вплив способу обробітку на спрямованість та напруженість мікробіологічних процесів у сірому лісовому ґрунті. *Ґрунтознавство*. 2014. 15(1–2). С. 53–62.
- <sup>224</sup> Hawksworth D.L. *The Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture*. CAB International, Redwood Press Ltd, Melksham, UK. 1991. 302 p.
- <sup>225</sup> Тарасова Н.П., Кузнецов В.А., Сметанников Ю.В., Машков А.В., Додонов А.А. *Задачи и вопросы по химии окружающей среды*. М.: Мир, 2002. 368 с.
- <sup>226</sup> Bardgett R.D., Usher M.B. *Biological diversity and function in soils*. Cambridge Univ. Press. 2005. P. 270–284.
- <sup>227</sup> Bardgett R.D., Mcalister E. The measurement of soil fungal: bacterial biomass ratios as an indicator of ecosystem self-regulation in temperate meadow grasslands. *Biology and Fertility of Soils*. 1999. Vol.29. P. 282–290.
- <sup>228</sup> *The Microbial Regulation of Global Biogeochemical Cycle*. Rousk, J., Bengtson, P. (Eds). Frontiers Media SA. 2014. 241 p.
- <sup>229</sup> Bailey V.L., Smith J.L., Bolton H.J. Fungal-to-bacterial biomass ratios in soils investigated for enhanced carbon sequestration. *Soil Biology & Biochemistry*. 2002. Vol. 34. P. 997–1007.
- <sup>230</sup> Simule C.V., Drăgan-Bularda M. Bacterial community structure in the polluted soils from Cluj County (North–West Romania). *Studia Universitatis Babeş-Bolyai*. 2009. 54(2). P. 77–85.

- 
- <sup>231</sup> Лихачев С.В., Пименова Е.В., Жакова С.Н. Биотестирование в экологическом мониторинге: учебнометодическое пособие. Пермский государственный аграрно-технологический университет имени академика Д.Н. Прянишникова». Пермь: ИПЦ «Прокрость», 2020. 89 с.
- <sup>232</sup> Медведев В.В. Мониторинг почв Украины. Харьков. 2002. С. 89–95.
- <sup>233</sup> Патица В.П., Тараріко О.Г. Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель. Фітоцентр, Київ. 2002. 296 с.
- <sup>234</sup> Hofman J., Bezchlebova J., Dusek L. Novel approach to monitoring of the soil biological quality. *Environment International*. 2003. 28(88). P. 774–775.
- <sup>235</sup> Symochko L., Patyka V., Symochko V., Kalinichenko A. Soil Microbial Activity and Functional Diversity in Primeval Beech Forests. *Journal of Earth Science and Engineering*. 2015. 5(6). P. 363–371.
- <sup>236</sup> Аюпов З.З., Анохина Н.С. Влияние приемов основной обработки почвы и удобрения на содержание и запасы общего гумуса и полифенолоксидазную активность чернозема выщелоченного. *Вестник ОГУ*. 2011. 131(12). С. 374–375.
- <sup>237</sup> Fogarty W.M., Kelly C.T. Microbial enzymes and biotechnology. Springer Science and Business Media. 2012. 472 p.
- <sup>238</sup> Shukla G., Varma A. Soil Enzymology. Springer, 2011. 384 p.
- <sup>239</sup> Wyszowska J., Kucharski J., Wałdowska E. The influence of diesel oil contamination on soil enzymes activity. *Rostlinná Výroba*. 2002. Vol. 48. P. 8–62.
- <sup>240</sup> Lin X., Li X., Sun T., Li P., Zhou Q., Sun L., Hu X. Changes in Microbial Populations and Enzyme Activities During the Bioremediation of Oil-Contaminated Soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2009. 83(4). P. 542–547.
- <sup>241</sup> Пижл В. Значение дождевых червей как биоиндикаторов загрязнения почвы пестицидами (на примере фруктовых садов Южной Чехии). *Экология*. № 5. 1989. С. 86–87.
- <sup>242</sup> Харченко Н. А., Козлов А. Т. Справочник основных понятий и терминов по экологии и этологии. Воронеж:Изд-во ВГУ, 1991 112 с.
- <sup>243</sup> Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. К.: Наукова думка. 1994. С. 7–22.
- <sup>244</sup> Мануш С. Г. Сельское хозяйство и охрана фауны. М.: Агропромиздат, 1990. С. 16–20.
- <sup>245</sup> Дончева А. В., Казаков Л. К, Калуцков В. Н. Ландшафтная индикация загрязнения природной среды. М.: Экология. 1992. 256 с.
- <sup>246</sup> Revised European Charter for the Protection and Sustainable Management of Soil, *Adopted by the Committee of Ministers of the Council of Europe at its 840th meeting on 28 May*. Strasbourg; 2003. 103 p.
- <sup>247</sup> Carrera P. Soil clean up in Europe – Feasibility and Cost. Kluwer Academic Publisher; 1993. P. 733–757.
- <sup>248</sup> Vik E.A., Bardos P., editors. Remediation of Contaminated Land Technology Implementation in Europe: *A Report from the Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET)*. 2002. [http://www.clarinet.at/library/WG7\\_Final\\_Report.pdf](http://www.clarinet.at/library/WG7_Final_Report.pdf).
- <sup>249</sup> Ступин Д.Ю. Загрязнение почв и новейшие технологии их восстановления. Санкт-Петербург; 2009. С. 89–93.
- <sup>250</sup> Вельков В.В. Биоремедиация: принципы, проблемы, подходы. *Биотехнология*. 1995. №4. С. 20–27.

---

<sup>251</sup> Киреева Н.А., Тарасенко Е.М., Онегова Т.С., Бакаева М.Д. Комплексная биоремедиация нефтезагрязненных почв для снижения токсичности. *Биотехнология*. 2004. №6. С. 63–70.

<sup>252</sup> Багдасарян А.С. Биотестирование почв техногенных зон городских территорий с использованием растительных организмов : дис... канд. биол. наук: Ставрополь, 2005. 159 с.

<sup>253</sup> Alexander M. Biodegradation and Bioremediation. New-York: Academic Press; 1999. 305 p.

<sup>254</sup> Янкевич М.И., Хадеева В.В., Мурыгина В.П. Биоремедиация почв: вчера, сегодня, завтра. *Междисциплинарный научный и прикладной журнал «Биосфера»*. 2015. Т.7. № 2. С. 205–214.

<sup>255</sup> Киреева, Н.А., Бакаева М.Д. Рекультивация нарушенных земель: Учебное пособие Уфа: РИО БашГУ. 2005. С. 18–36.

<sup>256</sup> Халилова, А.Ф., Денисова А.П. Биодegradация углеводов в почве с различной кислотностью и оценка способов ее стимуляции. *Экология России: на пути к инновациям: Межвузовский сборник научных трудов*, Астрахань, 2009., С. 210–214.

<sup>257</sup> Борзенков И.А., Беляев С.С., Иванов М.В, Милехина Е.И. Консорциум микроорганизмов, используемых для очистки почвенных солончатоводных экосистем от загрязнения нефтепродуктами. Патент №2023686 РФ. Бюлл.изобр. 1994. №22. С. 15–21.

<sup>258</sup> Боронин А.М. Микроорганизмы для биоремедиации. Проблемы медицинской биотехнологии. *Матер. юбилейной научной конференции, посвящённой 25-летию юбилею ГНЦ ПМ. Оболенск (Моск. обл.)*. 1999. С. 23–29.

<sup>259</sup> Домрачева Л.И., Кондакова Л.В., Попов Л.Б., Зыкова Ю.И. Биоремедиационные возможности почвенных цианобактерий. *Теоретическая и прикладная экология*. 2009. № 1. С. 8–17.

<sup>260</sup> Жариков Г.А., Соколов М.С., Дядищев Н.Р. Эколого-токсикологическая оценка мероприятий по биоремедиации почв. *3-й Московский междунар. конгресс «Биотехнология: состояние и перспективы развития»*. Материалы конгресса. Ч. 2. М. 2005. С. 14.

<sup>261</sup> Ножевникова А.Н. Биоремедиация загрязнённых почв и грунтов. Экология микроорганизмов. Под ред. А.И. Нетрусова. М.: Издательский центр «Академия», 2004. С. 196–199.

<sup>262</sup> Градова Н.Б. Способы биоремедиации нефтезагрязнённых почв и грунтов: применимость, эффективность, направления развития. *Биотехнология: состояние и перспективы развития: Матер. 4-го Московского междунар. конгресса*. М. 2007. С. 130.

<sup>263</sup> Васильева Г.К., Стрижакова Е.Р., Субочева С.А. Сорбционно-биологическая очистка загрязнённых почв. *Биотехнология: состояние и перспективы развития: Матер. 2-го Московского междунар. конгресса*. Ч. 2. 2003. Москва. С. 16.

<sup>264</sup> Скворцова Т.А. Биоремедиация почвы ассоциативными углеводородокисляющими микроорганизмами. *Бюл. ВИУА*. 2002. №116. С. 445–447

<sup>265</sup> Плешакова Е.В., Дубровская Е.В., Турковская О.В. Приёмы стимуляции аборигенной нефтеокисляющей микрофлоры. *Биотехнология*. 2005. № 1. С. 42–50.

<sup>266</sup> Карасёва Э.В., Гирич И.Е., Худокормов А.А., Алёшина Н.Ю., Карасёв С.Г. Биоремедиация чернозёмной почвы, загрязнённой нефтью. *Биотехнология*. 2005. № 2. С. 67–72.

- <sup>267</sup> Самсонова А.С. Экология микроорганизмов техногенных территорий. *Микробиология и биотехнология на рубеже XXI столетия. Матер. междунар. конф.* Минск. 2000. С. 83–85.
- <sup>268</sup> Боронин А.М. Биотехнология ремедиации почв на основе микробно-растительных взаимодействий. *Биотехнология: состояние и перспективы. Матер. 1-го междунар. конгресса.* М. 2002. С. 138.
- <sup>269</sup> Логинов О.Н. Новые микробиологические препараты для сельского хозяйства и восстановления окружающей среды: Автореф. ... дис. докт. биол. наук. Кашинцево: Всероссийский. НИИ биологической промышленности, 2004. 48 с.
- <sup>270</sup> Kayser G., Koeckritz T., Markert B. Bioremediation zur Reinigung schwermetallbelasteter Boden mit *Thiobacillus* spp. *Wasser und Boden.* 2001. Vol. 53. № 1–2. P. 54–58.
- <sup>271</sup> Kefala M.L., Zouboulis A.I., Matis K.A. Biosorption of cadmium ions by Actinomycetes and separation by flotation. *Environmental Pollution.* 1999. Vol. 104. № 2. P. 283–293.
- <sup>272</sup> Пищик В.Н., Воробьев Н.И., Проворов Н.А. Экспериментальное и математическое моделирование популяционной динамики ризосферных бактерий в условиях кадмиевого стресса. *Микробиология.* 2005. Т. 74. № 6. С. 845–851.
- <sup>273</sup> Quintelas C., Tavares T. Lead and Iron removal from aqueous solution: Biosorption by a bacterial biofilm. *Resour. and Environ. Biotechnol.* 2002. Vol. 3. № 4. P. 193–202.
- <sup>274</sup> Choi S.B., Yun Y.S. Lead biosorption by waste biomass of *Corynebacterium glutamicum* generated from lysine fermentation process. *Biotechnology Letters.* 2004. Vol. 26. № 4. P. 331–336.
- <sup>275</sup> Подгорский В.С., Касаткина Т.П., Лозовая О.Г. Дрожжи – биосорбенты тяжёлых металлов. *Микробиология.* 2004. Т. 66. № 1. С. 91–103.
- <sup>276</sup> Bhattacharyya S., Pal Tapan K., Basumajumdar A., Banik A.K. Biosorption of heavy metals by *Rhizopus arrhizus* and *Aspergillus niger*. *Journal of the Indian Chemical Society.* 2002. Vol. 79. № 9. P. 747–750.
- <sup>277</sup> Градова Н.Б., Горнова И.Б., Эддауди Р., Салина Р.Н. Использование бактерий рода *Azotobacter* при биоремедиации нефтезагрязнённых почв. *Прикладная биохимия и микробиология.* 2003. Т. 39. № 3. С. 318–321.
- <sup>278</sup> Киреева Н.А., Бакаева М.Д., Тарасенко Е.М., Галимзянова Н.Ф., Новосёлова Е.И. Снижение фитотоксичности нефтезагрязнённой серой лесной почвы при биорекультивации. *Агрехимия.* 2003. № 2. С. 50–55.
- <sup>279</sup> Ильчибакиева Э.У., Автономова А.В., Марченко М.Ю., Сковородко И.В., Барков А.В., Леонтьева М.И., Краснопольская Л.М., Винокуров В.А. Изучение биодеструкции нефти базидиомицетами. *Иммунопатология. Аллергология. Инфектология.* 2009. № 2. С. 179.
- <sup>280</sup> Ким А.А., Песцов Г.В., Ядгаров Х.Т., Джуманиязова Г.И., Зиновьев П.В., Джураева Г.Т., Абдукаримов А.А., Гинс В.К. Микроорганизмы – деструкторы полихлорированных бифенилов. *Прикладная биохимия и микробиология.* 2004. Т. 40. № 1. С. 70–73.
- <sup>281</sup> Алещенкова З.М., Самсонова А.С., Глушень Е.М., Филипшанова Л.И., Петрова Г.М., Рылюк В.В. Трансформационная активность микроорганизмов-деструкторов монохлорфенолов. *Современное состояние и перспективы развития микробиологии и биотехнологии: Материалы междунар. конф.* Минск, 2004. С. 42–43.

- <sup>282</sup> Малахова Д.В., Анкудинова А.К., Гарабаджиу А.В., Янкевич М.И. Восстановление городских почв, загрязнённых полициклическими ароматическими углеводородами, микробиологическим способом. *Биотехнология: состояние и перспективы развития: Матер. 4-го междунар. конгресса*. М. 2007. С. 135.
- <sup>283</sup> Сорокин Н.Д., Гродницкая И.Д., Евграфова С.Ю., Пашенова Н.В. Биоиндикация и биоремедиация почв нарушенных лесных экосистем Сибири. *Материалы 4-го съезда о-ва биотехнологов России им. Ю.А. Овчинникова*. М. 2006. С. 248–250.
- <sup>284</sup> Shashirekha S., Uma L., Subramanian G. Phenol degradation by marine cyanobacterium *Phormidium valderianum* BDU 30501. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 1997. Vol. 19(2). P. 130–133.
- <sup>285</sup> Parikh A., Shah V., Madamwar D. Cyanobacterial flora from polluted industrial effluents. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2006. Vol. 116. № 1–3. P. 91–102.
- <sup>286</sup> Paperi R., Micheletti E., De Phillippis R. Optimization of copper sorbing-desorbing cycles with confined cultures of the exopolysaccharide-producing cyanobacterium *Cyanospira capsulate*. *Journal of Applied Microbiology*. 2006. Vol. 101. № 6. P. 1351–1356.
- <sup>287</sup> Kirkwood A.E., Nalewajko C., Fulhorpe R.R. The effects of cyanobacterial exudates on bacterial growth and biodegradation of organic contaminants. *Microbial Ecology*. 2006. Vol. 51. № 1. P. 4–12.
- <sup>288</sup> Нечаева И.А., Филонов А.Е. Психротрофные микроорганизмы для биоремедиации нефтяных загрязнений в условиях холодного климата. *Экотоксикология – современные биоаналитические системы, методы и технологии. Сб. статей Росс. школы–конф. молодых учёных*. Пушино. 2006. С. 56.
- <sup>289</sup> Алиева С.Р. Биodeградация нефтяных углеводородов грибами, выделенными из прибрежных участков Апшеронского полуострова Каспийского моря. *Биология: теория, практика, эксперимент: Матер. междунар. научн. конф., посвящённой 100-летию со дня рождения проф. Е.В. Сапожниковой*. Саратов. 2008. С. 103–105.
- <sup>290</sup> Sanchez O., Diestra E., Esteve I., Mas J. Molecular characterization of an oil-degrading cyanobacterial consortium. *Microbial Ecology*. 2005. Vol. 50. № 4. P. 580–588.
- <sup>291</sup> Турковская О.В., Муратова А.Ю. Биodeградация органических поллютантов в корневой зоне растений. *Молекулярные основы взаимоотношений ассоциативных микроорганизмов с растениями*. М.: Наука. 2005. С. 180–208.
- <sup>292</sup> Пищик В.Н., Воробьёв Н.И., Проворов Н.А. Экспериментальное и математическое моделирование популяционной динамики ризосферных бактерий в условиях кадмиевого стресса. *Микробиология*. 2005. Т. 74. № 6. С. 845–851.
- <sup>293</sup> Степанок В.В., Юдкин Л.Ю., Рабинович Р.М. Влияние бактериализации семян ассоциативными diaзотрофами на поступление свинца и кадмия в растения ячменя. *Агрoхимия*. 2003. № 5. С. 69–80.
- <sup>294</sup> Белимов А.А., Кунакова А.М., Сафронова В.И., Степанок В.В., Юдкин Л.Ю., Алексеев Ю.В., Кожемяков А.П. Использование ассоциативных бактерий для инокуляции ячменя в условиях загрязнения почвы свинцом и кадмием. *Микробиология*. 2004. Т. 73. № 1. С. 118–125.
- <sup>295</sup> Анохина Т.О., Кочетков В.В., Зеленкова Н.Ф., Балакшина В.В., Боронин А.М. Биodeградация фенантрена ризосферными плазмидосодержащими бактериями рода *Pseudomonas* в модельных растительно–микробных ассоциациях. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2004. Т. 40. № 6. С. 654–658.

- <sup>296</sup> Сизова О.И., Любунь Е.В., Кочетков В.В., Валидов Ш.З., Боронин А.М. Влияние природных и генетически модифицированных ризосферных бактерий *Pseudomonas aureofaciens* на накопление мышьяка растениями. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2004. Т. 40. № 1. С. 78–82.
- <sup>297</sup> Vinale F., Abadi K., Ruocco M., Marra R., Scala F., Zoina A., Lorito M. Remediation of pollution by using biological systems based in beneficial plant-microorganisms interactions. *The Plant Pathology Journal*. 2003. Vol. 85. № 4. P. 301–308.
- <sup>298</sup> Гоготов И.Н. Аккумуляция ионов металлов и деградация поллютантов микроорганизмами и их консорциумами с водными растениями. *Экология промышленного производства*. 2005. № 2. С. 33–37.
- <sup>299</sup> Сомова Л.А., Печуркин Н.С., Елманова Н.Г., Михеева Г.А. Влияние ассоциаций микроорганизмов на прорастание семян, рост и развитие проростков пшеницы при воздействии солей цинка. *Микробное разнообразие: состояние, стратегия сохранения, биотехнологический потенциал. Матер. 2-й междунар. конф. Пермь*. 2005. С. 96–97.
- <sup>300</sup> Домрачева Л.И. Использование организмов и биосистем в ремедиации территорий. *Теоретическая и прикладная экология*. 2009. №4. С. 4–16.
- <sup>301</sup> Яковишина Т.Ф. Система біотестування токсичності ґрунту, забрудненого важкими металами. *Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія «Агронімія і біологія»*. 2014. Випуск 3 (27). С. 70–73.
- <sup>302</sup> Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М.: Издательство Московского университета. 1987. 256 с.
- <sup>303</sup> Пароменская Л.Н., Гаранькина Н.Г., Моисеева И.Г., Круглова Ю.В. Альгологический метод определения фитотоксичности почв. *Почвоведение*. 2001. №. 6. С. 708–712.
- <sup>304</sup> Рідей Н. М. Методика досліджень біохімічного зв'язування вуглицю вуглекислоти ґрунту і ґрунтового повітря гетеротрофною мікрофлорою чорнозему типового. *Агроекологічний журнал*. 2002. №1. С. 72–76.
- <sup>305</sup> Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Методология исследования биологической активности почв на примере Северного Кавказа. *Научная мысль Кавказа*. 1999. №1. С. 32–37.
- <sup>306</sup> Кабиров Р.Р., Сагитова А.Г., Суханов Н.В. Разработка и использование многокомпонентной тест-системы для оценки токсичности почвенного покрова городской территории. *Экология*. 1997. № 6. С. 408–411.
- <sup>307</sup> Рідей Н. М. Методика досліджень біохімічного зв'язування вуглицю вуглекислоти ґрунту і ґрунтового повітря гетеротрофною мікрофлорою чорнозему типового. *Агроекологічний журнал*. 2002. №1. С. 72–76.
- <sup>308</sup> Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Методология исследования биологической активности почв на примере Северного Кавказа. *Научная мысль Кавказа*. 1999. №1. С. 32–37.
- <sup>309</sup> Дмитриев А.И. Биоиндикация. Н. Новгород, 1996. 33 с.
- <sup>310</sup> Булгаков Н.Г. Контроль природной среды как совокупность методов биоиндикации, экологической диагностики и нормирования. *Проблемы окружающей среды и природных ресурсов: Обзорная информация*. ВИНТИ. 2003. № 4. С. 33–70.
- <sup>311</sup> Багдасарян А. С. Биотестирование почв техногенных зон городских территорий с использованием растительных организмов. Дис. канд. биол. наук. Ставрополь, 2005. 159 с.



- <sup>312</sup> Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: учебное пособие / Под ред. О.П. Мелеховой, Е.И. Егоровой. М.: Академия, 2007. 288 с.
- <sup>313</sup> Основы экогеологии, биоиндикации и биотестирования водных экосистем: Учебное пособие. / Под ред. В.В. Куриленко. СПб.: Изд-во СПбГУ. 2004. 448 с.
- <sup>314</sup> Селивановская С.Ю., Латыпова В.З. Создание тест-системы для оценки токсичности многокомпонентных образований, размещаемых в природной среде. *Экология*. 2004. № 1. С. 21–24.
- <sup>315</sup> Тригуб В.І., Домусчи С.В. Біотестування як метод дослідження токсичності ґрунтів. *Вісник ОНУ. Серія: Географічні та геологічні науки*. 2020. Т. 25. Вип. 2(37). С. 112–126.
- <sup>316</sup> Біоіндикація та біотестування: навчальний посібник / В.В. Никифоров, С.В. Дігтяр, О.В. Мазницька, Т.Ф. Козловська. Кременчук: КрНУ. 2016. 100 с.
- <sup>317</sup> Білявський Г.О. Основы екології: Підручник. 2-ге вид. / Г.О. Білявський, Р. С. Фурдуй, І. Ю. Костіков. К.: Либідь. 2005. 408 с.
- <sup>318</sup> Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды: учеб. пособие. В 2 ч. Ч. 2. Методы биотестирования / С. М. Чеснокова, Н. В. Чугай ; Владим. гос. ун-т. Владимир : Издательство Владимирского государственного университета. 2008. 92 с.
- <sup>319</sup> Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / под ред. О. П. Мелехова, Е. И. Сераульцева. М.: Издательский центр «Академия», 2010. 288 с.
- <sup>320</sup> Николаева О.В., Терехова В.А. Совершенствование лабораторного фитотестирования для экотоксикологической оценки почв. *Почвоведение*. № 9. С. 1141–1152.
- <sup>321</sup> Дідух Я.П. Основы біоіндикації. Київ: НВП «Видавництво «Наукова думка» НАН України, 2012. С. 8–15.
- <sup>322</sup> Евгенъев М. И. Тест-методы и экология. *Соросовский образовательный журнал*. 1999. № 11. С. 29–34.
- <sup>323</sup> Біоіндикація та біотестування: навчальний посібник / В. В. Никифоров, С. В. Дігтяр, О. В. Мазницька, Т. Ф. Козловська. Кременчук : КрНУ. 2016. 100 с.
- <sup>324</sup> Багдасарян А. С. Биотестирование почв техногенных зон городских территорий с использованием растительных организмов. Дис. канд. биол. наук. Ставрополь, 2005. 159 с.
- <sup>325</sup> Оливернусова Л. Оценка состояния окружающей среды методом комплексной биоиндикации. М.: Наука. 1991. 56 с.
- <sup>326</sup> Егорова Е. И. Биотестирование и биоиндикация окружающей среды / Е. И. Егорова, В. И. Белолипецкая. Обнинск. 2000. С. 80.
- <sup>327</sup> Iqbal M., Abbas M., Nisar J., Nazir A. Bioassays Based on Higher Plants As Excellent Dosimeters for Ecotoxicity Monitoring: A Review. *Chemistry International*. 2019. Vol. 5(1). P. 1–80.
- <sup>328</sup> Вайнерт Э., Вальтер Р., Ветцель Т., Егер Э., Клаустнитцер Б. и др. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Под ред. Р. Шуберта; пер. с нем. М.: Мир. 1988. С. 8–15.
- <sup>329</sup> Викторов С.В., Ремезова Г.Л. Индикационная геоботаника. Учебное пособие. М.: Издательство Московского университета. 1988. 168 с.
- <sup>330</sup> Власов Б.П., Гиגיעч Г.С. Использование высших водных растений для оценки и контроля за состоянием водной среды: метод. рекомен. Минск: БГУ, 2002. 84 с.

- <sup>331</sup> Дідух Я. П., Плюта П. Г. Фітоіндикація екологічних факторів. К.: Наукова думка, 1994. С. 21–49.
- <sup>332</sup> Александер фон Гумбольдт. URL: <https://www.nytimes.com/books/first/j/johnson-blues.html>.
- <sup>333</sup> Grisebach A.H.R. Gesammelte Abhandlungen und kleinere Schriften zur Pflanzengeographie. Leipzig: W. Engelmann, 1880. 609 p.
- <sup>334</sup> Вармингъ Е. Распредѣленіе растений въ зависимости отъ внѣшнихъ условій (ойкологическая географія растений). Пер. с нем. А.Г. Генкеля. СПб.: Брокгауз-Ефрон, 1903. 474 с.
- <sup>335</sup> Хакен Г. Синергетика. Иерархия неустойчивости в самоорганизующихся системах и устройствах: Пер. с англ. М.: Мир, 1985. 419 с.
- <sup>336</sup> Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Т. 2. М.: Мир, 1989. 477 с.
- <sup>337</sup> Генсірук С.А. Докучаев Василь Васильович. Енциклопедія Сучасної України: електронна версія / гол. редкол.: І. М. Дзюба, А. І. Жуковський, М. Г. Железняк та ін.; НАН України, НТШ. Київ: Інститут енциклопедичних досліджень НАН України, 2008. URL: [https://esu.com.ua/search\\_articles.php?id=20533](https://esu.com.ua/search_articles.php?id=20533).
- <sup>338</sup> Димо Н. А., Келлер Б. А. В области полупустыни. Саратов. 1907. 108 с.
- <sup>339</sup> Костичев Павло Андрійович. URL: <https://uk.wikipedia.org/wiki>.
- <sup>340</sup> Высоцкий Г. Н. О фитотопологических картах, способах их составления и практическом значении. *Почвоведение*. 1909. Т. 11. № 2. С. 97–125.
- <sup>341</sup> Braun-Blanquet J. Pflanzensociologie. 3 Aufl. Wien, 1964. 865 p.
- <sup>342</sup> Голуб В.Б. Л.Г. Раменский. Факты биографии. *Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии*. 2013. Т. 22. № 4. С. 210–214.
- <sup>343</sup> Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. 4th Edition. Boca Raton, FL: Crc Press, 2010. 548 с.
- <sup>344</sup> Бубнов А.Г. Биотестовый анализ – интегральный метод оценки качества объектов окружающей среды: учебно-методическое пособие. ФГБОУ ВО «Ивановский государственный химико-технологический университет». Иваново. 2006. 112 с.
- <sup>345</sup> Виноградов Б. В. Биоиндикация в рамках геоэкологии. Биоиндикация в городах и пригородных зонах: Сборник научных трудов. М.: Наука, 1993. С. 5–11.
- <sup>346</sup> Багдасарян А. С. Биотестирование почв техногенных зон городских территорий с использованием растительных организмов. Дис. канд. биол. наук. Ставрополь, 2005. 159 с.
- <sup>347</sup> Бешлей З. М. Використання рослинних тест-систем для оцінки токсичності техногенно забруднених субстратів / З. М. Бешлей, С. В. Бешлей, В. І. Баранов, О. І. Терек. *Вісник Харківського національного аграрного університету. Серія : Біологія*. 2014. Вип. 1. С. 100.
- <sup>348</sup> Григорчук І. Д. Використання рослинних біоіндикаторів для оцінки токсичності ґрунтівна території м. Кам'янця-Подільського. *Біологічні системи*. 2016. Т. 8. Вип. 2. С. 212–218.
- <sup>349</sup> Шикун М.К., Гнатенко О.Ф., Петренко Л.Р., Капштик М.В. Охорона ґрунтів: [підручн.]. К.: Т-во «Знання». КОО, 2004. 398 с.
- <sup>350</sup> Джура Н.М. Можливості використання рослинних тест-систем для біомоніторингу нафтозабруднених ґрунтів. *Біологічні студії*. 2011. Т. 5. № 3. С. 181–188.
- <sup>351</sup> Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводов в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ, 1993. 207 с.

- <sup>352</sup> Яковишина Т.Ф. Экотоксикологическая оценка городских почв методом биотестирования. *Universum. Химия и биология*. 2015. № 8 (16). Режим доступа: [https://docs.google.com/viewer?url=http://7universum.com/pdf/nature/8\(16\)/Yakovyshyna.pdf](https://docs.google.com/viewer?url=http://7universum.com/pdf/nature/8(16)/Yakovyshyna.pdf).
- <sup>353</sup> Илющенко В.П., Щегольков В.Н. Чувствительность *Allium* – теста к присутствию тяжелых металлов в водной среде. *Химия и технология воды*. 1990. Т. 12. №3. С. 275–278.
- <sup>354</sup> Кучеренко Т.В., Головатюк Є.О. Використання біотесту *Allium cepa* L. (цибуля звичайна) для оцінювання антропогенного забруднення навколишнього середовища. *Агроекологічний журнал*. 2008. № 4. С. 79–83.
- <sup>355</sup> ДСТУ ISO 11269-1:2004. Якість ґрунту. Визначання дії забрудників на флору ґрунту. Ч. 1. Метод визначення гальмівної дії на ріст коренів (ISO 11269-1:1993, IDT). [Чинний від 2005-07-01]. К. : Держспоживстандарт України, 2005. С. 3–4
- <sup>356</sup> ДСТУ ISO 11269-2:2002. Якість ґрунту. Визначання дії забрудників на флору ґрунту. Ч. 2. Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин (ISO 11269-2:1995, IDT). [Чинний від 2004-07-01]. К.: Держспоживстандарт України, 2004. С. 2–3.
- <sup>357</sup> Евгеньев М.И. Тест-методы и экология. *Соросовский образовательный журнал*. 1999. № 11. С. 29–34.
- <sup>358</sup> Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / под ред. О.П. Мелехова, Е.И. Сераульцева. М.: Издательский центр «Академия», 2010. 288 с.
- <sup>359</sup> Жмур Н.С. Государственный и производственный контроль токсичности вод методами биотестирования в России. М. : Международный дом сотрудничества, 1997. 117 с.
- <sup>360</sup> Другов Ю.С., Родин А.А. Мониторинг органических загрязнений природной среды. 500 методик. Практическое руководство. 2-е изд. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2009. 893 с.
- <sup>361</sup> Крайнюкова А.Н. Использование биотестирования при оценке состояния компонентоокружающей среды и контроле источников их загрязнения в условиях Украины. Актуальные проблемы водной токсикологии: сб. ст /под. ред. Б.А. Флерова. Институт биологии внутренних вод РАН. Борок, 2004. С. 68–80.
- <sup>362</sup> Морозова О.Г., Бабаева Н.Н., Морозов С.В., Репях С.М. Оценка токсичности воды методом биотестирования. *Почвоведение*. 2001. №1. С. 89–92.
- <sup>363</sup> Егоров Ю.Е. Экспериментальное изучение экологических систем: проблемы и перспективы. *Экспериментальное изучение искусственных и естественных экосистем*. Ч. 1. Казань, АН СССР. 1985. С. 5–32
- <sup>364</sup> Джура Н.М., Романюк О.І., Гонсьор Я., Цвілінюк О.М., Терек О.І. Використання рослин для рекультивації ґрунтів, забруднених нафтою і нафтопродуктами. *Екологія та ноосферологія*. 2006. Т. 17. Вип. 1–2. С. 55–60.
- <sup>365</sup> Шевчук Л.З. Екологічна оцінка та фіторемедіація нафтозабруднених ґрунтів. Автореф. на здобуття наук. ступ. канд. біол. наук. Дніпро. 2017. 22 с.
- <sup>366</sup> Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: МГУ, 1991. 303 с.
- <sup>367</sup> Жук Е.А. Особенности распределения тяжелых металлов в верхнем горизонте городских почв. *Мінералогічний Журнал*. 2004. Вип. 26. № 2. С. 61–66.
- <sup>368</sup> Еремченко О.З., Москвина Н.В., Шестаков И.Е. Использование тест-культур для оценки экологического состояния городских почв. *Вестник ТГУ*. 2014. Т.19. Вып. 5. С. 1280–1284.

<sup>369</sup> Седельникова Л.Л., Ларичкина Н.И., Седельникова А.А.. Использование метода биотестирования экологического состояния в городской среде. *Ученые записки Таврического национального университета им. В. И. Вернадского. Серия «Биология, химия»*. 2014. Том 27 (66). №5. С. 154–159.

<sup>370</sup> Хотько Н.И. Биомониторинг окружающей среды в районах размещения опасных промышленных объектов. Теория и практика. Саратов. ГосНИИЭНП, 2015. 184 с.

<sup>371</sup> Домусчи С.В., Тригуб В.І. Оцінка впливу господарської діяльності населення села Розівка на екологічний стан ґрунтів. *Вісник Одеського національного університету. Серія: Географічні та геологічні науки*. 2019. Т. 24. Вип. 1(34). С. 98–107.

<sup>372</sup> Гришко В.М. Тестування впливу сполук фтору на рослини. *Науковий вісник Чернівецького національного університету*. 2008. Вип.417. С.315–319.

<sup>373</sup> Гришко В.Н., Сыщиков Д.В. Функционирование глутатионзависимой антиоксидантной системы и устойчивость растений при действии тяжелых металлов и фтора. К.: Наукова думка, 2012. 238 с.

<sup>374</sup> ДСТУ ISO 11269-1:2004. Якість ґрунту. Визначання дії забрудників на флору ґрунту. Ч. 1. Метод визначення гальмівної дії на ріст коренів (ISO 11269-1:1993, IDT). [Чинний від 2005-07-01]. К. : Держспоживстандарт України, 2005. С. 5–8.

<sup>375</sup> ДСТУ ISO 11269-2:2002. Якість ґрунту. Визначання дії забрудників на флору ґрунту. Ч. 2. Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин (ISO 11269-2:1995, IDT). [Чинний від 2004-07-01]. К.: Держспоживстандарт України, 2004. С. 6–7.

<sup>376</sup> *Розробити агрогеохімічне районування ґрунтів України та методологію діагностики стану хімічних елементів (мікроелементи, важкі метали) в системі ґрунт–рослина як основи оптимізації мікроелементного складу рослинницької продукції: звіт про НДР (заключний): 01.02.03-022 / ННЦ «ІГА імені О.Н. Соколовського»; керівник Фатєєв А.І.; відповідальний виконавець : Мірошніченко М.М.; виконавці : Самохвалова В.Л. [та ін.]. Харків, 2010. 70 с.*

<sup>377</sup> Бородіна Я.В., Фатєєв А.І., Жолудева І.Д., Ситіна О.М.. *Порівняльний аналіз екстрагентів для вилучення рухомих форм важких металів з чорноземів звичайних з метою нормування їх вмісту. Агрохімія та ґрунтознавство*. Харків: ННЦ «ІГА ім. О.Н. Соколовського». 2011. № 74. С. 63–68.

<sup>378</sup> *Бородіна Я.В., Фатєєв А.І.* Патент на корисну модель № 89924 UA, МПК (2006.01) G01N 33/24 Спосіб оцінювання забезпеченості ґрунтів доступними формами мікроелементів для вирощування зернових культур; заявник та власник: Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського». Заявка U 2013 10006; опубл. 12.05.2014. Бюл. № 9. 5 с.

<sup>379</sup> Фатєєв А.И., Мирошніченко Н.Н., Бородіна Я.В., Шемет А.М.,. Оцінка забезпеченості ґрунтів України подвижними формами мікроелементів для вирощування зернових культур. *Агрохімія і ґрунтознавство*. Спецвипуск до ІХ з'їзду УТГА «Охорона ґрунтів – основа сталого розвитку України», 30 червня–4 липня 2014 р., м. Миколаїв. Книга 1. Пленарні доповіді. Харків: Смуґаста типографія, 2014. С. 162–171.

<sup>380</sup> Фатєєв А.І., Смірнова К.Б., Семенов Д.О. [та ін.]. Оцінка придатності ґрунтів України для органічного землеробства за вмістом мікроелементів. *Вісник аграрної науки*. 2014. № 4. С. 5–9.

<sup>381</sup> Визначити межі впливу атмосферних викидів підприємств енергетичної та хімічної промисловості: звіт про НДР (заключний) : 07.01.02.05 П / ННЦ «ІГА імені О.Н.

Соколовського»; керівник Фатєєв А.І.; відповідальні виконавці: Семенов Д.О., Смірнова К.Б.; виконавці: Самохвалова В.Л. [та ін.]. Харків, 2015. 64 с.

<sup>382</sup> Демідов О.А., Костенко В.М., Фатєєв А.І. [та ін.]. Методика визначення забезпеченості ґрунтів мікроелементами для потреб плодових насаджень та заходи з усунення їх нестачі у мінеральному живленні / За ред. Фатєєва А.І. Харків: КП «Міська друкарня», 2013. 61 с.

<sup>383</sup> Екологічна реабілітація техногенно забруднених важкими металами ґрунтів. Методика / А.І. Фатєєв В.Л. Самохвалова, О.В. Мандрика [та ін.]. За ред. А.І. Фатєєва, В.Л. Самохвалової. Харків: ТОВ «Смуґаста типографія». 2016. 147 с.

<sup>384</sup> Фомин Г.С., Фомин А.Г. Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам. Справочник. М.: Протектор, 2001. 304 с.

<sup>385</sup> Методика определения токсичности почвы и донных осадков по хемотаксической реакции инфузорий. ПНД ФТ 16.2:2.2-98. М., 1998. 12 с.

<sup>386</sup> Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодovitости дафний. ФР.1.39.2001.00283. М.: Акварос, 2001. 47 с.

<sup>387</sup> Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодovitости цериодафний. ФР.1.39.2001.00282. М.: Акварос, 2001. 51 с.

<sup>388</sup> Методика выполнения измерений интегрального уровня загрязнения почвы техногенных районов методом биотестирования. РД 52.18.344-93. М., 1993. 24 с.

<sup>389</sup> Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно загрязненных почв. ФР.1.39.2006.02264.

<sup>390</sup> Якість ґрунту. Визначання дії забрудників на флору ґрунту. Ч. 1. Метод визначення гальмівної дії на ріст коренів (ISO 11269-1:1993, IDT): ДСТУ ISO 11269-1:2004. [Чинний від 2005-07-01]. К. : Держспоживстандарт України, 2005. С. 10–12.

<sup>391</sup> Якість ґрунту. Визначання дії забрудників на флору ґрунту. Ч. 2. Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин (ISO 11269-2:1995, IDT): ДСТУ ISO 11269-2:2002. [Чинний від 2004-07-01]. К. : Держспоживстандарт України, 2004. С. 9–12.

<sup>392</sup> Обстеження та районування території за ступенем впливу антропогенних чинників на стан об'єктів довкілля з використанням цитогенетичних методів. Методичні рекомендації. Затверджено Наказом МОЗ України від 13.03.2007 № 116.

<sup>393</sup> Жовинський Е.Я., Кураєва І.В. Еколого-геохімічні дослідження об'єктів довкілля України. Київ: Альфа-реклама. 2012. 156 с.

<sup>394</sup> Киреева Н.А., Мифтахова А.М., Салахова Г.М. Рост и развитие растений яровой пшеницы на нефтезагрязненных почвах и при биоремедиации. *Агрoхимия*. 2006. № 1. С. 85–89.

<sup>395</sup> Ольхович О.П., Мусієнко М.М. Фітоіндикація та фітомоніторинг. К.: Фітосоціоцентр, 2005. 64 с.

<sup>396</sup> Sharifi M., Sadeghi Y., Akbarpour M. Germination and growth of six plant species on contaminated soil with spent oil. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2007. Vol. 4. P. 463–477.

<sup>397</sup> Ziółkowska A., Wyszowski M. Toxicity of petroleum substances to microorganisms and plants. *Ecological Chemistry and Engineerings*. 2010. Vol. 17. № 1. P. 73–74.

- <sup>398</sup> Гродзинський Д. М., Шиліна Ю. В., Куцоконь Н. К. та ін. Застосування рослинних тестсистем для оцінки комбінованої дії факторів різної природи. К.: Фітосоціоцентр, 2006. 60 с.
- <sup>399</sup> Grant W. Higher plant assays for the detection of the chromosomal aberration and gene mutation – a brief historical background on their use for screening and monitoring environmental chemicals. *Mutation Research*. 1999. № 426. P. 107–112.
- <sup>400</sup> Терек О.І. Механізми адаптації та стійкості рослин до несприятливих факторів довкілля. *Агробіологія та екологія*. 2004. № 1. С. 41–56.
- <sup>401</sup> Криволуцкий Д.А. Биоиндикация и биомониторинг. М.: Наука. 1991. 288 с.
- <sup>402</sup> Меннинг У.Д., Федер У.А. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. Л.: Гидропромиздат, 1985. 175 с.
- <sup>403</sup> Беккер А.А., Агаев Т.Б. Охрана и контроль загрязнения природной среды. Ленинград: Гидрометеоздат. 1989. 287 с.
- <sup>404</sup> Біологія: Навч. посібник / А.О. Слюсарев, О.В. Самсонов, В.М. Мухін та ін.; Пер. і ред. В.О. Мотузного. К.: Вища школа. 1991. 503 с.
- <sup>405</sup> Вронский В. А. Прикладная экология: уч. пособие. Ростов н/Д.: Изд-во «Феникс». 1996. 512 с.
- <sup>406</sup> Дедю И.И. Экологический энциклопедический словарь. Кишинев: Гл. ред. МСС, 1990. 408 с.
- <sup>407</sup> Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. К.: Наукова думка. 1994. С. 86–99.
- <sup>408</sup> Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. К.: Наукова думка. 1994. С. 112–129.
- <sup>409</sup> Экологический мониторинг: учебнометодическое пособие / под ред. Т.Я. Ашихминой. М.: Академический проект, 2006. 416 с.
- <sup>410</sup> Соколов В. Е., Шаланки Я., Криволуцкий Д. А. и др. Международная программа по биоиндикации антропогенного загрязнения природной среды. *Экология*. 1990. № 2. С. 90–94.
- <sup>411</sup> Мануш С. Г. Сельское хозяйство и охрана фауны. М.: Агропромиздат, 1990. С. 55–62.
- <sup>412</sup> Ефемери. Універсальний словник-енциклопедія. 4-те вид. К.: Тека, 2006. 656 с.
- <sup>413</sup> Акжигитова Н.И. Галофитная растительность Средней Азии и ее индикаторные свойства. Ташкент. ФАН. 1989. 190 с.
- <sup>414</sup> Вайнерт Э., Вальтер Р., Ветцель Т., Егер Э., Клаустнитцер Б. и др. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Под ред. Р. Шуберта; пер. с нем. М.: Мир. 1988. С. 30–60.
- <sup>415</sup> Викторов С.В., Ремезова Г.Л. Индикационная геоботаника. Учебное пособие. М.: Издательство Московского университета, 1988. С. 8–10.
- <sup>416</sup> Викторов С.В., Ремезова Г.Л. Индикационная геоботаника. Учебное пособие. М.: Издательство Московского университета, 1988. С. 16–21.
- <sup>417</sup> Раменский Л. Г. Проблемы и методы изучения растительного покрова. Избранные работы. Л.: Наука, 1971. 439 с.
- <sup>418</sup> Меженский В.Н. Растения-индикаторы. М.: ООО «Издательство АСТ». Донецк: «Сталкер». 2004. 76 с.
- <sup>419</sup> Дідух Я. П. Основи біоіндикації. Київ: НВП «Видавництво «Наукова думка» НАН України, 2012. С. 40–56.

- <sup>420</sup> Булохов А.Д. Экологическая оценка среды методами фитоиндикации. Брянск: Издательство БГПУ, 1996. 104 с.
- <sup>421</sup> Екологічна біоіндикація: практикум / Царенко О.М. та ін.; НАН України, Ін-т ботаніки ім. М.Г. Холодного, Нац. пед. ун-т ім. М.П. Драгоманова, Одес. нац. ун-т ім. І.І. Мечникова. К.: 2011. 600 с.
- <sup>422</sup> Каплин В.Г. Биоиндикация состояния экосистем. Самара: СГСХА, 2001. 143 с.
- <sup>423</sup> Лисиця А.В. Біоіндикація і біотестування забруднених територій. Методичні рекомендації до самостійного вивчення дисципліни. Рівне: Дока-центр, 2018. 94 с.
- <sup>424</sup> Дубына Д.В., Гейны С., Стоко С.М., Гроудова З. Сытник К.М. и др. Макрофиты – индикаторы изменения природной среды. Киев: Наукова думка, 1993. 433 с.
- <sup>425</sup> Мальцев В.І., Карпова Г.О., Зуб Л.М. Визначення якості води методами біоіндикації: наук.-метод. посібник. Київ: Наук. центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу. НАН України, НЕЦУ, 2011. 112 с.
- <sup>426</sup> Бызова Ю.Б., Гиляров М.С. и др. Количественные методы в почвенной зоологии. М.: Наука, 1987. 288 с.
- <sup>427</sup> Wan, Y., S. Luo, J. Chen, X. Xiao, L. Chen, G. Zeng, C. Liu and Y. He. Effect of endophyte-infection on growth parameters and Cd-induced phytotoxicity of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. *Chemosphere*. 2012. № 89. P. 743–750.
- <sup>428</sup> Orcutt, D.M., Nilsen E.T. The Physiology of Plants Under Stress: Soil and Biotic Factors. 2000. Wiley Inc. New York. 698 p.
- <sup>429</sup> Vernay P., Gauthier-Moussard C., Hitmi A. Interaction of bioaccumulation of heavy metal chromium with water relation, mineral nutrition and photosynthesis in developed leaves of *Lolium perenne* L. *Chemosphere*. 2007. № 68. P. 1563–1575.
- <sup>430</sup> Santos C., Silva S., Pinto-Carnide O.. Chapter Six – Aluminum Phytotoxicity: Physiological Approaches and Tolerance. *Advances in Molecular Toxicology*. 2014. Vol. 8. P. 203–236.
- <sup>431</sup> Gardea-Torresdey J.L., Peralta-Videa J.R., de la Rosa G., Parsons J.G. Phytoremediation of heavy metals and study of the metal coordination by X-ray absorption spectroscopy. *Coordination Chemistry Reviews*. 2005. 249(17–18) P. 1797–1810.
- <sup>432</sup> Sridhar B.B.M., F.X. Han S.V. Diehl D.L. Monts, Su Y. Spectral reflectance and leaf internal structure changes of barley plants due to phytoextraction of zinc and cadmium. *International Journal of Remote Sensing*. 2007. Vol. 28(5). P. 1041–1054/
- <sup>433</sup> Sridhar B.B.M., F.X. Han S.V. Diehl D.L. Monts, Su Y. Monitoring the effects of arsenic and chromium accumulation in Chinese brake fern (*Pteris vittata*). *International Journal of Remote Sensing*. 2007. Vol. 28(5). P. 1055–1067.
- <sup>434</sup> Han F.X., Su Y., Monts D.L., Sridhar B.B.M. Distribution, transformation and bioavailability of trivalent and hexavalent chromium in contaminated soil. *Plant and Soil*. 2004. Vol. 265. P. 243–252.
- <sup>435</sup> Rahman, M.A., Hasegawa H., Rahman M.M., Rahman M.A., Miah M.A.M. Accumulation of arsenic in tissues of rice plant (*Oryza sativa* L.) and its distribution in fractions of rice grain. *Chemosphere*. 2007. Vol. 69(6). P. 942–948.
- <sup>436</sup> Farooqui A., Kulshreshtha K., Srivastava K., Singh S.N., Farooqui S.A., Pandey V., Ahmad P.J. Photosynthesis, stomatal response and metal accumulation in *Cineraria maritima* L. and *Centaurea moschata* L. grown in metal-rich soil. *Science of the Total Environment*. 1995. Vol. 164(3). P. 203–207.

- <sup>437</sup> Maria S., Godofredo V., Anderson T. Heavy metal toxicity in rice and soybean plants cultivated in contaminated soil. *Revista Ceres*. 2014. Vol. 61. P. 248–254.
- <sup>438</sup> Medyńska-Juraszek A, Rivier P.-A, Rasse D, Joner EJ. Biochar Affects Heavy Metal Uptake in Plants through Interactions in the Rhizosphere. *Applied Sciences*. 2020. 10(15). P.5105.
- <sup>439</sup> Effect of Heavy Metals on Plants. URL: <https://www.slideshare.net/GhulamAsghar8/effect-of-heavy-metals-on-plants>.
- <sup>440</sup> Rieuwerts J., Thornton I., Farago M., Ashmore M. (). Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals. *Chemical Speciation & Bioavailability*. 1998. Vol. 10. P. 61–75.
- <sup>441</sup> Візуальний метод визначення дефіциту елементів живлення в рослинах. URL: <https://superagronom.com/articles/246-vizualniy-metod-viznachennya-defitsitu-elementiv-jivlennya-v-roslinah>. С. 2.
- <sup>442</sup> Визначення нестачі елементів живлення за листям рослин. URL: <https://agrostory.com/ua/info-centre/agronomists/opredelenie-nekhvatki-elementov-pitaniya-polistyam-rasteniya/>. С. 3.
- <sup>443</sup> Візуальний метод визначення дефіциту елементів живлення в рослинах. URL: <https://superagronom.com/articles/246-vizualniy-metod-viznachennya-defitsitu-elementiv-jivlennya-v-roslinah>. С. 5.
- <sup>444</sup> Діагностика нестачі елементів живлення у рослин. URL: <https://agrovio.com.ua/article.php?id=93>.
- <sup>445</sup> Діагностика нестачі елементів живлення у рослин. URL: <https://sarapul-live.ru/baza-sortov/nehvatka-him-veshchestv-v-pomidorah.html>
- <sup>446</sup> Чутливість культур до нестачі елементів живлення. URL: <https://superagronom.com/multimedia/infographics/41-chutlivist-kultur-do-nestachi-elementiv-jivlennya>.
- <sup>447</sup> Листкове підживлення зернових мікроелементами. URL: <https://propozitsiya.com/ua/listkove-pidzhivlennya-mikroelementami-zernovih>. С. 3.
- <sup>448</sup> Листкове підживлення зернових мікроелементами. URL: <https://propozitsiya.com/ua/listkove-pidzhivlennya-mikroelementami-zernovih>. С. 5.
- <sup>449</sup> Адаптація рослин до антропогенних чинників – 2017. URL: <https://lifelib.info/botany/adaptations/8.html>.
- <sup>450</sup> Van Valen L. Study of fluctuating asymmetry. *Evolution*. 1962. Vol. 16. № 2. P. 125–146.
- <sup>451</sup> Красинский Н.П. Методы изучения газоустойчивости растений. Дымоустойчивость растений и дымоустойчивые ассортименты. Г.-М.: Изд-во «Наука». 1950. С. 268–272.
- <sup>452</sup> Гродзинский Д.М. Надежность растительных систем. Киев: Наукова думка. 1983. 367 с.
- <sup>453</sup> Кулагин Ю.З. Древесные растения и промышленная среда. М. : Изд-во «Наука». 1974. 124 с.
- <sup>454</sup> Laghlimi M., Baghdad B., Hadi H., Bouabdli A. Phytoremediation Mechanisms of Heavy Metal Contaminated Soils: A Review. *Open Journal of Ecology*. 2015. Vol. 5. P. 375–388.
- <sup>455</sup> Elekes C.C. Eco-Technological Solutions for the Remediation of Polluted Soil and Heavy Metal Recovery. In: Hernández-Soriano, M.C., Ed., *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*. InTech, Rijeka. 2014. P. 309–311.



- 
- <sup>456</sup> United States Environmental Protection Agency. Brownfields Technology Primer: Selecting and Using Phytoremediation for Site Cleanup. USEPA, Washington DC, 2001. P. 20–24.
- <sup>457</sup> Paz-Ferreiro J., Lu H., Fu S., Mendez A., Gasco G. Use of Phytoremediation and Biochar to Remediate Heavy Metal Polluted Soils: A Review. *Solid Earth*. 2014. Vol. 5. P. 65–75.
- <sup>458</sup> Vamerali T., Bandiera M., Mosca G. Field Crops for Phytoremediation of Metal-Contaminated Land: A Review. *Environmental Chemistry Letters*. 2010. Vol. 8. P. 1–3.
- <sup>459</sup> Cluis C. Junk-Greedy Greens: Phytoremediation as a New Option for Soil Decontamination. *BioTeach Journal*. 2004. Vol. 2. P. 61–67.
- <sup>460</sup> United States Environmental Protection Agency. Introduction to Phytoremediation. USEPA, Cincinnati. 2000. 56 p.
- <sup>461</sup> Subhashini V., Swamy A.V.V.S. Phytoremediation of Pb and Ni Contaminated Soils Using *Catharanthus roseus* (L.). *Universal Journal of Environmental Research and Technology*. 2013. Vol. 3. P. 465–472.
- <sup>462</sup> Высоцкий С.П., Фрунзе О.В. Фиторемедиация загрязненных тяжелыми металлами почв с помощью злаков. *Вестник Академии гражданской защиты*. 2019. Вып. 3 (19). С. 117–118.
- <sup>463</sup> Moreno F.N., Anderson C.W.N., Stewart R.B., Robinson B.H. Phytofiltration of mercury-contaminated water: volatilisation and plant-accumulation aspects. *Environmental and Experimental Botany*. 2008. Vol. 62. №. 1. P. 78–85.
- <sup>464</sup> Prasad M.N.V., De Oliveira Freitas H.M. Metal hyperaccumulation in plants – biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*. 2003. Vol. 6. №. 3. P. 110–146.
- <sup>465</sup> Rodriguez L., Lopez-Bellido F.J., Carnicer A., Recreo F., Tallos A., Monteagudo J.M. Mercury recovery from soils by phytoremediation. In *Book of Environmental Chemistry*, 2005. Springer, Berlin, Germany. P. 197–204.
- <sup>466</sup> Liu D., Jiang W., Liu C., Xin C., Hou W. Uptake and accumulation of lead by roots, hypocotyls and shoots of Indian mustard [*Brassica juncea* (L.)]. *Bioresource Technology*. 2000. Vol. 71. №. 3. P. 273–277.
- <sup>467</sup> Bhattacharya T., Banerjee D.K., Gopal B. Heavy metal uptake by *Scirpus littoralis* Schrad. from fly ash dosed and metal spiked soils. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2006. Vol. 121. №. 1–3. P. 363–380.
- <sup>468</sup> Hinchman R.R., Negri M.C., Gatliff E.G. Phytoremediation: using green plants to clean up contaminated soil, groundwater, and wastewater. Argonne National Laboratory Hinchman, Applied Natural Sciences, Inc, 1995, [http://www.treemediation.com/Technical/Phytoremediation\\_1998.pdf](http://www.treemediation.com/Technical/Phytoremediation_1998.pdf).
- <sup>469</sup> U.S. Environmental Protection Agency, Introduction to Phytoremediation. National Risk Management Research Laboratory, EPA/600/R-99/107. 2000. <http://www.clu-in.org/download/remed/introphyto.pdf>.
- <sup>470</sup> Van Ginneken L., Meers E., Guisson R. et al. Phytoremediation for heavy metal-contaminated soils combined with bioenergy production. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. Vol. 15. №. 4. P. 227–236.
- <sup>471</sup> Kramer U. Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils. *Current Opinion in Biotechnology*. 2008. Vol. 16. №. 2. P. 133–141.

- 
- <sup>472</sup> Pilon-Smits E. Phytoremediation of Metals Using Transgenic Plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2014. Vol. 21. № 5. P. 439–456.
- <sup>473</sup> Alkorta I., Hernández-Allica J., Becerril J.M., Amezaga I., Albizu I., Onaindia M., Garbisu C. Chelate-enhanced phytoremediation of soils polluted with heavy metals. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 2004. Vol. 3. P. 55–70.
- <sup>474</sup> Ghosh M., Singh S.P. A Review on Phytoremediation of Heavy Metals and Utilization of Its Byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research*. 2005. 3. 1–18.
- <sup>475</sup> Moosavi S.G., Seghatoleslami M.J. Phytoremediation: A Review. *Advance in Agriculture and Biology*. 2013. № 1. P. 5–11.
- <sup>476</sup> Ali H., Khan E., Sajad M.A. Phytoremediation of Heavy Metals-Concepts and Applications. *Chemosphere*. 2013. № 91. P. 869–881.
- <sup>477</sup> Ebbs S.D., Lasat M.M., Brady D.J. Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*. 1997. № 5. P. 1424–1430.
- <sup>478</sup> Saxena P.K., Krishnaraj S., Dan T., Perras M.R., Vettakkoruma-Kankav N.N. Phytoremediation of Metal Contaminated and Polluted Soils. In: Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J., Eds., *Heavy Metal Stress in Plants-From Molecules to Ecosystems*, Springer Verlag, Heidelberg. 1999. P. 305–329.
- <sup>479</sup> Hegedus A., Jakabova S., Simon L. Induced Phytoextraction of Lead from Contaminated Soil. *Acta Universitatis Sapientiae, Agriculture and Environment*. 2009. Vol. 1. P. 116–122.
- <sup>480</sup> Mudgal V., Madaan N., Mudgal A. Heavy Metals in Plants: Phytoremediation: Plants Used to Remediate Heavy Metal Pollution. *Agriculture and Biology Journal of North America*. 2010. Vol. 1. P. 40–46.
- <sup>481</sup> Ashraf M.A., Maah M.J., Yusoff I. Evaluation of Natural Phytoremediation Process Occurring at Extin Mining Catchment. *Chiang Mai Journal of Science*. 2013. Vol. 40. P. 198–213.
- <sup>482</sup> Henry J.R. An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury. National Network of Environmental Management Studies (NNEMS) Report, Washington DC. 2000. 55 p.
- <sup>483</sup> ITRC, Interstate Technology and Regulatory Corporation Work Group. Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance Document. ITCR and Phytotechnologies Teams, Washington DC. 1997. 124 p.
- <sup>484</sup> Newman L.A., Strand S.E., Choe N., Duffy J., Ekuon G., Ruszaj M., Shurtleff B.B., Wilmoth J., Heilman P., Gordon, M.P. Uptake and Biotransformation of Trichloroethylene by Hybrid Poplars. *Environmental Science & Technology*. 1997. Vol. 31. P. 1062–1067.
- <sup>485</sup> Mendez M.O., Maier R.M. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 2008. Vol. 7. P. 47–48.
- <sup>486</sup> Simon L. Heavy metal phytoextraction capacity of several agricultural crop plant species. Proc. Extend. Abstracts 5th Inter. Conf. Biogeochem. Trace Elements, July 11-15, 1999. Vienna, Austria. 1999. P. 892–893.
- <sup>487</sup> Prasad M.N.V., Freitas H.M.O. Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*. 2003. Vol. 6. № 3. P. 285.
- <sup>488</sup> Anderson C., Brooks R., Stewart R., Simcock R., Robinson B. The phytoremediation and phytomining of heavy metals. *PACRIM. Bali, Indonesia*. 1999. P. 127–128.
- <sup>489</sup> Brooks R.R., Chambers M.F., Nicks L.J., Robinson B.H. Phytomining. *Trends in Plant and Science*. 1998. Vol. 1. P. 359–362.

- 
- <sup>490</sup> Robinson B.H., Fernández J.E., Madejón P., Teodoro Marañón, Murillo J.M., Green S., Clothier B. Phytoextraction: an assessment of biogeochemical and economic viability. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 249. P. 117–125.
- <sup>491</sup> Sheoran V., Sheoran A.S., Poonia P. Phytomining: A review. *Minerals Engineering*. 2009. Vol. 22. P. 1007–1019.
- <sup>492</sup> Li Y.M., Chaney R., Brewer E., Roseberg R., Angle J.S., Baker A., Reeves R., Nelkin J. Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: economic and technical considerations. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 249. P. 107–115.
- <sup>493</sup> Mesjasz-Przybyowicz J., Nakonieczny M., Migula P., Augustyniak M., Tarnawska M., Reimold W.U., Koeberl C., Przyby owicz W., Gowacka E. Uptake of cadmium, lead, nickel and zinc from soil and water solutions by the nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii*. *Acta Biologica Cracoviensia, Series Botanica*. 2004. Vol. 46. P. 75–85.
- <sup>494</sup> Robinson B.H., Brooks R.R., Howes A.W., Kirkman J.H., Gregg P.E.H. The potential of the highbiomass nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii* for phytoremediation and phytomining. *Journal of Geochemical Exploration*. 1997. Vol. 60. P. 115–126.
- <sup>495</sup> Harris A.T., Naidoo K., Nokes J., Walker T., Orton F. Indicative assessment of the feasibility of Ni and Au phytomining in Australia. *Journal of Cleaner Production*. 2009. Vol. 17. P. 194.
- <sup>496</sup> Bali R., Siegele R., Harris A.T. Phytoextraction of Au: uptake, accumulation and cellular distribution in medicago sativa and brassica juncea. *Chemical Engineering Journal*. 2010. Vol. 156. P. 286–297.
- <sup>497</sup> Давыдова С.Л. Тяжелые металлы как супертоксианты XXI века. Москва: Изд-во РУДН, 2002. 140 с.
- <sup>498</sup> Ольшанская Л.Н., Халиева А.С., Титоренко О.В., Ефремова Н.А. Влияние меди и свинца на развитие высших растений и фиторемедиацию почвы. Известия высших учебных заведений. Серия: химия и химическая технология. 2013. Т. 56. № 4. С. 127–130.
- <sup>499</sup> Фрунзе О.В., Конопленко М.Н. Содержание кобальта и марганца в проростках декоративных травянистых растений в условиях контролируемого загрязнения. Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона. 2018. № 3–4. С. 132–136.
- <sup>500</sup> Phyto: Principles and Resources for Site Remediation and Landscape Design Kate Kennen and Niall Kirkwood. London, UK: Taylor & Francis Group. 2015. P. 22–30.
- <sup>501</sup> Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. Technical/Regulatory Guidance. Washington, DC: ITRC, 2009. P. 3–10.
- <sup>502</sup> Dickinson N.M., Baker A.J.M., Doronila A., Laidlaw S., Reeves R.D. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 11. P. 97–104.
- <sup>503</sup> Padmavathiamma P.K., Li L.Y. Phytoremediation technology: Hyperccumulation metals in plants. *Water, Air, Soil Pollut.* 2007. V. 184. P. 105–126.
- <sup>504</sup> Svanbäck A., Ulén B., Bergström, L., Kleinman P.J.A. Long-term trends in phosphorus leaching and changes in soil phosphorus with phytomining. *Journal of Soil and Water Conservation*. 2015. Vol. 70. P. 121–132.
- <sup>505</sup> Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. Technical/Regulatory Guidance. Washington, DC: ITRC, 2009. P. 14–19.
- <sup>506</sup> SUMATECS. Sustainable management of trace element contaminated soils – Development of a decision tool system and its evaluation for practical application. Final Research Report / Ed. Puschenreiter M. Vienn, Universität für Bodenkultur Wien (BOKU). 2008. 314 p.

---

<sup>507</sup> Babich H., Stotzky G. Heavy metal toxicity to microbe-mediated ecologic processes: a review and potential application to regulatory policies. *Environmental Research*. 1985. Vol. 36. № 1. P. 111–137.

<sup>508</sup> Smith R.A.H., Bradshaw A.D. Reclamation of toxic metalliferous wastes using tolerant populations of grass. *Nature*. 1970. Vol. 227. P. 376–377.

<sup>509</sup> Kucharski R., SasNowosielska A., Ma kowski E., Japenga J., Kuperberg J.M., Pogrzeba M., Krzy ak J. The use of indigenous plant species and calcium phosphate for the stabilization of highly metalpolluted sites in southern Poland. *Plant and Soil*. 2005. Vol. 273. P. 291–305.

<sup>510</sup> Conesa H.M., Schulin R., Nowack B. A laboratory study on revegetation and metal uptake in native plant species from neutral mine tailings. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2007. Vol. 183. P. 201–212.

<sup>511</sup> Вихман М.И. Экологические основы формирования продуктивных и устойчивых агросистем на Кольском Севере. Автореф. дис. ... докт. биол. н. Петрозаводск, 2011. 47 с.

<sup>512</sup> Regreening Greater Sudbury, Annual Report 2008, Land Reclamation Program, 30<sup>th</sup> Anniversary Edition 1978–2008, VETAC. P. 3–7.

<sup>513</sup> Winterhalder K. Environmental degradation and rehabilitation of the landscape around Sudbury, a major mining and smelting area. *Environmental Reviews*. 1996. Vol. 4. P. 185–122.

<sup>514</sup> Pulford I.D., Watson C. Phytoremediation of heavy metalcontaminated land by trees – a review. *Environment International*. 2003. Vol. 29. P. 529–540.

<sup>515</sup> Кашулина Г.М., Переверзев В.Н., Литвинова Т.И. Трансформация органического вещества почв в условиях экстремального загрязнения выбросами комбината «Североникель». *Почвоведение*. 2010. № 10. С. 1265–1275.

<sup>516</sup> Brunner I., Luster J., Günthardt-Goerg M.S., Frey B. Heavy metal accumulation and phytostabilisation potential of tree fine roots in a contaminated soil. *Environmental Pollution*. 2008. Vol. 152. P. 559–568.

<sup>517</sup> Шабаев В.П. Почвенно-агрохимические аспекты ремедиации загрязненной свинцом серой лесной почвы при внесении стимулирующих рост растений ризосферных бактерий. *Почвоведение*. 2012. № 5. С. 601–611.

<sup>518</sup> Nkrumah P.N., Echevarria G., Erskine P.D., Chaney R.L., Sumail S., van der Ent A. Effect of nickelconcentration and soil pH on metal accumulation and growth in tropical agromining ‘metal crops’. *Plant and Soil*. 2019. Vol. 443. P. 27–39.

<sup>519</sup> Смит С.Э., Рид Д.Дж. Микоризный симбиоз. Пер. с англ. издания Е.Ю. Ворониной. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. 776 с.

<sup>520</sup> Jones M.D., Hutchinson T.C. The effect of mycorrhizal infection on the response of *Betula papyrifera* to nickel and copper. *New Phytologist*. 1986. Vol. 102. P. 429–442.

<sup>521</sup> Умаров М.М., Кураков А.В., Степанов А.Л. Микробиологическая трансформация азота в почве. М.: ГЕОС, 2007. 138 с.

<sup>522</sup> Копчик Г.Н. Современные подходы к ремедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами (обзор литературы). *Почвоведение*. 2014. № 7. С. 851–868.

<sup>523</sup> Bailey S.E., Olin T.J.; Bricka R.M., Adrian D.D. A review of potentially low costs sorbents for heavy metals. *Water Research*. 1999. Vol. 33. № 11. P. 2469–2479.

<sup>524</sup> Bolan N.S., Duraisamy V.P. Role of inorganic and organic soil amendments on immobilization and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. *Australian Journal of Soil Research*. 2003. Vol. 41. P. 533–555.

- <sup>525</sup> Cundy A.B., Hopkinson L., Whitby R.L.D. Use of ironbased technologies in contaminated land and groundwater remediation: A review. *Sci. Total Environ.* 2008. Vol. 400. P. 42–51.
- <sup>526</sup> Komárek M., Van k A., Ettler V. Chemical stabiliza tion of metals and arsenic in contaminated soils using oxides – A review. *Environmental Pollution.* 2013. Vol. 172. P. 9–22.
- <sup>527</sup> Park J.H., Lamb D., Paneerselvam P., Choppala G., Bolan N., Chungd J.W. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials.* 2011. V. 185. P. 549–574.
- <sup>528</sup> Shi W., Shao H., Li H., Shao M., Du S. Progress in the remediation of hazardous heavy metalpolluted soils by natural zeolite. *Journal of Hazardous Materials.* 2009. Vol. 170. P. 1–6.
- <sup>529</sup> Adriano D.C. Metals in the Terrestrial Environment. New York: Springer, 2001. 867 p.
- <sup>530</sup> Adriano D.C., Wenzel W.W., Vangronsveld J., Bolan N.S. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma.* 2004. Vol. 122. P. 121–142.
- <sup>531</sup> Tyler G., Olsson T. Plant uptake of major and minor mineral elements as influenced by soil acidity and liming. *Plant and Soil.* 2001. Vol. 230. P. 307–321.
- <sup>532</sup> Houben D., Pirca J., Sonnet P. Heavy metal immobilization by costeffective amendments in a contaminated soil: Effects on metal leaching and phytoavailability. *Journal of Geochemical Exploration.* 2012. Vol. 123. P. 87–94.
- <sup>533</sup> Regreening Greater Sudbury, Annual Report 2008, Land Reclamation Program, 30th Anniversary Edition 1978–2008, VETAC. P. 12–15.
- <sup>534</sup> Winterhalder K. Environmental degradation and rehabilitation of the landscape around Sudbury, a major mining and smelting area. *Environmental Reviews.* 1996. Vol. 4. P. 185–122.
- <sup>535</sup> Никонов В.В., Лукина Н.В., Исаева Л.Г., Горбачева Т.Т., Белова Е.А. Восстановление территорий, нарушенных воздушным загрязнением медно-никелевого производства на Кольском полуострове. *Инновационный потенциал Кольской науки. Апатиты: Издво КНЦ РАН, 2005. Т. 2. С. 284–288.*
- <sup>536</sup> Lopez S., Benizri E., Erskine P.D., Cazes Y., Morel J.L., Lee G., Permana E., Echevarria G., van derEnt A. Biogeochemistry of the flora of Weda Bay, Halmahera Island (Indonesia) focusing on nickelhyperaccumulation. *Journal of Geochemical Exploration.* 2019. Vol. 202. P. 113–127.
- <sup>537</sup> Berti W., Cunningham S. Phytostabilization of metals. Phytoremediation of toxic metals: using plants to cleanup the environment Eds.: Raskin I., Ensley B.D. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2000. P. 71–88.
- <sup>538</sup> Bolan N.S., Park J.H., Robinson B., Naidu R., Huh K.Y. Chapter four – Phytostabilization: A Green Approach to Contaminant Containment. *Advances in Agronomy.* 2011. Vol. 112. P. 145–204.
- <sup>539</sup> Ступин Д.Ю. Загрязнение почв и новейшие технологии их восстановления: учебное пособие. СПб.: Издательство «Лань», 2009. С. 5–52.
- <sup>540</sup> Каменщиков Ф.А., Богомольный Е.И. Нефтяные сорбенты. М.; Ижевск: НИЦ *Регулярная и хаотическая динамика.* 2005. 268 с.
- <sup>541</sup> Суяндукоев Я.Т., Миркин Б.М., Абдуллин Ш.Р., Хасанова Г.Р., Сальманова Э.Ф. Роль фитомелиорации в воспроизводстве плодородия чернозёмов Зауралья (Башкирия). *Почвоведение.* 2007. № 10. С. 1217–1225.
- <sup>542</sup> Шестибратов К.А., Лебедев В.Г., Мирошников А.И. Лесная биотехнология: методы, технологии, перспективы. *Биотехнология.* 2008. № 5. С. 3–22.

- 
- <sup>543</sup> Молотков И.В., Касьяненко В.А. Фиторемедиация. *НефтьГазПромышленность*. 2005. № 1 (13). С. 15–19.
- <sup>544</sup> Burken J.G., Shanks J.V., Thompson P.L. Phytoremediation and plant metabolism of explosives and nitroaromatic compounds. *Biodegradation of nitroaromatic compounds and explosives* / Eds. J.C. Spain, J.B. Hughes, H.J. Knackmuss. Washington, D.C. 2000. P. 239–275.
- <sup>545</sup> Колесников В.А., Гриценко Т.К., Матюшев В.В. К вопросу об экологической токсикации. *ВестникКрасГАУ*. 2004. № 4. С. 130–134.
- <sup>546</sup> Буравцев В.Н., Крылова Н.П. Современные технологические схемы фиторемедиации загрязнённых почв. *Сельскохозяйственная биология*. 2005. № 5. С. 67–74.
- <sup>547</sup> Квеситадзе Г.И., Хатисашвили Г.А., Садунишвили Т.А., Евстигнеева З.Г. Метаболизм антропогенных токсикантов в высших растениях. М.: Наука, 2005. 199 с.
- <sup>548</sup> Киреева Н.А., Бакаева М.Д. Рекультивация нарушенных земель: Учеб. пособие. Уфа: РИО БашГУ. 2005. С. 104–111.
- <sup>549</sup> Peer W.A., Baxter I.R., Richards E.L., Freeman J.L., Murphy A.S. Phytoremediation and hyperaccumulator plants. *Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification*, Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 2005. P. 299–340.
- <sup>550</sup> Peuke A., Rennenberg H. Tree transgenesis – recent developments / Eds. M. Fladung, D. Ewald. Heidelberg: Springer Publ., 2006. P. 137–155.
- <sup>551</sup> Padmavathiamma P.K., Li L.Y. Phytoremediation technology: Hyperaccumulation metals in plants. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2007. Vol. 184. P. 105–126.
- <sup>552</sup> Prasad M.N.V., Freitas H.M.O. Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*. 2003. Vol. 6. № 3. P. 287.
- <sup>553</sup> Raskin I., Smith R.D., Salt D.E. Phytoremediation of metals: Using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology*. 1997. Vol. 8 (2). P. 221–226.
- <sup>554</sup> Saeki K., Kunito T., Oyaizu S. Relationships between Bacterial Tolerance Levels and Forms of Copper and Zinc in Soils. *Journal of Environmental Quality*. 2002. № 31. P. 1570–1575.
- <sup>555</sup> LeDuc D.L., Terry N. Phytoremediation of toxic trace elements in soil and water. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 2005. Vol. 32. P. 514–520.
- <sup>556</sup> Prasad M.N.V., Freitas H.M.O. Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*. 2003. Vol. 6. № 3. P. 287–288.
- <sup>557</sup> Prasad M.N.V., Freitas H.M.O. Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*. 2003. Vol. 6. № 3. P. 301–305.
- <sup>558</sup> Pilon-Smits E.A., Pilon M. Phytoremediation. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol*. 2005. № 56. P. 15–39.
- <sup>559</sup> Salt D.E., Smith R.D., Raskin I. Phytoremediation. *Annu Rev. Plant Physiology. Plant Molecular Biology*. 1998. № 49. P. 643–668.
- <sup>560</sup> Lombi E., Zhao F., McGrath S., Young S., Sacchi G. Physiological evidence for a high-affinity cadmium transporter highly expressed in a *Thlaspi caerulescens* ecotype. *New Phytologist*. 2001. № 149. P. 53–60.

- <sup>561</sup> Rathfelder K., Lang J., Abriola L. A numerical model (MISER) for the simulation of coupled physical, chemical and biological processes in soil vapor extraction and bio-venting systems. *Journal of Contaminant Hydrology*. 2000. Vol. 43. № 3-4. P. 239–270.
- <sup>562</sup> Ernst W.H. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry*. 1996. № 11. P. 163–167.
- <sup>563</sup> Marseille F., Tiffreau C., Laboudigue A., Lecomte P. Impact of vegetation on the mobility and bioavailability of trace elements in a dredged sediment deposit: a greenhouse study. *Agronomy*. 2000. № 20. P. 547–556.
- <sup>564</sup> Конарбаева Г.А., Якименко В.Н. Содержание и распределение тяжелых металлов в серой лесной почве и специфика их поступления в растения. *Живые и биокосные системы*. 2017. № 19. С. 4.
- <sup>565</sup> Bouwman L.A., Bloem J., Romkens P.F., Boon G.T., Vangronsveld J. Beneficial effects of the growth of metal tolerant grass on biological and chemical parameters in copper- and zinc-contaminated sandy soils. *Minerva Biotechnologica*. 2001. № 13. P. 19–26.
- <sup>566</sup> Schnoor J.E., Licht L.A., McCutcheon S.C., Wolfe N.L., Carreira E.H. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environmental Science & Technology*. 1995. V. 29. № 7. P. 318–323.
- <sup>567</sup> Булавенко Р.В. Можливості застосування рослин фіторемедіантів для захисту ґрунтів Полтавщини від діяльності об'єктів нафтопромислового комплексу. *Екологічна безпека*. № 1. 2013. С. 99–102.
- <sup>568</sup> Гольдфейн М.Д. Некоторые особенности биоиндикации органических соединений ароматического ряда. *Современный мир, природа и человек*. 2009. Т. 1. Вып. 1. С. 107–108.
- <sup>569</sup> Джура Н.М. Фізіологічні аспекти адаптації рослин *Carex hirta* L. до нафтового забруднення: Дис. канд. біол. наук: 03.00.12. Львівський національний ун-т ім. Івана Франка. Львів. 2007. 149 с.
- <sup>570</sup> Самохвалова В.Л. Біологічні методи ремедіації ґрунтів, забруднених важкими металами. *Біологічні студії*. 2014. Том 8. №1. С. 217–236.
- <sup>571</sup> Leitenmaier B., Küpper H. Compartmentation and complexation of metals in hyperaccumulator plants. *Frontiers in Plant Science*. 2013. №4. P. 374.
- <sup>572</sup> Mukhopadhyay S., Maiti S.K. Phytoremediation of metal mine waste. *Applied Ecology and Environmental Research*. 2010. 8(3). P. 207–222.
- <sup>573</sup> Слободян В.О. Біоіндикація: підруч. Івано-Франківськ: Полум'я. 2004. 196 с.
- <sup>574</sup> Tang Y.T., Deng T.H.B., Wu Q.H., Wang S.Z., Qiu R.L., Wei Z.B., Guo X.F., Wu Q.T., Lei M., Chen T.B. Designing Cropping Systems for Metal-Contaminated Sites: A Review. *Pedosphere* 2012. Vol. 22. P. 470–488.
- <sup>575</sup> Roger D. Reeves Tropical hyperaccumulators of metals and their potential for phytoextraction. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 249. P. 57–65.
- <sup>576</sup> Alkorta I., Hernandez-Allica J., Becerril J.M., Amezaga I., Albizu I., Garbisu C. Recent Findings on the Phytoremediation of Soils Contaminated with Environmentally Toxic Heavy Metals and Metalloids Such as Zinc, Cadmium, Lead, and Arsenic. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 2004. Vol. 3. P. 71–90.
- <sup>577</sup> United States Environmental Protection Agency. Brownfields Technology Primer: Selecting and Using Phyto-remediation for Site Cleanup. USEPA, Washington DC, 2001. P. 4–6.

- 
- <sup>578</sup> Dushenkov V., Nanda Kumar P.B.A., Motto H., Rakin I. Rhizofiltration: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Aqueous Streams. *Environmental Science & Technology*. 1995. Vol. 29. P. 1239–1245.
- <sup>579</sup> Horne A.J. Phytoremediation by Constructed Wetlands. In: Terry, N. and Banuelos, G., Eds., *Phytoremediation of Contaminated Soils and Waters*, CRC Press LLC, Boca Raton, 2000. P. 13–39.
- <sup>580</sup> Kumar P.B.A., Dushenkov V., Motto H., Raskin I. Phytoextraction: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soils. *Environmental Science & Technology*, 1995. Vol. 29. P. 1232–1238.
- <sup>581</sup> Pulford I.D., Watson C. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Land by Trees – A Review. *Environment International*. 2003. Vol. 29. P. 529–540
- <sup>582</sup> Raskin I., Ensley B.D. Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment. John Wiley & Sons, Inc., New York, 2000. P. 53–70.
- <sup>583</sup> Guilpain M., Laubie B., Zhang X., Morel J.L. Simonnot M.O. Speciation of nickel extracted from hyperaccumulator plants by water leaching. *Hydrometallurgy*. 2018. Vol. 180. P. 192–200.
- <sup>584</sup> Vangronsveld J., Assche F.V., Clijsters H. Reclamation of a Bare Industrial Area Contaminated by Non-Ferrous Metals: *In Situ* Metal Immobilization and Revegetation. *Environmental Pollution*. 1995. Vol. 87. P. 51–59.
- <sup>585</sup> Mendez M.O., Maier R.M. Phytostabilization of Mine Tailings in Arid and Semiarid Environments – An Emerging Remediation Technology. *Environmental Health Perspectives*. 2008. Vol. 116. 278–283.
- <sup>586</sup> Vangronsveld J., Herzig R., Weyens N., Boulet J., Adriaensen K., Ruttens A., Thewys T., Vassilev A., Meers E., Nehnevajova E., van der Lelie D., Mench M. Phytoremediation of Contaminated Soils and Groundwater: Lessons from the Field. *Environmental Science and Pollution Research International*. 2009. Vol. 16. P. 765–794.
- <sup>587</sup> Tangahu B.V., Abdullah S.R.S., Basri H., Idris M., Anuar N., Mukhlisin M. A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Up-Take by Plants through Phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*. 2011. Article ID: 939161.
- <sup>588</sup> A Comparative Analysis of Environmental Quality Assessment Methods a Case Study of Heavy Metal-Contaminated Soil / W. Li, X. Zhang, B. Wu [et al.]. *Pedosphere*. 2008. Vol. 18. Is. 3. P. 344–352
- <sup>589</sup> Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат, 1987. С. 9–16.
- <sup>590</sup> Омері І.Д. Фізіологічні аспекти дії кобальту та кадмію на здоров'я людини. *Культура безпеки, екології та здоров'я*. 2010. № 3. С. 39–40.
- <sup>591</sup> Реймерс Н.Ф. Природопользование: Словарь справочник. М.: Мысль, 1990. 637 с.
- <sup>592</sup> Рахманкулова З.Ф., Федяев В.В., Абдуллина О.А., Усманов И.Ю. Формирование адаптационных механизмов у пшеницы и кукурузы к повышенному содержанию цинка. *Вестн. Башк. ун-та*. 2008. 13, № 1. С. 43–46.
- <sup>593</sup> Hall J.L., Williams L.E. Transition metal transporters in plants. *Ibid*. 2003. 54. № 393. P. 26101–26113.
- <sup>594</sup> Смірнова К.Б., Фатєєв А.І. Основні принципи оцінювання якості ґрунтів за вмістом важких металів для їх бонітування. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2017. Вип. 86. С. 48–57.



- <sup>595</sup> Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. 4th Edition. Boca Raton, FL: CRC Press, 2010. С. 7–17.
- <sup>596</sup> Берестецкий О. Методы определения токсичности почв.. Киев: Урожай, 1971. С. 139–243.
- <sup>597</sup> Трояновская Е.С., Абросимова О.В., Тихомирова Е.И. Оценка состояния почв городских территорий методом комплексного биотестирования. *Теоретическая и прикладная экология*. 2011. № 2. С. 32–36.
- <sup>598</sup> Копылова Л.В. Фолиарное поступление тяжелых металлов в древесные растения. *Вестник Государственного Красноярского аграрного университета*. 2013. № 12 (87). С. 126–133.
- <sup>599</sup> Мінеральні ресурси України. URL: <https://minerals-ua.info/metalichni-korisni-kopalini/>.
- <sup>600</sup> Карти України. URL: <https://geomap.land.kiev.ua/soil-7.html>. Тематична карта 1.
- <sup>601</sup> Карти України. URL: <https://geomap.land.kiev.ua/soil-7.html>. Тематична карта 2.
- <sup>602</sup> Карти України. URL: <https://geomap.land.kiev.ua/soil-7.html>. Тематична карта 3.
- <sup>603</sup> Карти України. URL: <https://geomap.land.kiev.ua/soil-7.html>. Тематична карта 4.
- <sup>604</sup> Карти України. URL: <https://geomap.land.kiev.ua/soil-7.html>. Тематична карта 5.
- <sup>605</sup> Карти України. URL: <https://geomap.land.kiev.ua/soil-7.html>. Тематична карта 6.
- <sup>606</sup> Дорогоцінний метал у ґрунті чи брухт? URL: <https://infoindustria.com.ua/dorogotsinniy-metal-u-grunti-bruht/>.
- <sup>607</sup> Молодша сестра азоту. URL: <https://infoindustria.com.ua/molodsha-sestra-azotu/>.
- <sup>608</sup> Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск : Наука, 1991. С. 5–57.
- <sup>609</sup> Robinson V.H., Bañuelos G., Conesa H.M., Evangelou M.W., Schulin R. (). The phytomanagement of trace elements in soil. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2009. Vol. 28. P. 240–266.
- <sup>610</sup> Гончаренко Т. П., Жицька Л. І. Дослідження якості міських ґрунтів (м. Черкаси). *Вісник Черкаського державного технічного університету*. 2014. № 4. С. 89–94.
- <sup>611</sup> Стернік В. М. Забруднення ґрунтів м. Рівне викидами в атмосферне повітря. *Матеріали II Міжнародної науково-практичної Інтернет-конференції «Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства»*. Тернопіль. 2015. С. 134–135.
- <sup>612</sup> Давыдова С.Л. О токсичности ионов металлов. М.: Знание, 1991. 224 с.
- <sup>613</sup> Зырин Н.Г., Раськова Н.В., Платонов Г.В. Действие тяжелых металлов на ферментативную активность почв. *Мелиорация, использо вание и охрана почв нечернозёмной зоны*. М.: МГУ, 1980. С. 186.
- <sup>614</sup> Філіна Т.В. Зміна активності деяких ферментів ґрунту під впливом металів. *Вісник ДДУ. Серія Біологія*. Екологія. 1999. Випуск 6. С. 114–118.
- <sup>615</sup> Филина Т. В. Влияние металлов на ферментативную активность промышленных эдафотопов. *Материалы третьей Российской биогеохимической школы «Геохимическая экология и биогеохимическое изучение таксонов биосферы»*, Горно–Алтайск, Россия, 4–8 сентября, 2000. Новосибирск, 2000. С. 183–184.
- <sup>616</sup> Стернік В.М. Біотична активність урбоедафотопів міста Рівне: дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16 / Стернік Віта Миколаївна; НАН України, Ін-т екології Карпат. Львів, 2017. С. 5–21.

<sup>617</sup> Метаболизм антропогенных токсикантов в высших растениях: учеб. пособие / Г.И. Квеситадзе, Г.А. Хатисашвили, Т.А. Садунишвили, З.Г. Евстигнеева. Москва: Наука, 2005. 199 с.

<sup>618</sup> Обухов А.И., Лепнева О.М. Биогеохимия тяжелых металлов в городской среде. *Почвоведение*. 1989. № 5. С. 65–74.

<sup>619</sup> Макаренко Н.А., Паращенко І.В. Рухомість свинцю у різних типах ґрунтів України під впливом природних та антропогенних чинників. *Агроекологічний журнал*. 2007. № 3. С. 34–39.

<sup>620</sup> Мислива Т.М., Онопрієнко Л.О. Важкі метали в урбоедафатопях і фітоценозах та території м. Житомира. *Вісник ХНАУ*. 2009. №2. С. 134–142.

<sup>621</sup> Мальшева З.Г., Павлова Е.Г. Накопление тяжелых металлов в городских почвах (на примере города Новочеркасска). *Научный журнал КубГАУ*, № 78 (04), 2012. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/nakoplenie-tyazhelyh-metallov-v-gorodskih-pochvah-na-primere-goroda-novocherkasska>.

<sup>622</sup> Паньків З. Забруднення важкими металами ґрунтів міста Бурштин Івано–Франківської області. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*. 2007. Вип.34. С. 189–192.

<sup>623</sup> Rumlova L., Dolezalova J. A new biological test utilising the yeast *Saccharomyces cerevisiae* for the rapid detection of toxic substances in water. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 2012. Vol. 33. Is. 3. P. 459–464.

<sup>624</sup> Жицька Л.І. Дослідження вмісту важких металів едафотопів урбосистем міста Черкаси. *Вісник Черкаського університету: Серія: Біологічні науки*. Вип. 91. Черкаси, 2006. С.50–60.

<sup>625</sup> Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат. Ленинградское отделение. 1987. С. 90–98.

<sup>626</sup> Muller G. Index of geo-accumulation in sediments of the Rhine River. *Geo Journal*. 1969. Vol. 24. № 2. P. 108–118.

<sup>627</sup> Медведєв В.В. Мониторинг почв України. Концепція. Ітоги. Задачі: монографія. Харків. 2012. 536 с.

<sup>628</sup> Яцук І.П., Дегтярьов В.В., Горін М.О. Моніторинг ґрунтів природних та агроєкосистем як наукова основа збереження ґрунтового різноманіття. *Агроекологічний журнал*. 2016. № 4. С. 57–66.

<sup>629</sup> Крайнюков О.М., Кривицька І.А. Стан нормативно-правового забезпечення оцінки екологічної небезпеки вуглеводневого забруднення компонентів екосистеми. *Молодий вчений*. 2017. №1. С. 29–32.

<sup>630</sup> Андреюк Е.И., Иутинская Г.А., Валагурова Е.В. Иерархическая система биоиндикации почв, загрязненных тяжелыми металлами. *Почвоведение*. 1997. № 12. С. 1491–1496.

<sup>631</sup> Цаценко Л.В., Филипчук О.Д. Фитоиндикация загрязнения воды и почвенной витяжки. *Почвоведение*. 1999. № 1. С. 90–93.

<sup>632</sup> Вальков В.Ф., Колесников С.И., Казеев К.Ш. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на фитотоксичность чернозема. *Агрохимия*. 1997. № 6. С. 50–55.

<sup>633</sup> Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Ферментативная индикация загрязнения почв тяжелыми металлами. *Агрохимия*. 2006. № 11. С. 84–95.

<sup>634</sup> Марфенина О.Е. Микробиологические аспекты охраны почв. Москва : Изд-во МГУ, 1991. 118 с.

<sup>635</sup> Лихолат Ю.В. Еколого-фізіологічні основи формування дернових покривів в умовах степової зони України (стійкість, динаміка, теїхногенез) : автореф. дис. ... д-ра біол. н. : спец. 03.00.16 «Екологія». Чернівці, 2003. 42 с.

<sup>636</sup> Самохвалова В.Л., Фатеев А.И. Тяжелые металлы как фактор техногенного воздействия на почвенные микроорганизмы. *Грунтознавство*. 2006. Т. 7. № 1–2. С. 88–95.

<sup>637</sup> Семенова И.Н., Кужина Г.Ш., Серегина Ю.Ю. Использование растительных тест-систем для оценки токсичности донных обложений. *Вестник Оренбургского государственного университета*. 2015. № 10. С. 232–235.

<sup>638</sup> Pusz A., Wiśniewska M. Phytotoxicity assessment of soils from industrial areas in varying degrees of contamination with metals. *15th International Conference on Environmental Science and Technology Rhodes, Greece, 31 August to 2 September 2017*. CEST2017\_01020. URL: <https://www.google.com/search?client=opera&hs=lup&ei=qsxuW470H8uBgAaCs4H oDQ&q>.

<sup>639</sup> Звягинцев Д.Г. Биология почв и их диагностика. Изменения биологической активности почв при загрязнении тяжелыми металлами. *Вестник Воронежского университета*. 2005. № 1. С. 45–52.

<sup>640</sup> Митрохин О.В. Оценка транслокального загрязнения как составная часть социальногигиенического мониторинга. *Здоровье населения и среда обитания*. 2001. № 9. С. 11–14.

<sup>641</sup> Морозова М.А. Фиторемедиация как метод очистки почв. *Academy*. 2018. Т. 1, № 6 (33). С. 104–106.

<sup>642</sup> Перечни предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно допустимых количеств (ОДК) химических веществ в почве / Утвержденные Заместителем Главного государственного санитарного врача СССР 19.11.91. № 6229-91. М., 1993. 14 с.

<sup>643</sup> Мосина Л.В., Жандарова Ю.А. Фиторемедиация почв, загрязненных тяжелыми металлами (на примере полигона ТБО «Саларьево») [Т]. *Экология промышленного производства*. 2018. № 2 (102). С. 74–77.

<sup>644</sup> Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований. Ростов-на-Дону: Издательство РГУ, 2003. С. 21, 33, 136, 156.

<sup>645</sup> Галстян А.Ш. Об устойчивости ферментов почв. *Почвоведение*. 1982. №4. С. 108–110.

<sup>646</sup> Галстян А.Ш. Унификация методов исследования активности ферментов почв. *Почвоведение*. 1978. № 2. С. 107–114.

<sup>647</sup> Подколзин О.А. Тяжелые металлы в агроценозах Ставропольского края. *Агрехимический вестник*. 2005. № 5. 9 с.

<sup>648</sup> Burghardt W. Soils in urban and industrial environments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 1994. Vol. 157. P. 205–214.

<sup>649</sup> Мекіч М.З., Джура Н.М., Терек О.І. Функціональне і прикладне значення біологічної активності ґрунту. *Studia Biologica*. 2013. Том 7. №3. С. 247–258.

<sup>650</sup> Стернік В.М. Біотична активність урбоедафотопів міста Рівне : дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16 / Стернік Віта Миколаївна ; НАН України, Ін-т екології Карпат. Львів, 2017. С. 105–129.

<sup>651</sup> Козловський М.П. Вільноживучі нематоди як біоіндикатор якісного стану ґрунтів. *Науковий вісник Львівського університету. Серія географія*. Випуск 25. Львів, 1999. С. 130–131.

<sup>652</sup> Пахомов А.Е., Кунах О.Н., Жуков А.В., Балюк Ю.А. Пространственная организация экологической ниши почвенной мезофауны урбозема. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія*. 2013. Вип. 21(1). С. 51–57.

<sup>653</sup> Никитина М.В. Эколого-химическая оценка загрязнения ТМ основных урболандшафтов Архангельска: дисс. ... канд. хим. наук: 03.02.08/ Никитина М. В. Архангельск, 2011. 174 с.

<sup>654</sup> Попова Л.Ф. Химическое загрязнение урбозкосистемы Архангельска: монография. Архангельск. Изд-во САФУ, 2014. 231 с.

<sup>655</sup> Летувнинкас А.И. Антропогенные геохимические аномалии и природная среда: учеб. Пособие. Томск: Изд-во НТЛ, 2005. С. 8–17.

<sup>656</sup> Алексеенко В.А. Экологическая геохимия. М.: Логос, 2000. С. 8–12.

<sup>657</sup> Алексеенко В.А. Эколого-геохимические изменения в биосфере. Развитие, оценка. М.: Университетская книга, Логос, 2006. 520 с.

<sup>658</sup> Дерябин В.А., Фарафонтова Е.П. Экология: учеб. пособ. Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2016. 136 с.

<sup>659</sup> Плеханова И.О. Трансформация соединений тяжелых металлов при увлажнении: автореф. дис. ... докт. биол. наук: 03.00.27/ Плеханова Ирина Овакимовна. М., 2008. 51 с.

<sup>660</sup> Летувнинкас А.И. Антропогенные геохимические аномалии и природная среда: учеб. пособие.. Томск: Изд-во НТЛ. 2005. С. 32–48.

<sup>661</sup> Зырин, Н.Г. Узловые вопросы учения о микроэлементах в почвоведении. Докл. на соиск. уч. степ. докт. биол. наук. М.: Изд-во МГУ. 1968. 38 с.

<sup>662</sup> Зырин Н.Г., Мотузова Г.В., Симонов, В.Д., Обухов, А.И. Микроэлементы (бор, марганец, медь, цинк) в почвах Западной Грузии. Содержание и формы соединений микроэлементов в почвах. М.: Изд-во МГУ, 1979. 159 с.

<sup>663</sup> Пинский Д.Л. Ионнообменные процессы в почвах. Пушкино: ОНТИ ПНЦ РАН, 1997. 166 с.

<sup>664</sup> Карпухин А. И., Сычев, В.Г. Комплексные соединения органических веществ почв с ионами металлов. М.:Изд-во ВНИИА,2005.188 с.

<sup>665</sup> Archer F.C. Trace elements in some Welch upland soils. *Journal of Soil Science*. 1963. Vol. 14. P. 144

<sup>666</sup> Минкина Т.М. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов: дис. ... докт. биол. наук : 03.00.27, 03.00.16 / Минкина Т. М. Ростов-на-Дону, 2008. С. 8–15.

<sup>667</sup> Попова Л.Ф. Комплексная эколого-химическая оценка и нормирование качества почвенно-растительного покрова городских экосистем (на примере Архангельска): дис. ... докт. биол. наук: 03.02.08/ Попова Л. Ф. Архангельск, 2015. 396 с.

<sup>668</sup> Минкина Т.М. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов: дис. ... докт. биол. наук : 03.00.27, 03.00.16 / Минкина Т. М. Ростов–на–Дону, 2008. С. 35–59.

<sup>669</sup> Jacobs A., Drouet T., Sterckeman T., Noret N. Phytoremediation of urban soils contaminated with trace metals using *Noccaea caerulea*: comparing non-metallicolous populations to the metallicolous ‘Ganges’ in field trials. *Environmental Science and Pollution Research*. 2017. Vol. 24. P. 8176–8188.

<sup>670</sup> Добровольский В.В. Основы биогеохимии М.: Академия, 2006. С. 4–10.

<sup>671</sup> Добровольский В.В. Основы биогеохимии М.: Академия, 2006. С. 21–27.

<sup>672</sup> Добровольский В.В. Основы биогеохимии М.: Академия, 2006. С. 56–64.

- 
- <sup>673</sup> Добровольский В.В. Основы биогеохимии М.: Академия, 2006. С. 167–182.
- <sup>674</sup> Jörg R., Shaheen S.M. Redox chemistry of nickel in soils and sediments: a review. *Chemosphere*. 2017. Vol. 179. P. 265–278.
- <sup>675</sup> Козьякова Н.О., Кавецкий В.М. Балансова оцінка імпактного забруднення кадмієм екосистем та екотоксикологічні критерії якості довкілля. Сучасні проблеми токсикології. 2005. № 1. URL: [http://medved.kiev.ua/arhiv\\_mg/st\\_2005/05\\_1\\_7.htm](http://medved.kiev.ua/arhiv_mg/st_2005/05_1_7.htm).
- <sup>676</sup> Работнов Т.А. Фитоценология. М.: Издательство Московского университета. 1978. 384 с.
- <sup>677</sup> Водяницкий, Ю.Н. Формы цинка в загрязнённых почвах (обзор литературы). *Почвоведение*. 2010. № 3. С. 293–302.
- <sup>678</sup> Минкина, Т.М. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов: дис. ... докт. биол. наук : 03.00.27, 03.00.16. Ростов-на-Дону, 2008. С. 111–126.
- <sup>679</sup> Минкина, Т.М. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов: дис. ... докт. биол. наук : 03.00.27, 03.00.16. Ростов-на-Дону, 2008. С. 84–91.
- <sup>680</sup> Минкина, Т.М. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов: дис. ... докт. биол. наук : 03.00.27, 03.00.16. М. Ростов-на-Дону, 2008. С. 77–79.
- <sup>681</sup> McIntyre T.C. PHYTOREM: A Global Data Base on Aquatic and Terrestrial Plants Known to Sequester, Accumulate, or Hyperaccumulate Metals in the Environment. Ottawa: Environment Canada; 2001. 56 p.
- <sup>682</sup> Минкина, Т.М. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов: дис. ... докт. биол. наук : 03.00.27, 03.00.16. М. Ростов-на-Дону, 2008. С. 21–23.
- <sup>683</sup> Минкина, Т.М. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов: дис. ... докт. биол. наук : 03.00.27, 03.00.16. М. Ростов-на-Дону, 2008. С. 7–9.
- <sup>684</sup> Водяницкий, Ю.Н. Изучение тяжёлых металлов в почвах. М.: ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева РАСХН. 2005. 110 с.
- <sup>685</sup> Сільськогосподарські джерела забруднення ґрунту важкими металами, мг/кг сухої маси. URL: [https://pidru4niki.com/1657072262600/tovaroznavstvo/zabrudnennya\\_gruntu\\_vazhkimi\\_metala\\_mi\\_inshimi\\_himichnimi\\_rechovinami](https://pidru4niki.com/1657072262600/tovaroznavstvo/zabrudnennya_gruntu_vazhkimi_metala_mi_inshimi_himichnimi_rechovinami).
- <sup>686</sup> Kb A., Ptj B., Bb B., Tvg C., Yu D., Aw E., Mb F. Recycling of rare earths: a critical review. *Journal of Cleaner Production*. 2013. Vol. 51. P. 1–22.
- <sup>687</sup> Водяницкий, Ю.Н. Тяжёлые и сверхтяжёлые металлы и металлоиды в загрязнённых почвах. М.: ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева Россельхозакадемии, 2009. 184 с.
- <sup>688</sup> Kidd P. Agronomic practices for improving gentle remediation of trace element-contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*. 2015. Vol. 17. P. 1005–1037.
- <sup>689</sup> Надточій П.П., Вольвяк Ф.В., Гермаш В.Г. Екологія ґрунту та його забруднення. К.: Аграрна наука, 1997. 287 с.
- <sup>690</sup> Memon A.R., Aktoprakligil D., Özdemir A., Vertii A. Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants. *Turkish Journal Of Botany*. 2001. Vol. 25. P. 111–121.

- 
- <sup>691</sup> Прохорова Н.В., Матвеев Н.М. Тяжёлые металлы в почвах и растениях условиях техногенеза. *Вестник СамГУ. Специальный выпуск*. 1996. С. 125–147.
- <sup>692</sup> Мотузова Г.В. Соединения микроэлементов в почвах: системная организация, экологическое значение, мониторинг. М.: Эудиториал УРСС, 1999. 168 с.
- <sup>693</sup> Кузнецов А.Е. Прикладная экобиотехнология. В 2 кн. Кн 1. М: БИНОМ, 2012. 485 с.
- <sup>694</sup> Burghardt W. Soils in urban and industrial environments. *Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde*. 1994. 57. P. 205–214.
- <sup>695</sup> Школьник М.Я. Микроэлементы в жизни растений. Л.: Наука, 1974. 252 с.
- <sup>696</sup> Алексеев Ю.В. Тяжёлые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат. 1987. 142 с.
- <sup>697</sup> Корельская Т.А., Корельская Т.А., Попова Л.Ф., Евдокимова В.П. Роль почвы в накоплении тяжёлых металлов высшими растениями в условиях промышленного города. *Природная и антропогенная динамика наземных экосистем: мат. Всеросс. конф. Иркутск: Изд-во ИГТУ*. 2005. С. 281–284.
- <sup>698</sup> Кузнецов А.Е. Прикладная экобиотехнология. В 2 кн. Кн 2. М: БИНОМ, 2012. 513 с.
- <sup>699</sup> Krishna K.Y., Neha G., Amit K., Reece L.M., Neeraja S., Shahabaldin R., Shakeel A.K. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: a review on application and future prospects. *Journal of Ecological Engineering*. 2018. Vol. 120. P. 274–298.
- <sup>700</sup> Летувинкас, А.И. Антропогенные геохимические аномалии и природная среда: учеб. пособие. Томск: Изд-во НТЛ, 2005. С. 174–200.
- <sup>701</sup> Krzciuk K, Galuszka A. Prospecting for hyperaccumulators of trace elements: a review. *Critical Reviews in Biotechnology*. 2015. Vol. 35. P. 522–532.
- <sup>702</sup> Li Y.M. et al Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: economic and technical considerations. *Plant Soil Sediment Contamination*. 2003. Vol. 249. P. 107–115.
- <sup>703</sup> Летувинкас А.И. Антропогенные геохимические аномалии и природная среда: учеб. пособие.. Томск: Изд-во НТЛ, 2005. С. 208–215.
- <sup>704</sup> Алексеенко В.А. Экологическая геохимия. М.: Логос, 2000. С. 147–165.
- <sup>705</sup> Nowack B., Schulin R., Robinson B.H. Critical assessment of chelant-enhanced metal phytoextraction. *Environmental Science & Technology*. 2006. Vol. 40. P. 5225–5232.
- <sup>706</sup> Алексеенко В.А., Суворинов А.В., Власова Е.В. Металлы в окружающей среде. Лесные ландшафты Северо–Западного Кавказа. М.: Университетская книга, 2008. 264 с.
- <sup>707</sup> Алексеенко В.А. Экологическая геохимия. М.: Логос, 2000. С. 505–520.
- <sup>708</sup> Moffat A.S. Engineering plants to cope with metals. *Science*. 1999. Vol. 285. P. 369–370.
- <sup>709</sup> Nedelkoska T.V., Doran P.M. Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining. *Minerals Engineering*. 2000. Vol. 13. P. 549–561.
- <sup>710</sup> Gardea-Torresdey J.L., de la Rosa G., PeraltaVidea J.R. Use of phytofiltration technologies in the removal of heavy metals: A review. *Pure and Applied Chemistry*. 2004. Vol. 76. № 4. P. 801–813.
- <sup>711</sup> Li C., Ji X., Luo X. Phytoremediation of heavy metal pollution: A bibliometric and scientometric analysis from 1989 to 2018. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2019. Vol. 16. P. 47–55.

---

<sup>712</sup> Sánchez–Galván G., Olguín E.J. Chapter 10. A Holistic Approach to Phytoremediation of Heavy Metals: Recent Advances in Rhizofiltration, Constructed Wetlands, Lagoons, and Bioadsorbent Based Systems. Handbook of Advanced Industrial and Hazardous Wastes Treatment / Eds.: Wang L.K., Hung Y.T., Shammas N.K. CRC Press, 2009. P. 389–407.

<sup>713</sup> Haws N., Ball W., Bouwer E. Modeling and interpreting bioavailability of organic contaminant mixtures in subsurface environments. *Journal of Contaminant Hydrology*. 2006. Vol. 82. № 3–4. P. 255–292.

<sup>714</sup> Yadav B.K., Siebel M.A., van Bruggen J.J.A. Rhizofiltration of a heavy metal (Lead) containing wastewater using the wetland plant *Carex pendula*. *Clean Soil, Air, Water*. 2011. Vol. 39 (5). P. 467–474.

<sup>715</sup> Lasat M.M. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*. 2002. Vol. 31(1). P. 109–120.

<sup>716</sup> Lasat M.M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Materials*. 2000. Vol. 2. P. 515–525.

<sup>717</sup> Dickinson N.M., Baker A.J.M., Doronila A., Laidlaw S., Reeves R.D. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 11. P. 103–105.

<sup>718</sup> Robinson B.H., Brooks R.R., Gregg P.E.H., Kirkman J.H. The nickel phytoextraction potential of some ultramafic soils as determined by sequential extraction. *Geoderma*. 1999. Vol. 87. P. 293–304.

<sup>719</sup> Roger A.J.P., Reeves D., Baker A.J. Facultative hyperaccumulation of heavy metals and metalloids. *Plant Science*. 2014. Vol. 217. P. 8–17.

<sup>720</sup> Туровцев В.Д., Краснов В.С. Биоиндикация. Тверь: Твер. гос. ун-т, 2004. 260 с.

<sup>721</sup> Cempel M., Nikel G. Nickel: A Review of Its Sources and Environmental Toxicology. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2006. Vol. 15. P. 375–382.

<sup>722</sup> Gohre V., Paszkowski U. Contribution of the Arbuscular Mycorrhizal Symbiosis to Heavy Metal Phytoremediation. 2006. *Planta*. Vol. 223. P. 1115–1122.

<sup>723</sup> Hall J.L. Cellular Mechanisms for Heavy Metal Detoxification and Tolerance. *Journal of Experimental Botany*. 2002. Vol. 53. P. 1–11.

<sup>724</sup> Djingova R., Kuleff I. Instrumental Techniques for Trace Analysis. In: Vernet, J.P., Ed., *Trace Elements: Their Distribution and Effects in the Environment*, Elsevier Science Ltd., United Kingdom. 2000. P. 137–185.

<sup>725</sup> Gaur A., Adholeya A. Prospects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils. *Current Science*. 2004. Vol. 86. P. 528–534.

<sup>726</sup> Dias M.C., Monteiro C., Moutinho-Pereira J. et al. Cadmium toxicity affects photosynthesis and plant growth at different levels. *Acta Physiologiae Plantarum*. 2013. Vol. 35. P. 1281–1289.

<sup>727</sup> Fujimaki S., Suzui N., Ishioka N. S. et al. Tracing cadmium from culture to spikelet: noninvasive imaging and quantitative characterization of absorption, transport and accumulation of cadmium in an intact rice plant. *Plant Physiology*. 2010. Vol. 152. P. 1796–1806.

<sup>728</sup> Kabata-Pendias, A. Trace Elements in Soil and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL. 2001, P. 18–22.

<sup>729</sup> Ильин В.Б., Степанова М.Д. Защитные возможности системы почва – растения при загрязнении почв ТМ. ТМ в окружающей среде. Москва : изд-во МГУ. 1986. С. 80–85.

- <sup>730</sup> Клименко М.О., Прищеп А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: підручник для студ. Вищих навч. закладів. К.: Академія. 2006. С. 12–21.
- <sup>731</sup> Минкина Т.М., Бурачевская М.В., Чаплыгин В.А. Накопление тяжелых металлов в системе почва – растение в условиях загрязнения. *Проблемы мелиорации : науч. журн. Российского НИИ*. 2011. № 4(04). С. 1–4.
- <sup>732</sup> Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Pauliben D. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotany*. 1992. Vol. 18. P. 3–108.
- <sup>733</sup> Uruguchi S., Fujiwara T. Cadmium transport and tolerance in rice: perspectives for reducing grain cadmium accumulation. *Rice*. 2012. Vol. 5. P. 1–2.
- <sup>734</sup> Чиркова Т.В. Физиологические основы устойчивости растений. Санкт-Петербург: СПбГУ, 2002. 244 с.
- <sup>735</sup> Dixit V., Pandey V., Shyam R. Differential antioxidative responses to cadmium in roots and leaves of pea (*Pisum sativum* L. cv. Azad). *Journal of Experimental Botany*. 2001. Vol. 52. № 358. P. 1101–1109.
- <sup>736</sup> Калимова И.Б. Токсическое действие тяжелых металлов и устойчивость к ним проростков злаков : автореф. дис. ... канд. биол. наук : спец. 03.00.16 / И. Б. Калимова. Санкт-Петербург. 2009. 17 с.
- <sup>737</sup> Демура Т.А. Порівняння впливу комплексної дії кадмію та нікелю на ріст кореневої системи різних за стійкістю рослин. *Тематичний збірник Інституту екології Карпат НАН України «Наукові основи збереження біотичної різноманітності»*. 2006. Вип. 7. С. 158–163.
- <sup>738</sup> Вредные вещества в промышленности: в 3 кн. Кн. 3. Неорганические и элементарноорганические соединения: справочник для химиков, инженеров и врачей / Под ред. Н.В.Лазарева. Л.: Химия, 1977. 608 с.
- <sup>739</sup> Vassilev A. Physiological and agroecological aspects of cadmium interactions with barley plants: an overview. *Journal of Central European Agriculture*. 2002. Vol. 4. № 1. P. 65–74.
- <sup>740</sup> Hu Y., Ge Y., Zhang C. et al. Cadmium toxicity and translocation in rice seedlings are reduced by hydrogen peroxidase pretreatment. *Journal of Plant Growth Regulation*. 2009. Vol. 59. P. 51–61.
- <sup>741</sup> Гришко В.М. Особливості акумуляції важких металів у листках деревних рослин при аерогенному забрудненні екотопів. *Інтродукція рослин*. 2014. № 1. С. 93–100.
- <sup>742</sup> Клименко М.О., Прищеп А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: підручник для студентів вищих навч. закладів. К.: Академія. 2006. С. 240–249.
- <sup>743</sup> Hasan S. A., Fariduddin Q., Ali B. et al. Cadmium: toxicity and tolerance in plants. *Journal of Environmental Biology*. 2009. Vol. 30. № 2. P. 165–174.
- <sup>744</sup> Виноградов А. П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и средой. *Микроэлементы в жизни растений и животных*. Москва. 1952. С. 7–20.
- <sup>745</sup> Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Ленинград: Агропромиздат, 1987. С. 102–110.
- <sup>746</sup> Титов А. Ф. Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск : Карел. науч. центр РАН, 2014. С. 6–10.
- <sup>747</sup> Усманов Т.Ю. Экологическая физиология растений. З.Ф. Рахманкулова, А.Ю. Кулагин. Москва : Логос. 2001. С. 15–28.



- <sup>748</sup> Gussarsson M., Adalsteinsson S., Jensen P., Asp H. Cadmium and copper interactions on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula pendula* Roth) seedlings. *Plant and Soil*. 1995. Vol. 171. P. 185–187.
- <sup>749</sup> Hänsch R., Mendel R. R. Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Current Opinion in Plant Biology*. 2009. Vol. 12. P. 259–266.
- <sup>750</sup> Wodala B., Eitel G., Gyula T. N. et al. Monitoring moderate Cu and Cd toxicity by chlorophyll fluorescence and P 700 absorbance in pea leaves. *Photosynthetica*. 2012. Vol. 50. № 3. P. 380–386.
- <sup>751</sup> Ghaderian Y.S.M., Lyon A.J.E., Baker A.J.M. Seedling mortality of metal hyperaccumulator plants resulting from damping off by *Pythium* spp. *New Phytologist*. 2000. Vol. 146. P. 219–224.
- <sup>752</sup> Харитонов Ю.Я. Аналитическая химия. Аналитика. (В двух книгах). Книга 1 Общие теоретические основы. Качественный анализ. М. : Высшая школа, 2005. 615 с.
- <sup>753</sup> Харитонов Ю.Я. Аналитическая химия. Аналитика. (В двух книгах). Книга 2 количественный анализ. Физико-химические (инструментальные) методы анализа. М. : Высшая школа, 2005. 560 с.
- <sup>754</sup> Haydon M. J., Cobbett C. S. Transporters of ligands for essential metal ions in plants. *New Phytologist*. 2007. Vol. 174. P. 499–506.
- <sup>755</sup> Титов А. Ф. Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск : Карел. науч. центр РАН, 2014. С. 15–30.
- <sup>756</sup> Химико-токсикологический анализ тяжелых металлов: учебное пособие / Е.А. Илларионова, И.П. Сыроватский; ГФБОУ ВО ИГМУ Минздрава России, кафедра фармацевтической и токсикологической химии. Иркутск: ИГМУ, 2016. 58 с.
- <sup>757</sup> Микроэлементы: поступление, транспорт и физиологические функции в растениях / Э. В. Рудакова, К. Д. Каракис, Т. М. Сидоршина и др. Киев : Наук. думка, 1987. 184 с.
- <sup>758</sup> Krupa Z., Krupa M., Gruszecki W.I. Changes in chlorophyll spectral characteristics in rye seedlings grown under heavy metal stress. *Science Access. CSIRO*. 2008. Related article P. 36–008.
- <sup>759</sup> Жовинский Э.Я., Кураева И.В. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины. Киев : Наукова думка. 2002. 213 с.
- <sup>760</sup> Krämer U., Talke I. N., Hanikenne M. Transition metal transport. *FEBS Letters*. 2007. Vol. 581. P. 2263–2272.
- <sup>761</sup> Schickler H., Caspi H. Response of antioxidative enzymes to nickel and cadmium stress in hyperaccumulator plants of the genus *Alyssum*. *Physiologia Plantarum*. 1999. Vol. 105. P. 39–44.
- <sup>762</sup> Бессонова В.П., Бессонов С.П., Зверковский В.М. Оцінка стану пилку деревних рослин в урбатехногенній екосистемі. *Питання біоіндикації та екології*. 2013. Вип. 18. № 1. С. 70–83.
- <sup>763</sup> Окружающая среда: энциклопедический словарь-справочник. М.: Прогресс, 1993. 640 с.
- <sup>764</sup> Ерофеева Е.А., Наумова М.М. Взаимосвязь физиолого-морфологических показателей листовой пластинки березы повислой с содержанием в ней тяжелых металлов. *Вестник Нижегородского университета им. Н. И. Лобачевского*. 2010. № 1. С. 140–143.

- <sup>765</sup> Безель В.С., Жуйкова Т.В. Роль травянистых растительных сообществ в формировании биогенных циклов химических элементов. *Поволжский экологический журнал*. 2010. № 3. С. 219–229.
- <sup>766</sup> Холодова В.П., Волков К.С., Кузнецов В.В. Адаптация к высоким концентрациям солей меди и цинка хрустальной травки и возможность их использования в целях фиторемедиации. *Физиология растений*. 2005. Т. 52. № 6. С. 848–858.
- <sup>767</sup> Глухов О.З. Индикация стану техногенного середовища за морфологічною мінливістю рослин. *Промислова ботаніка*. 2008. Вип. 8. С. 3–11.
- <sup>768</sup> Гришко В.М. Вміст різних за рухомістю форм цинку в ґрунтах урбанізованих територій. *Біологічні системи*. 2012. Т. 4. Вип. 2. С. 149–153.
- <sup>769</sup> Чудинова Л.А., Орлова Н.В. Физиология устойчивости растений: учеб. пособие к спецкурсу Перм. ун-т. Пермь, 2006. 124 с.
- <sup>770</sup> Барсукова В.С. Физиолого-генетические аспекты устойчивости растений к тяжелым металлам. Новосибирск. 1997. 63 с.
- <sup>771</sup> Blindauer C. A., Leszczyszyn O. I. Metallothioneins: unparalleled diversity in structures and functions for metal ion homeostasis and more. *Natural Product Reports*. 2010. Vol. 27. P. 720–741.
- <sup>772</sup> Blindauer C. A., Schmid R. Cytosolic metal handling in plants: determinants for zinc specificity in metal transporters and metallothioneins. *Metallomics*. 2010. Vol. 2. P. 510–529.
- <sup>773</sup> Фокина А.И., Олькова А.С., Лялина Е.И., Даровских Л.В. Исследование закономерностей биоаккумуляции меди представителями автотрофных и гетеротрофных микроорганизмов. *Учёные записки Петрозаводского государственного университета. Серия: Естественные и технические науки*. 2015. № 6 (151). С. 50–55.
- <sup>774</sup> Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем: локальный. Екатеринбург : Наука, 1994. 280 с.
- <sup>775</sup> Куцоконь Н. Рослинні тест-системи для визначення генотоксичності. *Вісник НАН України*. 2010. № 4. С. 48–52.
- <sup>776</sup> Глухов О.З., Сафонов А.Л., Хижняк Н.А. Фітоіндикація металопресингу в антропогенно трансформованому середовищі. Донецьк : Норд-Пресс, 2006. 360 с.
- <sup>777</sup> Донченко В.К. Актуальные проблемы изучения техногенного загрязнения окружающей среды. Экологическая безопасность. 2007. № 1–2. С. 4–24.
- <sup>778</sup> Титов А.Ф. Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск : Карел. науч. центр РАН, 2014. С. 14–18.
- <sup>779</sup> Xiang C., Werner B.L., Christensen E.M., Oliver D.J. The biological functions of glutathione revisited in *Arabidopsis transgenic* plants with altered glutathione levels. *Plant Physiology*. 2001. Vol. 126. P. 564–574.
- <sup>780</sup> Прасада М.Н. Саджвана К.С., Найду Р. Микроэлементы в окружающей среде: биогеохимия, биотехнология и биоремедиация. Москва : ФИЗМАТЛИТ, 2009. 816 с.
- <sup>781</sup> Adriaensen K., Vangronsveld J., Colpaert J.V. Zinc-tolerant *Suillus bovinus* improves growth of Zn-exposed *Pinus sylvestris* seedlings. *Mycorrhiza*. 2006. Vol. 16. P. 553–558.
- <sup>782</sup> Gamalero E., Lingua G., Berta G., Glick B.R. Beneficial role of plant growth promoting bacteria and arbuscular mycorrhizal fungi on plant responses to heavy metal stress. *Canadian Journal of Microbiology*. 2009. Vol. 55. № 5. P. 501–514.
- <sup>783</sup> Добровольский В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние. Москва: Мысль. 1983. 272 с.

- <sup>784</sup> Козловський В.І. Важкі метали в ґрунтах техногенних ландшафтів родовищ самородної сірки Передкарпаття. *Ґрунтознавство*. 2008. Т. 9. № 3–4. С. 101–107.
- <sup>785</sup> González-Guerrero M., Escudero V., Saéz A., Tejada-Jiménez M. Transition Metal Transport in Plants and Associated Endosymbionts: Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Rhizobia. *Frontiers in Plant Science*. 2016. Vol. 29(7). P. 1088.
- <sup>786</sup> Stohs S.J., Bagchi D. Oxidative mechanisms in the toxicity of metal ions. *Free Radical Biology & Medicine*. 1995. Vol. 18. № 2. P. 321–336.
- <sup>787</sup> Mizuno T., Usui K., Horie K., Nosaka S., Mizuno N., Obata H. Cloning of three ZIP/Nramp transporter genes from a Ni hyperaccumulator plant *Thlaspi japonicum* and their Ni<sup>2+</sup>-transport abilities. *Plant Physiology and Biochemistry*. 2005. Vol. 43. P. 793–801.
- <sup>788</sup> Antala S., Ovchinnikov S., Kamisetty H., Baker D., Dempski R.E. Computation and functional studies provide a model for the structure of the zinc transporter hZIP4. *Journal of Biological Chemistry*. 2015. Vol. 290. P. 17796–17805.
- <sup>789</sup> Lin Y.F., Liang H.M., Yang S.Y., Boch A., Clemens S., Chen C.C., et al. Arabidopsis IRT3 is a zinc-regulated and plasma membrane localized zinc/iron transporter. *New Phytologist*. 2009. Vol. 182. P. 392–404.
- <sup>790</sup> Zhang T., Liu J., Fellner M., Zhang C., Sui D., Hu J. Crystal structures of a ZIP zinc transporter reveal a binuclear metal center in the transport pathway. *Science Advances*. 2017. Vol. 3(8). e1700344.
- <sup>791</sup> Puig S. Function and Regulation of the Plant COPT Family of High Affinity Copper Transport Proteins. *Advances in Botany*. 2014. P. 1–9.
- <sup>792</sup> Sinani D., Adle D.J., Kim H., Lee J. Distinct mechanisms for Ctrl1-mediated copper and cisplatin transport. *Journal of Biological Chemistry*. 2007. Vol. 282. P. 26775–26785.
- <sup>793</sup> Aaron T.B., Lukas B.B., Wilhelm A.W., Singharoy A., Eduardo R.G., Hidde L.P. et al. Crystal Structure and Conformational Change Mechanism of a Bacterial Nramp-Family Divalent Metal Transporter. *Science Direct*. 2016. 24(12). P. 2102–2114.
- <sup>794</sup> Nevo Y., Nelson N. The NRAMP family of metal-ion transporters. *Biochimica et Biophysica Acta*. 2006. Vol. 1763. P. 609–620.
- <sup>795</sup> Curie C., Cassin G., Couch D., Divol F., Higuchi K., Le J.M., et al. Metal movement within the plant: contribution of nicotianamine and yellow stripe 1-like transporters. *Annals of Botany*. 2008. Vol. 103. P. 1–11.
- <sup>796</sup> Conte S.S., and Walker E.L. Transporters contributing to iron trafficking in plants. *Molecular Plant*. 2011. №4. P. 464–476.
- <sup>797</sup> Siu-Lun L., Cheung Daniel J., Shea N.N., Date A, Ostermeier M, and Konstantopoulos K. Characterization of Monobody Scaffold Interactions with Ligand via Force Spectroscopy and Steered Molecular Dynamics. *Scientific Reports*. 2015. 5(8247). P. 21–32.
- <sup>798</sup> Tejada-Jiménez M., Galván A., Fernández E. Algae and humans share a molybdate transporter. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 2011. Vol. 108. P. 6420–6425.
- <sup>799</sup> Sigaud-Kutner T.C.S., Leitaño M.A.S., Okamoto O.K., Morse D., Colepicolo P. Heavy metal-induced oxidative stress in algae. *Journal of Phycology*. 2003. Vol. 39. P. 1008–1018.
- <sup>800</sup> Argüello J.M., Eren E., González-Guerrero M. The structure and function of heavy metal transport P-1B-ATPases. *Biometals*. 2007. Vol. 20. P. 233–248.
- <sup>801</sup> Butryn A., Woike S., Shetty S., Auble D., Hopfner K.P. Crystal structure of the full Swi2/Snf2 remodeler Mot1 in the resting state. *Structural biology and molecular biophysics*. 2018. 7. e37774.

- 
- <sup>802</sup> Novoa-Aponte L., Carlos Y.S. Mycobacterium tuberculosis P-Type ATPases: Possible Targets for Drug or Vaccine Development. *Journal of Biomedicine and Biotechnology*. 2014. P. 1–9.
- <sup>803</sup> Kolaj-Robin O., Russell D., Hayes K.A., Pembroke J.T., Soulimane T. Cation diffusion facilitator family: structure and function. *FEBS Letters*. 2015. Vol. 589. P. 1283–1295.
- <sup>804</sup> Maret W. Redox biochemistry of mammalian metallothioneins. *Journal of Biological Inorganic Chemistry*. 2011. Vol. 16. P. 1079–1086.
- <sup>805</sup> Hossain M.A., Piyatida P., Teixeira da Silva J.A., Fujita M. Molecular Mechanism of Heavy Metal Toxicity and Tolerance in Plants: Central Role of Glutathione in Detoxification of Reactive Oxygen Species and Methylglyoxal and in Heavy Metal Chelation. *Journal of Botany*. Vol. 2012. Article ID 872875. 37 p.
- <sup>806</sup> Garg S.K., Tripathi M., Srinath T. Strategies for chromium bioremediation from tannery effluent. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 2012. Vol. 217. P. 75–140.
- <sup>807</sup> Tripathi M., Sudhir K., Upadhyay K.M., Kaur K. Toxicity Concerns of Hexavalent Chromium from Tannery Waste. *Journal of Biotechnology and Bioengineering*. 2018. 2(2). P. 40–44.
- <sup>808</sup> Ali S., Zeng F., Qiu L., Zhang G. The effect of chromium and aluminum on growth, root morphology, photosynthetic parameters and transpiration of the two barley cultivars. *Biologia Plantarum*. 2011. Vol. 55. P. 291–296.
- <sup>809</sup> Choudhury S., Panda S.K. Toxic effects, oxidative stress and ultrastructural changes in moss *Taxithelium nepalense* (Schwaegr.) Broth. under chromium and lead phytotoxicity. *Water, Fir, Soil Pollutant*. 2005. Vol. 167. P. 73–90.
- <sup>810</sup> Chidambaram A, Sundaramoorthy P, Murugan A, Sankar K, and Ganesh L. Chromium induced cytotoxicity in blackgram (*Vigna mungo* L.). *Iranian . Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2009. №6. P. 17–22.
- <sup>811</sup> Cervantes C., Campos-Garica J., Gutierrez-Corona F., Loza-Tavera H., Torres-Guzman J.C., Moreno-Sanchez R. Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiology Reviews*. 2001. Vol. 25. P. 335–347.
- <sup>812</sup> Shanker A.K., Cervantes C., Loza-Tavera H., Avudainayagam S. Chromium toxicity in plants. *Environment International*. 2005. Vol. 31. P. 739–753.
- <sup>813</sup> Hayat S., Khaliq G., Wani A.S., Irfan M. Physiological changes induced by chromium stress in plants: an overview. *Protoplasma*. 2012. Vol. 249. P. 599– 611.
- <sup>814</sup> Gomes M.A., Hauser-Davis R.A., Suzukia M.S., Vitóriaa A.P. Plant chromium uptake and transport, physiological effects and recent advances in molecular investigations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2017. Vol. 140. P. 55–64.
- <sup>815</sup> Singh H.P., Mahajan P., Kaur S., Batish D. Chromium toxicity and tolerance in plants. *Environmental Chemistry Letters*. 2013. Vol. 11. P. 229–254.
- <sup>816</sup> Oliveira H. Chromium as an environmental pollutant: insights on induced plant toxicity. *Journal of Botany*. 2012. P. 1–8.
- <sup>817</sup> Barros M., Zola A.S., Arroyo P.A., Tavares C.R.G., Sousa-Aguiar E.F. Chromium uptake from tricomponent solution in zeolite fixed bed. *Adsorption*. 2006. №12. P. 239–248.
- <sup>818</sup> Rathor G., Chopra N., Adhikari T. Nickel as a Pollutant and its Management. *International Research Journal of Environment Sciences*. 2014. № 3(10). P. 94–98.
- <sup>819</sup> Winterbourn C.C. Superoxide-dependent formation of hydroxyl radicals in the presence of iron salts is a feasible source of hydroxyl radicals in vivo. *Biochemistry Letters*. 1982. Vol. 205. P. 461–463.

---

<sup>820</sup> Seregin I.V., Kozhevnikova A.D. Physiological role of nickel and its toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology*. 2006. Vol. 53. P. 257–277.

<sup>821</sup> Yusuf M., Fariduddin Q., Hayat S. Ahmad A. Nickel: An Overview of Uptake, Essentiality and Toxicity in Plants. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2010. Vol. 86(1). P. 1–17.

<sup>822</sup> Chen C., Huang D., Liu J. Functions and toxicity of nickel in plants: recent advances and future prospects. *Clean*. 2009. Vol. 37. P. 304–313.

<sup>823</sup> Baccouch S., Chaoui A., El Ferjani E. Nickel toxicity induces oxidative damage in *Zea mays* roots. *Journal of Plant Nutrition*. 2001. Vol. 24. P. 1085–1097.

<sup>824</sup> Викторов С.В., Чикишев А.Г. Ландшафтная биоиндикация и ее практическое применение. М.: Изд-во МГУ. 1990. 200 с.

<sup>825</sup> Gallego S.M., Benavides M.P., Tomaro M.L. Effect of heavy metal ion excess on sunflower leaves: evidence for involvement of oxidative stress. *Plant Science*. 1996. Vol. 121. P. 151–159.

<sup>826</sup> Серегин И.В., Иванов В.Б. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения. *Физиология растений*. 2001. Т. 48. № 4. С. 606–630.

<sup>827</sup> Піскова О.М., Вінниченко О.М., Гришко В.М. Інгібування росту проростків кукурудзи за спільної дії хрому та нікелю. *Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія»*. 2008. Вип. 16. Т. 1. С. 174–178.

<sup>828</sup> Титов А.Ф. Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск : Карел. науч. центр РАН, 2014. С. 63–67.

<sup>829</sup> Buchholz F., Wick L., Harms H., Maskow T. The kinetics of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) biodegradation assessed by isothermal titration calorimetry (ITC). *Thermochimica Acta*. 2007. Vol. 458. № 1-2. P. 47–53.

<sup>830</sup> Тигунцева Н.П., Каницкая Л.В., Евстафьев С.Н. Состав водорастворимых соединений надземной части одуванчика лекарственного *Taraxacum officinale*. *Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология*. 2011. № 1. С. 71–75.

<sup>831</sup> Алексеева-Попова Н.В. Токсическое действие свинца на высшие растения. Устойчивость к тяжелым металлам дикорастущих видов / под ред. Н. В. Алексеевой-Поповой. Ленинград. 1991. С. 92–99.

<sup>832</sup> Гуральчук Ж.З. Механизмы устойчивости растений к тяжелым металлам. *Физиология и биохимия культурных растений*. 1994. Т. 26. № 2. С. 107–117.

<sup>833</sup> Безель В.С., Жуйкова Т.В. Химическое загрязнение среды: участие травянистой растительности в биогенных циклах химических элементов. *Экология*. 2007. № 4. С. 259–267.

<sup>834</sup> Жуйкова Т.В., Зиннатов Э.Р. Аккумулирующая способность растений в условиях техногенного загрязнения почв тяжёлыми металлами. *Поволжский экологический журнал*. 2014. № 2. С. 196–207.

<sup>835</sup> Hossian M.A., Piyatida P., da Silva J.A.T., Fujita M. Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants: Central role of glutathione in detoxification of reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation. *Journal of Botany*. 2012. Article ID 872875. 37 p.

<sup>836</sup> Guo W.J., Meenam M., Goldsbrough P.B. Examining the specific contributions of individual *Arabidopsis* metallothioneins to copper distribution and metal tolerance. *Plant Physiol*. 2008. Vol. 146. P. 1697–1706.

- <sup>837</sup> Jonak C., Nakagami H., Hirt H. Heavy metal stress. Activation of distinct mitogen-activated protein kinase pathways by copper and cadmium. *Plant Physiology*. 2004. Vol. 136. P. 3276–3283.
- <sup>838</sup> Shi X., Dalal N.S. Evidence for a Fenton-type mechanism for the generation of OH radicals in the reduction of Cr (VI) in cellular media. *Archives of Biochemistry and Biophysics*. 1990. Vol. 281. P. 90–95.
- <sup>839</sup> Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soil and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL. 2001. P. 250–256.
- <sup>840</sup> Дядькова Л.В., Россихіна-Галича Г.С., Лихолат Ю.В. Вплив біологічно активних речовин на вміст пігментів у листках чагарників. *Питання степового лісознавства та лісової рекультивациі земель*. 2014. Випуск 43. С. 50–54.
- <sup>841</sup> Данильчук О.В., Гришко В.М. Оцінка стану насаджень тополь на промислових майданчиках гырничорудних підприємств. *Агробіологія: збірник наукових праць Білоцерківського національного аграрного університету*. 2012. Вип. 8 (94). С. 57–60.
- <sup>842</sup> Топчій Н.М. Вплив важких металів на фотосинтез. *Физиология и биохимия культурных растений*. 2010. Т. 42. № 2. С. 95–106.
- <sup>843</sup> Волова Т.Г. Экологическая биотехнология. Новосибирск: Сибирский хронограф, 1997. 144 с.
- <sup>844</sup> Sanita L. di Toppi L., Gabbrielli R. Response to cadmium in higher plants. *Environmental and Experimental Botany*. 1999. Vol. 41. P. 105–130.
- <sup>845</sup> Godzik B. Heavy metals content in plants from zinc dumps and reference areas. *Polish Botany Studios*. 1993. №5. P. 113–132.
- <sup>846</sup> Gueroult R., Rax J.M., Fisch N.J. Opportunities for plasma separation techniques in rare earth elements recycling. *Journal of Cleaner Production*. 2017. Vol. 182. P. 1060–1069.
- <sup>847</sup> Феник С.И., Трофимьяк Т.Б., Блюм Я.Б. Механизмы формирования устойчивости растений к тяжелым металлам. *Успехи современной биологии*. 1995. Вып. 115. С. 261–275.
- <sup>848</sup> Ручай Н.С., Маркевич Р.М. Экологическая биотехнология : учеб. пособие для студентов специальности «Биоэкология» / Минск : БГТУ, 2006. 312 с.
- <sup>849</sup> Sheoran V., Sheoran A.S., Poonia P. Factors affecting phytoextraction: a review. *Pedosphere*. 2016. Vol. 26. P. 148–166.
- <sup>850</sup> Aquan H.M. Phytoextraction of palladium and gold from broken hill gossan. Thesis (Master of Environmental Management) - Massey University, North Palmerston, New Zealand, 2015. 126f.
- <sup>851</sup> Simonnot M.-O., Vaughan J., Laubie B. Processing of bio-ore to products. In: VanDerEnt A, Echevarria G, Baker AJM, Morel JL (eds) *Agromining: farming for metals. Mineral resource reviews*. Springer, Cham. 2018. P. 39–51.
- <sup>852</sup> Rauser W.E. Phytochelatins and related peptides. Structure, biosynthesis and function. *Plant Physiology*. 1995. Vol. 109. P. 1141–1149.
- <sup>853</sup> Elvy S.B. Geochemical studies of base and noble metal compounds PhD Thesis (Doctor of Philosophy). School of Science, University of Western Sydney, Nepean, 1998. 159 p.
- <sup>854</sup> Castilho P.D.; Rix I. Ammonium acetate extraction for soil heavy metal speciation; model aided soil test interpretation. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 1993. Vol. 51. № 1-4. P. 59-64.
- <sup>855</sup> Neumann D., Lichtenderger O., Gunther D. et al. Heatshock proteins induce heavy-metal tolerance in higher plants. *Planta*. 1994. Vol. 194. P. 360–367.

- 
- <sup>856</sup> Colombo C., Oates C., Monhemius A., Plant J. Complexation of platinum, palladium and rhodium with inorganic ligands in the environment. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*. 2008. Vol. 8. № 1. P. 91–101.
- <sup>857</sup> Wollgiehn R., Neumann D. Metal stress response and tolerance of cultured cells from *Silene vulgaris* and *Lycopersicon peruvianum*: role of heat stress proteins. *Journal of Plant Physiology*. 1999. Vol. 154. P. 547–553.
- <sup>858</sup> Heckathorn S.A., Mueller J.K., LaGuidice S. et al. Chloroplast small heat-shock proteins protect photosynthesis during heavy metal stress. *American Journal of Botany*. 2004. Vol. 91. № 9. P. 1312–1318.
- <sup>859</sup> Sparrow L.A., Uren N.C. Manganese oxidation and reduction in soils: effects of temperature, water potential, pH and their interactions. *Soil Research*. 2014. Vol. 52. P. 483.
- <sup>860</sup> Торчинский Ю.М. Сульфгидрильные и дисульфидные группы белков. М.: Наука, 1971. 229 с.
- <sup>861</sup> Foyer C.H., Descourvieres P., Kunert K.J. 1994. Protection against oxygen radicals: an important defence mechanism studied in transgenic plants. *Plant, Cell and Environment*. Vol. 17. P. 507–523.
- <sup>862</sup> Ewais E.A. Effects of cadmium, nickel and lead on growth, chlorophyll content and proteins of weeds. *Biologia Plantarum*. 1997. Vol. 39. № 3. P. 377–386.
- <sup>863</sup> Molas J. Changes in morphological and anatomical structure of cabbage (*Brassica oleracea* L.) outer leaves and in ultrastructure of their chloroplasts caused by an in vitro excess of nickel. *Photosynthetica*. 1997. Vol. 34. P. 513–522.
- <sup>864</sup> Sheoran I.S., Singal H.R., Singh R. Effect of cadmium and nickel on photosynthesis and the enzymes of the photosynthetic carbon reduction cycle in pigeonpea (*Cajanus cajan*). *Photosynthesis Research*. 1990. Vol. 23. P. 345–351.
- <sup>865</sup> Drazkiewicz M. Chlorophyll-occurrence, functions, mechanism of action, effects of internal and external factors. *Photosynthetica*. 1994. Vol. 30. P. 321–331.
- <sup>866</sup> Luna C.M., Gonzalez C.A., Trippi V.S. Oxidative damage caused by an excess of copper in oat leaves. *Plant and Cell Physiology*. 1994. Vol. 35. № 1. P. 11–15.
- <sup>867</sup> Kupper H., Kupper F., Spiller M. Environmental relevance of heavy metal-substituted chloro-phylls using the example of water plants. *Journal of Experimental Botany*. 1996. Vol. 47. № 295. P. 259–266.
- <sup>868</sup> Wise R.R., Naylor A.W. Chilling-enhanced photooxidation. *Plant Physiology*. 1987. Vol. 83. P. 278–282.
- <sup>869</sup> Malik D., Sheoran I.S., Singh R. Lipid composition of thylakoid membranes of cadmium treated wheat seedlings. *Indian Journal of Biochemistry and Biophysics*. 1992. Vol. 29. P. 350–354.
- <sup>870</sup> Stefanov K.L., Pandev S.D., Seizova K.A. et al. Effect of lead on the lipid metabolism in spinach leaves and thylakoid membranes. *Biologia Plantarum*. 1995. Vol. 37. P. 251–256.
- <sup>871</sup> Kacabova P., Nart L. Effect of lead on growth characteristics and chlorophyll content in bar-ley seedlings. *Photosynthetica*. 1986. Vol. 20. P. 411–417.
- <sup>872</sup> Stiborova M., Doubravova M., Brezinova A., Friedrich A. Effect of heavy metals ions on growth and biochemical characteristics of photosynthesis of barley (*Hordeum vulgare* L.). *Photosynthetica*. 1986. Vol. 20. P. 418–425.
- <sup>873</sup> Prasad D.D.K., Prasad A.R.K. Altered-aminolaevulinic acid metabolism by lead and mer-cury in germinating seedlings of bajra (*Pennisetum typhoideum*). *Journal of Plant Physiology*. 1987. Vol. 127. P. 241–249.

---

<sup>874</sup> Patsikka E., Kairavuo M., Sersen F. et al. Excess copper predisposes photosystem II to photoinhibition in vivo by outcompeting iron and causing decrease in leaf chlorophyll. *Plant Physiology*. 2002. Vol. 129. P. 1359–1367.

<sup>875</sup> Ouzounidou G., Ilias I., Tranopoulou H., Karataglis S. Amelioration of copper toxicity by iron on spinach physiology. *Journal of Plant Nutrition*. 1998. Vol. 21. P. 2089–2101.

<sup>876</sup> Rennenberg H. Glutathione metabolism and possible biological roles in higher plants. *Phytochemistry*. 1982. Vol. 21. P. 2771–2781.

<sup>877</sup> Foyer C.H., Lopez-Delgado H., Dat J.F., Scott I.M. Hydrogen peroxide- and glutathione-associated mechanisms of acclimatory stress tolerance and signalling. *Physiologia Plantarum*. 1997. Vol. 100. P. 241–254.

<sup>878</sup> Burda K., Kruk J., Schmid G.H., Strzalka K. Inhibition of oxygen evolution in photosystem II by Cu(II) ions is associated with oxidation of cytochrome b559. *Biochemical Journal*. 2003. Vol. 371. P. 597–601.

<sup>879</sup> Burda K., Kruk J., Strzalka K., Schmid G.H. Stimulation of oxygen evolution in photosystem II by copper(II) ions. *Zeitschrift für Naturforschung B*. 2002. 57. P. 853–857.

<sup>880</sup> Hankamer B., Morris E., Nield J. et al. Subunit positioning and transmembrane helix organisation in the core dimer of photosystem II. *FEBS Letters*. 2001. Vol. 504. P. 142–151.

<sup>881</sup> Jegerschold C., Arellano J.B., Schroder W.P. et al. Copper (II) inhibition of electron transfer through photosystem II studied by EPR spectroscopy. *Biochemistry*. 1995. Vol. 34. P. 12747–12754.

<sup>882</sup> Schroder W.P., Arellano J.B., Bittner T., Baron M. Flash induced absorption spectroscopy studies of copper interaction with photosystem II in higher plants. *Journal of Biological Chemistry*. 1994. Vol. 269. P. 32865–32870.

<sup>883</sup> Rauser W.E., Schupp R., Rennenberg H. Cysteine,  $\gamma$ -glutamylcysteine and glutathione levels in maize seedlings: distribution and translocation in normal and cadmium-exposed plants. *Plant Physiology*. 1991. Vol. 97. P. 128–138.

<sup>884</sup> Beyer W.F., Fridovich Y. Assaying for superoxide dis-mutase activity: some large consequences of minor changes in conditions. *Analytical Biochemistry*. 1987. Vol. 161. P. 559–566.

<sup>885</sup> Yruela I., Gatzen G., Picorel R., Holzwarth A.R. Cu (II)-inhibitory effect on photosystem II from higher plants. A picosecond time-resolved fluorescence study. *Biochemistry*. 1996. Vol. 35. P. 9469–9474.

<sup>886</sup> Jegerschold C., McMillan F., Lubitz W., Rutherford A.W. Effect of copper and zinc ions on photosystem II. Studies by EPR spectroscopy. *Ibid*. 1999. Vol. 38. P. 12439–12445.

<sup>887</sup> Singh D.P., Singh S.P. Action of heavy metal on hill activity and O<sub>2</sub> evolution. *Plant Physiology*. 1987. Vol. 83. P. 12–14.

<sup>888</sup> Mohanti N., Vass I., Demeter S. Copper toxicity affects photosystem II electron transport at the secondary quinone acceptor, QB. *Plant Physiology*. 1989. Vol. 90. P. 175–179.

<sup>889</sup> De Vos C.H.R., Vonk M.J., Vooijs R., Schat H. Glutathione depletion due to copper-induced phytochelatin synthesis causes oxidative stress in *Silene cucubalus*. *Plant Physiology*. 1992. Vol. 98. P. 853–858.

<sup>890</sup> Sigfridsson K.G.V., Bernat G., Mamedov F., Styring S. Molecular interference of Cd<sup>2+</sup> with photosystem II. *Biochimica et Biophysica Acta*. 2004. Vol. 1659. P. 19–31.

<sup>891</sup> Tripathy B.C., Mohanty P. Zinc-inhibited electron transport of photosynthesis in isolated barley chloroplasts. *Plant Physiology*. 1980. Vol. 66. P. 1174–1178.



- 
- <sup>892</sup> Miller M., Cox R.P. Effect of  $Zn^{2+}$  on photosynthetic oxygen evolution and chloroplast manganese. *FEBS Letters*. 1983. Vol. 155. № 2. P. 331–333.
- <sup>893</sup> Miller M. The release of polypeptides and manganese from oxygen-evolving photosystem II preparations following zinc-treatment. *Ibid.* 1985. Vol. 189. № 2. P. 355–360.
- <sup>894</sup> Yruela I., Montoya G., Alonso P., Picorel R. Identification of the pheophytin-QA-Fe domain of the reducing side of the photosystem II as the Cu(II)-inhibitory binding site. *Journal of Biological Chemistry*. 1991. Vol. 266. № 34. P. 22847–22850.
- <sup>895</sup> Okamoto O.K., Asano C.S., Aidar E., Colepicolo P. Effects of cadmium on growth and superoxide dismutase activity of the marine microalga *Tetraselmis gracilis* (Prasinophyceae). *Journal of Phycology*. 1996. Vol. 32. P. 74–79.
- <sup>896</sup> Okuda T., Masuda Y., Yamanaka A., Sagisaka S. Abrupt increase in the level of hydrogen peroxide in leaves of winter wheat is caused by cold treatment. *Plant Physiology*. 1991. Vol. 97. P. 1265-1267.
- <sup>897</sup> Creissen G.P., Edwards E.A., Mullineaux P.M. 1994. Glutathione reductase and ascorbate peroxidase. In: Foyer CH, Mullineaux PM, eds. Causes of photooxidative stress and amelioration of defence systems in plants. Boca Raton, Florida: CRC Press. P. 343-364.
- <sup>898</sup> Schweitzer R.H., Brudvig G.W. Fluorescence quenching by chlorophyll cations in photosystem II. *Biochemistry*. 1997. Vol. 36. P. 11351–11359.
- <sup>899</sup> Boucher N., Carpentier R.  $Hg^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$  and  $Pb^{2+}$  – induced changes in photosystem II photochemical yield and energy storage in isolated thylakoid membranes: A study using simultaneous fluorescence and photoacoustic measurements. *Photosynthesis Research*. 1999. Vol. 59. P. 167–174
- <sup>900</sup> Hendry G.A.F., Baker A.J.M., Ewart C.F. Cadmium tolerance and toxicity, oxygen radical processes and molecular damage in cadmium-tolerant and cadmium-sensitive clones of *Holcus lanatus*. *Acta Botanica Neerlandica*. 1992. Vol. 41. P. 271-281.
- <sup>901</sup> Edwards R. Characterization of glutathione trans-ferases and glutathione peroxidases in pea (*Pisum sativum*). *Physiologia Plantarum* 1996. Vol. 98. P. 594–604.
- <sup>902</sup> Foyer C.H., Lelandas M., Galap C., Kunert K.J. Effects of elevated cytosolic glutathione reductase activity on the cellular glutathione pool and photosynthesis in leaves under normal and stress condition. *Plant Physiology*. 1991. Vol. 97. P. 863-872.
- <sup>903</sup> Rashid A., Camm E.L., Ekramoddoullah A.K.M. Molecular mechanism of action of  $Pb^{2+}$  and  $Zn^{2+}$  on water oxidizing complex of photosystem II. *FEBS Letters*. 1994. Vol. 350. P. 296–298.
- <sup>904</sup> Ahmed A., Tajmir-Riahi H.A. Interaction of toxic metal ions  $Cd^{2+}$ ,  $Hg^{2+}$  and  $Pb^{2+}$  with light-harvesting proteins of chloroplast thylakoid membranes. An FTIP spectroscopic study. *Journal of Inorganic Biochemistry*. 1993. Vol. 50. P. 235–243.
- <sup>905</sup> Mohanti N., Vass I., Demeter S. Impairment of photosystem II activity at the level of secondary quinone electron acceptor in chloroplasts treated with cobalt, nickel and zinc ions. *Physiologia Plantarum*. 1989. Vol. 76. P. 386–390.
- <sup>906</sup> Veeranjanyulu K., Das V.S.R. Intrachloroplast localication of  $^{65}Zn$  and  $^{63}Ni$  in a Zn-tolerant plant, *Ocimum basilicum* Benth. *Journal of Experimental Botany*. 1982. Vol. 33. P. 1161–1165.
- <sup>907</sup> Axelrod H.L., Abresch E.C., Paddock M.L. Determination of the binding sites of the proton transfer inhibitors  $Cd^{2+}$  and  $Zn^{2+}$  in bacterial reaction centers. PNAS. 2000. Vol. 97. № 4. P. 1542–1547.

<sup>908</sup> Utschig L.M., Poluektov O., Schlesselman S.L. Cu<sup>2+</sup> site in photosynthetic bacterial reaction centers from *Rhodobacter sphaeroides*, *Phodobacter capsulatus*, and *Rhodopseudomonas viridis*. *Biochemistry*. 2001. Vol. 40. № 20. P. 6132–6141.

<sup>909</sup> Paddock M.L., Graige M.S., Feher G., Okamura M.Y. Identification of the proton pathway in bacterial reaction centers: Inhibition of proton transfer by binding of Zn<sup>2+</sup> or Cd<sup>2+</sup>. *PNAS*. 1999. Vol. 96. № 11. P. 6183–6188.

<sup>910</sup> del Río LA, Ortega MG, Lopez AL, Gorge JL. A more sensitive modification of the catalase assay with the Clark oxygen electrode: application to the kinetic study of the pea leaf enzyme. *Analytical Biochemistry* 1977. Vol. 80. P. 409–415.

<sup>911</sup> Barclay L.R.C. The cooperative antioxidant role of glutathione with a lipid-soluble and a water-soluble antioxidant during peroxidation of liposomes initiated in the aqueous phase and in the lipid phase. *Journal of Biological Chemistry*. 1988. Vol. 263. P. 16138–16142.

<sup>912</sup> Griffith O.W. Determination of glutathione disulphide using glutathione reductase and 2-vinylpyridine. *Analytical Biochemistry*. 1980. Vol. 106. P. 207–212.

<sup>913</sup> Подорванов В.В., Полищук А.В., Золотарева Е.К. Влияние ионов меди на светоиндуцированный протонный перенос в хлоропластах шпината. *Биофизика*. 2007. 52. № 6. С. 1049–1053.

<sup>914</sup> Полищук О.В., Подорванов В.В., Ситник С.К. Вплив іонів цинку на протонний перенос в ізольованих хлоропластах шпинату. *Доповіді НАН України*. 2007. № 8. С. 174–178.

<sup>915</sup> Полищук А.В., Топчий Н.Н., Сытник К.М. Влияние ионов тяжелых металлов на перенос электронов на акцепторной стороне фотосистемы II. *Доповіді НАН України*. 2009. № 6. С. 204–211.

<sup>916</sup> Сметанин В.И. Защита окружающей среды от отходов производства и потребления. М.: Колос, 2000. 230 с.

<sup>917</sup> Alscher R.G., Donahue J.L, Cramer C.L. Reactive oxygen species and antioxidants: relationships in green cells. *Physiologia Plantarum*. 1997. Vol. 100. P. 224–233.

<sup>918</sup> Bartling D, Rodzio R, Steiner U, Weiler EW. A glutathione-S-transferase with glutathione-peroxidase activity from *Arabidopsis thaliana*. Molecular cloning and functional characterization. *European Journal of Biochemistry*. 1993. Vol. 216. P. 579–586.

<sup>919</sup> Smith I.K., Vierheller T.L., Thorne C.A. Assay of glutathione reductase in crude tissue homogenates using 5,5'-dithiobis (2-nitrobenzoic acid). *Analytical Biochemistry*. 1988. Vol. 175. P. 408–413.

<sup>920</sup> Jiménez A., Hernández J.A., del Río L.A., Sevilla F. Evidence for the presence of the ascorbate-glutathione cycle in mitochondria and peroxisomes of pea leaves. *Plant Physiology* 1997. Vol. 114. P. 275–284.

<sup>921</sup> Tommey A.M., Shi J., Lindsay W.P., Urwin P.E., Robinson N.J. Expression of the pea gene PsMTA in *E. coli* metal-binding properties of the expressed protein. *FEBS Letters*. 1991. Vol. 292. P. 48–52.

<sup>922</sup> Оксенгендлер Г.И. Яды и противоядия. М.: Наука, 1982. 192 с.

<sup>923</sup> Щербakov Л. А. Перспективы использования биохимических методов газоочистки в решении проблемы уменьшения вредных выбросов в атмосферу. Обзорная информация. Минск: ЛОРАНЖ-2. 2001. 32 с.

<sup>924</sup> Stobart A.K., Griffiths W.T., Ameen-Bukhari I., Sherwood R.P. The effect of Cd<sup>2+</sup> on biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. *Physiologia Plantarum*. 1985. Vol. 63. P. 293–298.

- <sup>925</sup> Юрин В. М. Основы ксенобиологии. Минск: Новое знание, 2002. 266 с.
- <sup>926</sup> Yamaguchi K., Mori H., Nishimura M. A novel isozyme of ascorbate peroxidase localized on glyoxysomal and leaf peroxisomal membranes in pumpkin. *Plant and Cell Physiology*. 1995. Vol. 36. P. 1157-1162.
- <sup>927</sup> Vojtechova M., Leblova S. Uptake of lead and cadmium by maize seedlings and the effect of heavy metals on the activity of phosphoenolpyruvate carboxylase isolated from maize. *Biologia Plantarum*. 1991. Vol. 33. P. 386–394.
- <sup>928</sup> Baszinsly T., Wajda L., Krol M. et al. Photosynthetic activities of cadmium-treated tomato plants. *Physiologia Plantarum*. 1980. Vol. 48. P. 365–370.
- <sup>929</sup> Илькун Г.М. Загрязнители атмосферы и растения. Киев: Наукова думка. 1978. 246 с.
- <sup>930</sup> Веселова Т.В. Стресс у растений / Т.В. Веселова, В.А. Веселовский, Д.С. Чернавский. Москва: изд-во МГУ. 1993. 144 с.
- <sup>931</sup> Клеточные механизмы адаптации растений к неблагоприятным воздействиям экологических факторов в естественных условиях / Е. Л. Кордюм, К. М. Сытник, В. В. Бараненко и др. Киев : Наукова думка, 2003. 279 с.
- <sup>932</sup> Сыщикова Д.В. Изменение концентрации восстановленной формы глутатиона у проростков гороха при действии на них ионов Cd и Ni. *Украинский биохимический журнал*. 2002. Т. 74. № 45. С. 140–141.
- <sup>933</sup> Thomas W.A. Accumulation of rare earths and circulation of cerium by mockernut hickory trees. *Canadian Journal of Botany*. 2011. Vol. 53. P. 1159–1165.
- <sup>934</sup> Hideki I. Rare earth elements (REEs) in naturally grown plants in relation to their variation in soils. *Environmental Pollution*. 1999. Vol. 76. P. 157.
- <sup>935</sup> Довгалюк А. Забруднення докільля токсичними металами та його індикація за допомогою рослинних тестових систем. *Біологічні Студії*. 2013. Т. 7. № 1. С. 197–204.
- <sup>936</sup> Ko B.G., Anderson C.W., Bolan N.S., Huh K.Y., Vogeler I. Potential for the phytoremediation of arsenic-contaminated mine tailings in Fiji. *Soil Research*. 2008. Vol. 46. № 7. P. 493–501.
- <sup>937</sup> Жуйкова Т.В., Позолотина В.Н., Безель В.С. Разные стратегии адаптации растений к токсическому загрязнению среды тяжелыми металлами (на примере *Taraxacum officinale* S.L.). *Экология*. 1999. № 3. С. 189–196.
- <sup>938</sup> Jócsák I., Végvári G., Droppa M. Heavy metal detoxification by organic acids in barley seedlings. *Acta Biologica Szegediensis*. 2005. Vol. 49. № 1–2. P. 99–101.
- <sup>939</sup> Morsy A.A., Salama K.H.A., Kamel H.A., Mansour M.M.F. Effect of heavy metals on plasma membrane lipids and antioxidant enzymes of *Zygophyllum species*. *Eurasian Journal of Biosciences*. 2012. Vol. 6. P. 1–10.
- <sup>940</sup> Лукаревская Т.В. Растения в условиях города. *Биология*. 2007. № 8. С. 32–39.
- <sup>941</sup> Луцишин О.Г., Шандра О.В., Палапа Н.В. Вплив техногенного забруднення на функціональний стан зелених зон Київського мегаполісу. *Захист довкілля від антропогенного навантаження*. 2008. Вип. 1(17). С. 76–87.
- <sup>942</sup> Беликов В.Г. Фармацевтическая химия : учебное пособие. М.: МЕДпресс-информ, 2009. 616 с.
- <sup>943</sup> Тарасов А.В., Смирнова Т.В. Основы токсикологии: учебное пособие. М.: Маршрут, 2006. 160 с.

---

<sup>944</sup> Зинина О.Т. Влияние некоторых тяжёлых металлов и микроэлементов на биохимические процессы в организме человека. *Избранные вопросы судебно-медицинской экспертизы*. Хабаровск, 2001. № 4. С. 99–105.

<sup>945</sup> Uraguchi S., Fujiwara T. Cadmium transport and tolerance in rice: perspectives for reducing grain cadmium accumulation. *Rice*. 2012. Vol. 5. P. 5.

<sup>946</sup> Saguru, C., Ndlovu S., Moropeng D. A review of recent studies into hydrometallurgical methods for recovering PGMs from used catalytic converters. *Hydrometallurgy*. 2018. Vol. 182. P. 44–56.

<sup>947</sup> Vogel-Mikuš K., Pongrac P., Kump P. et al. Colonization of a Zn, Cd and Pb hyperaccumulator *Thlaspi praecox* Wulfen with indigenous arbuscular mycorrhizal fungae mixture induces changes in heavy metal and nutrient uptake. *Environmental Pollution*. 2006. Vol. 139. P. 362–371.

<sup>948</sup> Asada K., Takahashi M. Production and scavenging of active oxygen in photosynthesis. In Kyle D. J., Osmond C., Arntzen C. J. [Eds.] *Photoinhibition*. Elsevier, New York. 1987. P. 227–297.

<sup>949</sup> Усманов Т.Ю., Рахманкулова З.Ф., Кулагин А.Ю. Экологическая физиология растений. Москва : Логос, 2001. С. 50–68.

<sup>950</sup> Ensley B.D. Rational for use of phytoremediation. *Phytoremediation of Toxic Metals – Using Plants to Clean Up the Environment* / Eds. I. Raskin, B.D. Ensley. New York: John Wiley & Sons, Inc., 2000. P. 3–12.

<sup>951</sup> Титов А.Ф. Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск : Карел. науч. центр РАН, 2014. С. 112–118.

<sup>952</sup> Жуйкова Т.В. Реакция ценопопуляций и травянистых сообществ на химическое загрязнение среды : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : спец. 03.00.16, 03.00.05 / Ж. В. Жуйкова. Екатеринбург, 2009. 40 с.

<sup>953</sup> Чипиляк Т.Ф. Аутоэкологія представників роду *Neurocallis* L. в умовах техногенного забруднення : автореф. дис. ... канд. біол. наук : спец. 03.00.16 / Т. Ф. Чипиляк ; Ін-т агроекології і природокористування. Київ. 2011. 21 с.

<sup>954</sup> Кулаева О.Н., Миколович Т.П., Хохлова В.А. Стрессовые белки растений. Современные проблемы биохимии / под ред. Г.К. Скрыбина, М.С. Одинцовой. Москва, 1991. С. 174–190.

<sup>955</sup> Копылова Л.В. Аккумуляция железа и марганца в листьях древесных растений в техногенных районах Забайкальского края. *Известия Самарского научного центра Российской Академии наук*. № 13. С. 18–24.

<sup>956</sup> Hassan H.M., Scandalios J.M. Superoxide dismutases in aerobic organisms / In *Stress Responses in Plants: Adaptation and Accumulation Mechanisms* / Eds. R.G. Alscher, J.R. Cumming. Wiley-Liss, New York, 1990. P. 175–199.

<sup>957</sup> Gill S. S., Khan N. A., Tuteja N. Cadmium at high dose perturbs growth, photosynthesis and nitrogen metabolism while at low dose it up regulates sulfur assimilation and antioxidant machinery in garden cress (*Lepidium sativum* L.). *Plant Science*. 2011. DOI: 10.1016/j.plantsci.2011.04.018.

<sup>958</sup> Глик Б., Пастернак Дж. Молекулярная биотехнология. Принципы и применение. М.: Мир, 2002. 589 с.

<sup>959</sup> Chongpraditnum P, Mori S, Chino M. 1992. Excess copper induces a cytosolic Cu, Zn-superoxide dismutase in soybean roots. *Plant and Cell Physiology*. Vol. 33. P. 239-244.

- <sup>960</sup> Freitas A.J., Rocha J.B., Wolosker H., Souza D.O.G. Effects of Hg<sup>2+</sup> and CH<sub>3</sub> Hg<sup>+</sup> on Ca<sup>2+</sup> fluxes in rat brain microsomes. *Brain Research*. 1996. Vol. 738. Is. 2. P. 257–264.
- <sup>961</sup> Siddiqi K.S., Husen A. Green synthesis, characterization and uses of palladium/platinum nanoparticles. *Nanoscale Research Letters*. 2016. Vol. 11. P. 482.
- <sup>962</sup> Гришко В.М. Перебіг процесів пероксидного окиснення ліпідів та роль аскорбінової кислоти у формуванні адаптаційного синдрому рослин за сумісної дії кадмію та нікелю. *Доповіді Національної академії наук України*. 2009. № 2. С. 154–162.
- <sup>963</sup> Феник С.И., Трофимьяк Т.Б., Блюм Я.Б. Механизмы формирования устойчивости растений к тяжелым металлам. *Успехи современной биологии*. 1995. Т. 115. Вып. 3. С. 261–275.
- <sup>964</sup> Fadzilla N.M., Finch R.P., Burdon R.H. Salinity, oxidative stress and antioxidant responses in root cultures of rice. *Journal of Experimental Botany*. 1997. Vol. 48. P. 325–331.
- <sup>965</sup> Зубровська О.М., Гришко В. Зміни складу поверхневих ліпідів кутикули *Populus italic* та *Betula pendula* в умовах забруднення. *Біологічний вісник МДПУ*. 2014. № 2. С. 142–154.
- <sup>966</sup> Wilson-Corral V., Anderson C.W., Rodriguez-lopez M. Gold phytomining. A review of the relevance of this technology to mineral extraction in the 21st century. *Journal of Environmental Management*. 2012. Vol. 111. P. 249–257.
- <sup>967</sup> Jaspers P., Kangasjärvi J. Reactive oxygen species in abiotic stress signaling. *Physiologia Plantarum*. 2010. Vol. 138. P. 405–413.
- <sup>968</sup> Greger M., Johansson M. Cadmium effects on leaf transpiration of sugar beet (*Beta vulgaris*). *Physiologia Plantarum*. 2006. Vol. 86. P. 465–473.
- <sup>969</sup> Gong J.M., Lee D.A., Schroeder J.I. Long distance root-to-shoot transport of phytochelatins and cadmium in Arabidopsis. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 2003. Vol. 100. P. 10118–10123.
- <sup>970</sup> Kabala K., Janicka-Russak M. Differential regulation of vacuolar H<sup>+</sup> – ATPase and H<sup>+</sup> – PPase in Cucumis sativus roots by zinc and nickel. *Plant Science*. 2011. Vol. 180. P. 531–539.
- <sup>971</sup> Фокина А.И., Горностаева Е.А., Огородникова С.Ю., Зыкова Ю.Н., Домрачева Л.И., Кондакова Л.В. Адаптационные резервы почвенных природных биопленок с доминированием цианобактерий рода Phormidium. *Сибирский экологический журнал*. 2015. Т. 22. № 6. С. 842–851.
- <sup>972</sup> Ершов Ю.А., Плетнева Т.В. Механизмы токсического действия неорганических соединений. М.: Медицина, 1989. 272 с.
- <sup>973</sup> Ачасова А. Просторова неоднорідність вмісту важких металів у ґрунті. *Вісник аграрної науки*. 2003. № 3. С. 77–78.
- <sup>974</sup> Anderson C., Moreno F., Meech J.A. A field demonstration of gold phytoextraction technology. *Minerals Engineering*. 2005. Vol. 18. № 4. P. 385–392.
- <sup>975</sup> Tzvetkova C., Bozhkov O., Borisova L., Rhenium Phytomining by Alfalfa (Medicago) from Soils of Ore Dressing Regions at Laboratory Conditions, *Proc. 7th Symposium on Technetium and Rhenium-Science and Utilisation, Moscow, Russia*. 2011. P. 262–264.
- <sup>976</sup> Bozhkov O. et al. Study of rhenium accumulation in plants. *Trends in Inorganic Chemistry*. 2006. Vol 9. P. 1–10.
- <sup>977</sup> Данильчук О.В., Гришко В.М. Оцінка стану насаджень тополь на промислових майданчиках гірничорудних підприємств. *Агробіологія: збірник наукових праць Білоцерківського національного аграрного університету*. 2012. Вип. 8 (94). С. 57–60.

- <sup>978</sup> Grill E., Winnacker E.-L., Zenk M.H. Phytochelatins: the principal heavy metal complexing peptides of higher plants. *Science*. 1985. Vol. 230. P. 674-676.
- <sup>979</sup> Maksymiec W. Signaling responses in plants to heavy metal stress. *Acta Physiologiae Plantarum*. 2007. Vol. 29. P. 177-187.
- <sup>980</sup> Foyer C. H., Noctor G. Oxidant and antioxidant signalling in plants: a reevaluation of the concept of oxidative stress in a physiological context. *Plant, Cell & Environment*. 2005. Vol. 28. P. 1056-1071.
- <sup>981</sup> Verbruggen N., Hermans C., Schat H. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants. *Current Opinion in Plant Biology*. 2009. Vol. 12. P. 364-372.
- <sup>982</sup> Leopold I., Gunther D., Schmidt J., Neumann D. Phytochelatins and heavy metal tolerance. *Phytochemistry*. 1999. Vol. 50. P. 1323-1328.
- <sup>983</sup> Manara A. Plant responses to heavy metal toxicity. Plant and heavy metals. Ed. A. Furini. Springer Briefs in Molecular Science. NY: Springer, 2012. P. 27-52.
- <sup>984</sup> Шафран Л.М., Большой Д.В., Пыхтеева Е.Г., Третьякова Е.М. Роль лизосом в механизме защиты и повреждения клеток при действии тяжёлых металлов. *Современные проблемы токсикологии*. 2004. № 3. С. 17-24.
- <sup>985</sup> Лелевич В.В. Биологическая химия. Гродно: ГрГМУ, 2009. 316 с.
- <sup>986</sup> Barconi D., Bernardini G., Santucci A. Linking protein oxidation to environmental pollutants: redox proteome approaches. *Journal of Proteomics*. 2011. Vol. 74. № 11. P. 2324-2337.
- <sup>987</sup> Micronutrient Interactions: Vitamins, Minerals, and Hazardous Elements. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1980. P.335.
- <sup>988</sup> Wang H., Zhao S. C., Liu R. L. et al. Changes of photosynthetic activities of maize (*Zea mays* L.) seedlings in response to cadmium stress. *Photosynthetica*. 2009. Vol. 47. № 2. P. 277-283.
- <sup>989</sup> Mac Farlane G.R., Burchett M.D. Photosynthetic pigments and peroxidase activity as indicators of heavy metal stress in the grey mangrove *Avicennia marina*. *Marine Pollution Bulletin*. 2001. Vol. 42. P. 223-240.
- <sup>990</sup> Shaw B.P. Effects of mercury and cadmium on the activities of antioxidative enzymes in the seedlings of *Phaseolus aureus*. *Biologia Plantarum*. 1995. Vol. 37. P. 587-596.
- <sup>991</sup> Минкина Т.М. Бурачевская М.В., Чаплыгин В.А. Накопление тяжелых металлов в системе почва – растение в условиях загрязнения. *Проблемы мелиорации: науч. журн. Российского НИИ*. 2011. № 4(04). С. 7-11.
- <sup>992</sup> Токсикологическая химия. Метаболизм и анализ токсикантов: учебник для вузов / Под ред. Н.И. Калетиной. М., ГЭОТАР-МЕД, 2008. 1015 с.
- <sup>993</sup> Неверова О.А. Биоэкологическая оценка загрязнения атмосферного воздуха по состоянию древесных растений. Новосибирск : Наука, 2001. 119 с.
- <sup>994</sup> Застосування рослинних тест-систем для оцінки комбінованої дії стресорів різної природи на екосистеми / О.М. Міхєєв, М.І. Гуща, Ю.В. Шиліна та ін. Науково-методичний журнал Миколаївського державного гуманітарного університету ім. Петра Могили комплексу «Києво-Могилянська академія». Миколаїв, 2006. Т. 53. Вип. 40. С. 56-64.
- <sup>995</sup> Миленька М.М. Життєздатність пилку деревних рослин як критерій якості навколишнього середовища. *Екологія та ноосферологія*. 2009. Т. 20, № 1-2. С. 181-187.
- <sup>996</sup> Топчий Н.Н. Влияние тяжелых металлов на фотосинтез. *Физиология и биохимия культурных растений*. 2010. Т. 42. № 2. С. 95-106.

- <sup>997</sup> Khan M.A., Samiullah S., Singh S., Nazar R. Activities of antioxidative enzymes, sulphur assimilation, photosynthetic activity and growth of wheat (*Triticum aestivum*) cultivars differing in yield potential under cadmium stress. *Journal of Agronomy and Crop Science*. 2007. Vol. 193. P. 435–444.
- <sup>998</sup> Janicka-Russak M. Plant plasma membrane H<sup>+</sup>-ATPase in adaptation of plants to abiotic stresses. Abiotic stress response in plants – physiological, biochemical and genetic perspectives. Ed. A. Shanker. Rijeka (Croatia): INTECH, 2011. P. 197–218.
- <sup>999</sup> Janicka-Russak M., Kłobus G. Modification of plasma membrane and vacuolar H<sup>+</sup>-ATPase in response to NaCl and ABA. *Journal of Plant Physiology*. 2007. Vol. 164. P. 295–302.
- <sup>1000</sup> Бессонова В.П., Иванченко О.Є., Пономарьова О.А. Одночасний вплив важких металів (Pb<sup>2+</sup> і Cd<sup>2+</sup>) та засолення на стан асиміляційного апарату і вміст пігментів фотосинтезу пажитниці багаторічної. Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія». 2015. Вип. 23 (1). С. 15–20.
- <sup>1001</sup> Корнелюк Н.М. Природні фактори аеротехногенного забруднення м. Черкаси важкими металами. *Вісник Львівської політехніки. Серія. «Хімія, технологія речовин та їх застосування»*. 2007. № 590. С. 260–269.
- <sup>1002</sup> Бабкин В.В. Физико-биохимические аспекты действия тяжелых металлов на растения. *Химия в сельском хозяйстве*. 1995. № 5. С. 17–21.
- <sup>1003</sup> Бухарина И.Л., Двоглазова А.А. Биоэкологические особенности травянистых и древесных растений в городских насаждениях: монография. Ижевск: Изд-во «Удмуртский университет», 2010. 184 с.
- <sup>1004</sup> Цирк М. Исследование состояния воздушного бассейна городов с помощью природных индикаторов : автореф. дис. ... канд. геогр. наук : спец.11.00.11 / М. Цирк; Моск. гос. Ун-т им. Михаила Ломоносова. Москва, 1992. 24 с.
- <sup>1005</sup> Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Ленинград: Агропромиздат, 1987. С. 87–92.
- <sup>1006</sup> Крамаренко В.Ф. Токсикологическая химия. Киев: Выща школа, 1989. 370 с.
- <sup>1007</sup> Bozhkov O., Tzvetkova C., Blagoeva T. An Approach to Rhenium Phytorecovery from Soils and Waters in Ore Dressing Regionsof Bulgaria, *Proc. WSEAS Intl. Conf. on Waste Management, WaterPollution, Air Pollution, Indoor Climate, Corfu, Greece*, 2008. P. 262–265.
- <sup>1008</sup> Гуральчук Ж.З. Дослідження акумуляції важких металів рослинами з метою їх використання для фітореMediaції ґрунтів. *Відновлення порушених природних екосистем: матер. IV Міжнар. наук. конф.*, м. Донецьк, 18–21 жовтня 2011 р. Донецьк, 2011. С. 116–119.
- <sup>1009</sup> Metalle in der Umwelt. Verteilung, Analytik und biologische Relevanz. Herausgegeben von E. Merian. Verlag Chemie. Weinheim-Deerfield Beach. Florida-Basel, 1984. 722 p.
- <sup>1010</sup> Ибрагимова Э.Э. Влияние техногенного загрязнения на жизнеспособность женских генеративных органов и качество семян *Pinus sylvestris* L. *Ученые записки Таврического национального университета им. В. И. Вернадского. Серия «Биология, химия»*. 2010. Т. 23 (62). № 2. С. 89–95.
- <sup>1011</sup> Wood S.A. The role of humic substances in the transport and fixation of metals of economic interest (Au, Pt, Pd, U, V). *Ore Geology Reviews*. 1996. Vol. 11. № 1-3. P. 1–31.
- <sup>1012</sup> Wierzbicka M. Lead in apoplast of *Allium cepa* L. root tips – ultrastructural studies. *Journal of Plant Physiology*. 1998. Vol. 133. P. 105–119.

- <sup>1013</sup> Wilson-Corral V., Anderson C., Rodriguez-Lopez M., Arenas-Vargas M., Lopez-Perez J. Phytoextraction of gold and copper from mine tailings with *Helianthus annuus* L. and *Kalanchoe serrata* L. *Minerals Engineering*. 2011. Vol. 24. P. 1488–1494.
- <sup>1014</sup> Спосіб визначення толерантності вищих рослин до техногенного хімічного забруднення навколишнього середовища : пат. 21281 Україна: МПК G01N 17/00, G01N 1/00 / Ібрагімова Е. Е., Балічієва Д. В. u200608732; заявл. 04.08.2006; опубл. 15.03.2007, 2007. Бюл. № 3. 4 с.
- <sup>1015</sup> Коршиков И.И., Терлыга Н.С., Бычков С.А. Популяционно-генетические проблемы дендротехногенной интродукции (на примере сосны крымской). Донецк : ООО «Лебедь», 2002. 32 с.
- <sup>1016</sup> Коршиков И.И. Якість пилюк *Pinus pallasiana* (Pinaceae) з насаджень екологічно безпечних і техногенно забруднених територій степової зони України. *Український ботанічний журнал*. 2014. Т. 71. № 5. С. 590–598.
- <sup>1017</sup> Исидоров В.А. Введение в химическую экотоксикологию: Учеб. пособие. СПб: Химиздат, 1999. 144 с.
- <sup>1018</sup> Северюхина О. А. Репродуктивные особенности *Taraxacum officinales*. 1. в условиях химического загрязнения среды : автореф. дис. канд.биол. наук : спец. 03.00.16 / О. А. Северюхина. Екатеринбург, 2004. 24 с.
- <sup>1019</sup> Северюхина О.А. Жуйкова Т.В. Функциональное состояние пыльцы *Taraxacum officinales*. Л. в условиях химического загрязнения среды. *Проблемы глобальной и региональной экологии : матер. конф. молод. ученых, 31 марта–4 апр. 2003 г.* ИЭРиЖ УрО РАН. Екатеринбург. 2003. С. 233–241.
- <sup>1020</sup> Третьякова И.Н., Носкова Н.Е. Пыльца сосны обыкновенной в условиях экологического стресса. *Экология*. 2004. № 1. С. 1–8.
- <sup>1021</sup> Bozhkov O., Tzvetkova C., Advantages of Rhenium Phytomining by Lucerne and Clover from Ore Dressing Soils, *Proc. 7th WSEAS Intl. Conf. on Environment, Ecosystems and Development (EED '09), WSEAS Press, Puerto De La Cruz, Tenerife, Canary Islands, Spain, 6,2009.* 2009. P. 127–131.
- <sup>1022</sup> Лянгузова И.В. Влияние аэротехногенного загрязнения на прорастание семян и рост проростков дикорастущих растений. *Физиология растений*. 2011. Т. 58. № 6. С. 844–852.
- <sup>1023</sup> Tessier A., Campbell P.G., Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*. 1979. Vol. 5. № 7. P. 844–851.
- <sup>1024</sup> Бессонова В.П. Насіннева продуктивність деревних рослин в умовах забруднення довкілля хлором та його сполуками. *Український ботанічний журнал*. 2007. Т. 64. № 1. С. 115–121.
- <sup>1025</sup> Vranová E., Inzé D., Van Breusegem F. Signal transduction during oxidative stress. *Journal of Experimental Botany*. 2002. Vol. 53. № 372. P. 1227–1236.
- <sup>1026</sup> Veiga M.M., Schorscher H.D., Fyfe W.S. Relationship of copper with hydrous ferric oxides: Salobo, Carajás, Pará, Brazil. *Ore Geology Reviews*. 1991. Vol. 6. № 2. P. 245–255.
- <sup>1027</sup> Неверова О.А. Применение фитоиндикации в оценке загрязнения окружающей среды. *Биосфера*. 2009. № 1. С. 82–92.
- <sup>1028</sup> Дзюба О.Ф. Палиноиндикация качества окружающей среды. Санкт-Петербург : Недра. 2006. 198 с.
- <sup>1029</sup> Паушева З.П. Практикум по цитологии растений: Специальность «Агрономия». 4-е изд., перераб. и доп. Москва: Агропромиздат. 1988. 271 с.



- <sup>1030</sup> Круглова Н.Н. К репродуктивной биологии злаков: качество пыльцевых зерен. Особь и популяция – стратегии развития: материалы. 9 Всероссийского популяционного семинара. Уфа. 2006. С. 135–139.
- <sup>1031</sup> Литвиненко Ю.С. Оцінка репродуктивного потенціалу видів роду *Pinus L.* на півдні степової зони України за показниками насінневої продуктивності та якості пилку. *Бюлетень ДНБС*. 2013. Вип. 108. С. 76–83.
- <sup>1032</sup> Бакташева Н. М. Морфология пыльцы весенне- и раннелетнее цветущих представителей семейства Brassicaceae. *Экология биосистем: проблемы изучения, индикации и прогнозирования: матер. II Междунар. конф., Астрахань, 25–30 августа 2009 г.* Астрахань: Изд. Дом «Астраханский университет», 2009. С. 328–332.
- <sup>1033</sup> Deng, F. et al. A member of the heavy metal P-type ATPase OsHMA5 is involved in xylem loading of copper in rice. *Plant Physiology*. 2013. Vol. 163(3). P. 1353–1362.
- <sup>1034</sup> Abisheva Z., Zagorodnyaya A. Hydrometallurgy in rare metal production technology in Kazakhstan. *Hydrometallurgy*. 2002. Vol. 63. P. 55–63.
- <sup>1035</sup> Bozhkov O., Borisova L. Extraction and Determination of Trace Amount of Rhenium in Plants. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 2003. Vol. 83. №. 2. P. 135–141.
- <sup>1036</sup> Mari, S., et al., Root-to-shoot long-distance circulation of nicotianamine and nicotianamine-nickel chelates in the metal hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Journal of Experimental Botany*. 2006. Vol. 57(15). P. 4111–4122.
- <sup>1037</sup> Kalidindi, S.B. and B.R. Jagirdar, Nanocatalysis and Prospects of Green Chemistry. *ChemSusChem*. 2012. Vol. 5(1). P. 65–75.
- <sup>1038</sup> Mendez, M.O., E.P. Glenn, and R.M. Maier, Phytostabilization Potential of Quailbush for Mine Tailings. *Journal of Environmental Quality*. 2007. Vol. 36(1). P. 245–253.
- <sup>1039</sup> Schutzendubel A., Polle A. Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *Journal of Experimental Botany*. 2002. Vol. 53(372). P. 1351–1365.
- <sup>1040</sup> Bowman A.M., Brockwell J. Forecasting lucerne productivity under dryland farming conditions in central-western and western New South Wales. *Soil Biology and Biochemistry*. 2004, Vol. 36. № 8. P. 1253–1260.
- <sup>1041</sup> Askari Zamani M. et al. Bioleaching of Sarcheshmeh molybdenite concentrate for extraction of rhenium. *Hydrometallurgy*. 2005. Vol. 80. P. 23–31.
- <sup>1042</sup> Позолотина В.Н. Внутрипопуляционная изменчивость качества семенного потомства одуванчика в зонах химического и радиоактивного загрязнения. *Экология*. 2009. № 5. С. 383–389.
- <sup>1043</sup> Habashi F. (editor), Handbook of Extractive Metallurgy, Wiley-VCH. 1997. Vol. 3. P. 1492.
- <sup>1044</sup> Мотузова Г.В., Безуглова О.С. Экологический мониторинг почв. М.: Изд-во «Академический Проект»; «Гаудеамус», 2007. 237 с.
- <sup>1045</sup> Балан В.М. Сологуб Ю.М., Файдюк В.В. Формування гібридного насіння за різних умов вирощування. *Цукрові буряки*. 2003. № 3. С. 8–9.
- <sup>1046</sup> Talgrel L. et al. The effects of green manures on yields and yield quality of spring wheat. *Agronomy Research*. 2009. Vol. 7(1). P. 125–132.
- <sup>1047</sup> Бессонова В.П., Грицай З.П., Юсьпива Т.И. Использование цитогенетических критериев для оценки мутагенности промышленных поллютантов. *Цитология и генетика*. 1996. Т. 30. № 5. С. 70–76.

- <sup>1048</sup> Приймак О.П. Оцінка стану приміагістральних територій за зміною основних характеристик цвітіння деяких декоративних квітникових рослин. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія*. 2007. № 3/1. С. 119–128.
- <sup>1049</sup> Дідух Я.П. Основи біоіндикації. К.: Наук. думка, 2012. С. 91–98.
- <sup>1050</sup> Петров В.И., Ревяко Т.И. Наркотики и яды: Психоделики и токсические вещества, ядовитые животные и растения. М., 2002. 340 с.
- <sup>1051</sup> Анисимова Г.М., Лянгузова И.В., Шамров И.И. Влияние условий загрязнения окружающей среды на репродукцию растений. *Эмбриология цветковых растений. Терминология и концепции*. СПб. 2000. Т. 3. С. 532–535.
- <sup>1052</sup> Carinanons P., Prieto J.C., Calan C. Biological quality of the air in different Urban Environments. *Materials of II Symposium on Aerobiology Vienna-Austria. 5–9 September 2000*. P. 305.
- <sup>1053</sup> Досвід комплексної оцінки та картографування факторів техногенного впливу на природне середовище міст Кривого Рогу та Дніпродзержинська / І. Д. Багрій, А. М. Білоус, Ю. Г. Вілкул [та ін.]. Київ: Фенікс, 2000. 110 с.
- <sup>1054</sup> Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. 2-е издание. Л: Гидрометеиздат, 1985. 157 с.
- <sup>1055</sup> Клименко М.О., Прищепя А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: підручник для студ. Вищих навч. закладів. К.: Академія, 2006. С. 274–285.
- <sup>1056</sup> Дідух Я.П. Основи біоіндикації. К.: Наук. думка, 2012. С. 154–162.
- <sup>1057</sup> Горова А. Про біоіндикаційну оцінку впливу на довкілля ставків-накопичувачів шахтних вод (на прикладі Червоноградського гірничопромислового регіону). *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2011. Вип. 56. С. 221.
- <sup>1058</sup> Волощинська С.С. Біоіндикація стану забруднення довкілля важкими металами (на прикладі автомагістралі «Київ-Варшава»). *Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія»*. 2008. Вип. 16. Т. 2. С. 24–28.
- <sup>1059</sup> Минибаева Ф.В., Гордон Л.Х. Продукция супероксида и активность экстраклеточной пероксидазы в растительных тканях при стрессе. *Физиология растений*. 2003. Т. 50. № 3. С. 459–464.
- <sup>1060</sup> Добровольский И.А., Гаевая Н.В., Шанда В.В. Вопросы фитоиндикации и мониторинг загрязнения атмосферного воздуха с помощью древесных растений. *Мониторинговые исследования лесных экосистем степной зоны, их охрана и рациональное использование*. Днепропетровск. 1988. С. 62–68.
- <sup>1061</sup> Одум Ю. Экология. В 2-х томах. Пер. с англ. Ю.М. Фролова. М.: Мир. 1986. 325 с.
- <sup>1062</sup> Горова А. Про біоіндикаційну оцінку впливу на довкілля ставків-накопичувачів шахтних вод (на прикладі Червоноградського гірничопромислового регіону). *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2011. Вип. 56. С. 222–223.
- <sup>1063</sup> Бертиз С., Эндерляйн Х. Влияние загрязнений воздуха на растительность. М.: Наука, 1989. 258 с.
- <sup>1064</sup> Добровольский В.В. Некоторые аспекты загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами. *Биологическая роль микроэлементов*. Москва, 1983. С. 44–55.
- <sup>1065</sup> Johnson M.S. Prevention of heavy metal pollution from mine wastes by vegetative stabilisation. *Transactions of the Institution of Mining and Metallurgy*. 1977. Vol. 86. P. 47–55.
- <sup>1066</sup> Гришко В. М. Ріст деревних рослин в умовах техногенного забруднення *Український ботанічний журнал*. 2002. Т. 59. № 1. С. 79–89.

- <sup>1067</sup> Военная токсикология, радиобиология и медицинская защита: Учебник для слушателей и курсантов военномедицинских вузов/ Под ред. С.А. Куценко. СПб.: Изд-во Военно-медицинской академии, 2003. 524 с.
- <sup>1068</sup> Авцын А.П., Жаворонков А.А., Риш М.А., Строчкова Л.С. Микроэлементозы человека: этиология, классификация, органопатология. М.: Медицина, 1991. 496 с.
- <sup>1069</sup> Бингам Ф.Т. Некоторые вопросы токсичности ионов металлов / Под ред. Х. Зингеля, А. Зингель. М.: Мир, 1993. 368 с.
- <sup>1070</sup> Nagajyoti P.C., Lee K.D., Sreekanth T.V.M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*. 2010. Vol. 8(3). P. 199–216.
- <sup>1071</sup> Фокина А.И., Ашихмина Т.Я., Домрачева Л.И., Горностаева Е.А., Огородникова С.Ю. Тяжёлые металлы как фактор изменения метаболизма у микроорганизмов (обзор). *Теоретическая и прикладная экология*. 2015. № 2. С. 5–18.
- <sup>1072</sup> Дідух Я.П. Основи біоіндикації. К.: Наук. думка, 2012. С. 254–259.
- <sup>1073</sup> Braun-Blanquet J. *Pflanzensociologie*. 3 Aufl. Wien. 1964. P. 5–20.
- <sup>1074</sup> Mirkin В.М., Ermakov N.B. The history of Braun-Blanquet approach application and the modern state of syntaxonomy in Russia. *Braun-Blanquetia. Recueil de travaux de geobotanique. Review of geobotanical monographs*. 2010. Vol. 46. P. 47–54.
- <sup>1075</sup> Braun-Blanquet J. *Pflanzensociologie*. 3 Aufl. Wien. 1964. P. 38–44.
- <sup>1076</sup> Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Pauliben D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot.* Vol. 18. P. 108–258.
- <sup>1077</sup> Lewis S., Donkin M.E., Depledge M.H. Hsp70 expression in *Enteromorpha intestinalis* (Chlorophyta) exposed to environmental stressors. *Aquatic Toxicology*. 2001. Vol. 51(3). P. 277–291.
- <sup>1078</sup> Дідух Я.П. Основи біоіндикації. К.: Наук. думка, 2012. С. 302–314.
- <sup>1079</sup> Цитогенетическое тестирование качества среды / А.И. Горовая, Т.В. Скворцова, И.И. Климкина, А.В. Павличенко. *Антропогенно-змінене середовище України: ризики для здоров'я населення та екологічних систем*. Київ, 2003. С. 502–517.
- <sup>1080</sup> Дабахов М.В., Дабахова Е.В., Титова В.И. Экотоксикология и проблемы нормирования. Н. Новгород: Изд-во ВВАГС. 2005. 165 с.
- <sup>1081</sup> Ministry of housing of Netherlands. Dutch intervention values of heavy metals and organic pollutants in soils, sediments, and ground water Physical Planning and Environmental Conservation Report HSE 94.021. 994.
- <sup>1082</sup> Rayment G., Higginson F.R. New, comprehensive soil chemical methods book for Australasia. *Journal Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2012. Vol. 43. № 1-2. P. 412–418.
- <sup>1083</sup> Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. Москва: Высшая школа, 1988. 528 с.
- <sup>1084</sup> Stadtman, E.R., Oxidation of Free Amino Acids and Amino Acid Residues in Proteins by Radiolysis and by Metal-Catalyzed Reactions. *Annual Review of Biochemistry*. 1993. Vol. 62(1). P. 797–821.
- <sup>1085</sup> Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Соломещ А.И. Современная наука о растительности. М.: Логос, 2001. С. 68.
- <sup>1086</sup> Перельман А.И. Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. Москва : Астрей-2000. 1999. 762 с.

- 
- <sup>1087</sup> Комарова І.О. Особливості функціонування рослинного організму в урботехногенній екосистемі (аналіз стану проблеми). *Питання біоіндикації та екології*. 2015. Вип. 20. № 2. С. 18–29.
- <sup>1088</sup> Wenzel W.W., et al. Rhizosphere characteristics of indigenously growing nickel hyperaccumulator and excluder plants on serpentine soil. *Environmental Pollution*. 2003. Vol. 123(1). P. 131–138.
- <sup>1089</sup> Bozhkov O., Tzvetkova C., Borisova L., Phytomining of Re-An Alternative Method for Re Production, *Proc. 7th Symp. Technetium and Rhenium-Science and Utilisation, Moscow, Russia*. 2011 P. 223-229.
- <sup>1090</sup> Скугорева С.Г., Огородникова С.Ю., Головки Т.К., Ашихмина Т.Я. Фитотоксичность фосфорорганических соединений и ртути. Екатеринбург: УрО РАН, 2008. 153 с.
- <sup>1091</sup> Adriano D.C. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. 2nd Edition, Springer-Verlag, New York. 2001. 456 p.
- <sup>1092</sup> Bolan N., Naidu R., Choppala G., Park J., Mora M.L., Budianta D., Panneerselvam P. Solute Interactions in Soils in Relation to the Bioavailability and Environmental Remediation of Heavy Metals and Metalloids. *Pedologist*, 2010. Vol. 1. P. 1–18.
- <sup>1093</sup> Wang LW et al Field trials of phytomining and phytoremediation: a critical review of influencing factors and effects of additives. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2020. Vol. 50. P. 2724–2774.
- <sup>1094</sup> Ismail S., Khan F., Zafar Iqbal M. Phytoremediation: Assessing Tolerance of Tree Species against Heavy Metal (PB and CD) Toxicity. *Pakistan Journal of Botany*. 2013. Vol. 45. 2181–2186.
- <sup>1095</sup> Turnau K., Mesjasz-Przybylowicz J. Arbuscular mycorrhiza of berkheya coddii and other Ni-hyperaccumulating members of asteraceae from ultramafic soils in South Africa. *Mycorrhiza*. 2003. Vol. 13. P. 185–190.
- <sup>1096</sup> Zengin F.K., Munzuroglu O. Effects of Some Heavy Metals on Content of Chlorophyll, Proline and Some Antioxidant Chemicals in Bean (*Phaseolus vulgaris* L.) Seedlings. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica*. 2005. Vol. 47. P. 157–164.
- <sup>1097</sup> Ochonogor R.O., Atagana H.I. Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soil by *Psoralea pinnata*. *International Journal of Environmental Science and Development*. 2014. № 5. P. 440–443.
- <sup>1098</sup> Zornoza P., Robles S., Martin N. Alleviation of nickel toxicity by ammonium supply to sunflower plants. *Plant and Soil*. 1999. Vol. 208(2). P. 221–226.
- <sup>1099</sup> Schmidt U. Enhancing Phytoextraction: The Effects of Chemical Soil Manipulation on Mobility, Plant Accumulation and Leaching of Heavy Metals. *Journal of Environmental Quality*. 2003. Vol. 32. P. 1939–1954.
- <sup>1100</sup> Oh K., Cao T., Li T., Cheng H. Study on Application of Phytoremediation Technology in Management and Remediation of Contaminated Soils. *Journal of Clean Energy Technologies*. 2014. № 2. P. 216–220.
- <sup>1101</sup> Rylott E.L., Bruce N.C. Plants Disarm Soil: Engineering Plants for the Phytoremediation of Explosives. *Trends in Biotechnology*. 2008. Vol. 27. P. 73–81.
- <sup>1102</sup> Shaw B.P., Sahu S.K., Mishra R.K. Heavy Metal Induced Oxidative Damage in Terrestrial Plants, in Heavy Metal Stress in Plants: From Biomolecules to Ecosystems, M.N.V. Prasad, Editor., Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg. 2004. P. 84–126.

<sup>1103</sup> Kabata-Pendias A. Trace Elements in Soils and Plants. 4th Edition. Boca Raton, FL: Crc Press, 2010. С. 40–52.

<sup>1104</sup> Важенин И.Г. Методические указания по агрохимическому обследованию и картографированию почв на содержание микроэлементов. М.: Изд-во ВАСХНИЛ. 1971. 79 с.

<sup>1105</sup> Журавльова І.М. Агрохімічні аспекти проявлення токсичності важких металів у системі ґрунт-рослина: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. наук: [спец] 06.01.04 «Агрофізика». ННЦ «Ін-т ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського». Харків. 24 с.

<sup>1106</sup> Spatial distribution and source identification of heavy metals in surface soils in a typical coal mine city, Lianyuan, China / J. Liang, Ch. Feng, G. Zeng [et al.] *Environmental Pollution*. 2017. Vol. 225. P. 681–690.

<sup>1107</sup> A New Method of Environmental Assessment and Monitoring of Cu, Zn, As, and Pb Pollution in Surface Soil Using Terricolous Fruticose Lichens / Yu. Sueoka, M. Sakakibara, S. Sano, Y. Yamamoto. *Environments*. 2016. Vol. 3. № 35. URL: <http://www.mdpi.com/2076-3298/3/4/35/htm>.

<sup>1108</sup> Hernandez L.E., Carpena-Ruiz R., Gárate A. Alterations in the mineral nutrition of pea seedlings exposed to cadmium. *Journal of Plant Nutrition*. 1996. Vol. 19(12). P. 1581–1598.

<sup>1109</sup> Ильин В.Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам. *Агрохимия*. 1995. № 10. С. 109–113.

<sup>1110</sup> Патент на корисну модель № 105541 UA, МПК (2006.01) G01N 33/24 Спосіб прогнозування рівня накопичення мікроелементів у сільськогосподарських культурах на фонових ґрунтах / А.І. Фатєєв, Д.О. Семенов, К.Б. Смірнова, А.М. Шемет; заявник та власник: Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського». Заявка у 2015 08913; опубл. 25.03.2016, Бюл. № 6. 4 с.

<sup>1111</sup> Бардина Т.В., Чугунова М.В., Бардина В.И. Изучение экотоксичности урбаноземов методами биотестирования. *Живые и биокосные системы*. 2013. № 5. Режим доступа: <http://www.jbks.ru/archive/issue-5/article-8>.

<sup>1112</sup> Меліорація ґрунтів (систематика, перспективи, інновації). За ред. С.А. Балюка, І.М. Ромашенка, Р.С. Трускавецького. Херсон: Грінь Д.С., 2015. 668 с.

<sup>1113</sup> Kim M.S., Min H.G., Lee S.H., Kim J.G. Effects of Various Amendments on Trace Element Stabilization in Acidic, Neutral, and Alkali Soil with Similar Pollution Index. *PLOS ONE*. 2016. Vol. 11. 12 p.

<sup>1114</sup> Rodríguez-Bocanegra J., Roca N., Febrero An. Assessment of heavy metal tolerance in two plant species growing in experimental disturbed polluted urban soil. *Journal of Soils and Sediments*. doi:10.1007/s11368-017-1666-8.

<sup>1115</sup> Topcuoğlu B. Heavy Metal Mobility and Bioavailability on Soil Pollution and Environmental Risks in Greenhouse Areas. *Bülent Topcuoğlu. IJAEE*. 2016. Vol. 3. Is. 1. P. 208–213.

<sup>1116</sup> Singhal P., Jha S.K., Thakur V.K. Assessment of Trace Element Intake through Some Vegetables to the Population of Mumbai. *Vitam Minerals*. Vol. 5. Is.1. DOI:10.4172/2376-1318.1000135.

<sup>1117</sup> Silva P.S.C. Francisconi L.S., Gonçalves R.D.M.R. Evaluation of Major and Trace Elements in Medicinal Plants. *Journal of the Brazilian Chemical Society*. 2016. Vol. 27. №. 12. P. 2273–2289.

- <sup>1118</sup> Башмаков Д.И. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений. Саранск : изд-во Морд. ун-та. 2009. 236 с.
- <sup>1119</sup> Waterlot C., Bidar G., Pelfrene A., Roussel H., Fourier H., Douay F. Contamination, fractionation and availability of metals in urban soils in the vicinity of former lead and zinc smelters, France. *Pedosphere*. 2013. Vol. 23. P. 143–159.
- <sup>1120</sup> Кузнецов А.Е., Градова Н.Б. Научные основы экобиотехнологии: учебное пособие для студентов. М.: Мир, 2006. 504 с.
- <sup>1121</sup> Алексеева-Попова Н. В. Клеточно-молекулярные механизмы металлоустойчивости растений. *Устойчивость к тяжелым металлам дикорастущих видов*. 1991. С. 5–15.
- <sup>1122</sup> Вакерич М.М., Денчиля Г.М. Дослідження толерантності вівса посівного до різних концентрацій мідного купоросу. *Довкілля і здоров'я людини: Матеріали міжнародної науково-практичної конференції. (17–19). 2008*. Ужгород. 2008. С. 178–185.
- <sup>1123</sup> Серегин И.В., Кожевникова А.Д., Грачева В.В., Быстрова Е.И., Иванов В.Б. Распределение цинка по тканям корня проростков кукурузы и его действие на рост. *Физиология растений*. 2011. Вып. 58(1). С. 85–94.
- <sup>1124</sup> Bozhkov O., Tzvetkova C., Blagoeva T. Plant Biosphere-Natural Extractor and Concentrator of Rhenium from Soils and Waters, Proc. WSEAS Intl. Conf. on Waste Menagement, Water Polution, AirPollution, Indoor Climate, Arcachon, France. 2000. P. 257–261.
- <sup>1125</sup> Міхєєв О.М., Лапань О.В. Вплив іонів кадмію (II) на ростові характеристики рослинного компоненту біоплато. *Фізіологія рослин і генетика*. 2019. Вып. 51(4). С. 338–346.
- <sup>1126</sup> Яковлева-Носарь С.О. Вплив важких металів і кислих газів на початкові стадії розвитку *Robinia pseudoacacia* L. у модельних експериментах. *Питання біоіндикації та екології*. 2008. Вып. 13 (2). С. 87–107.
- <sup>1127</sup> Ваулина Э.Н., Анисеева И.Д., Коган И.Г. Влияние ионов кадмия на деление клеток корневой меристемы *Crepis capillaries* (L.) Wallr. *Цитология и генетика*. 1978. Вып. 12(6). С. 497–502.
- <sup>1128</sup> Мельничук Ю.П. Влияние ионов кадмия на клеточное деление и рост растений [отв. ред. К. М. Сытник]; Акад. наук УССР, Ин-т физиологии растений и генетики. Киев : Наукова думка, 1990. С. 8–20.
- <sup>1129</sup> Shah K., Dubey, R.S.A. 18 kDa cadmium inducible protein complex from rice: its purification and characterization from rice (*Oryza sativa* L.) roots tissues. *Plant Physiology*. 1998. Vol. 152. P. 448–454.
- <sup>1130</sup> Лянгузова И.В. Влияние никеля и меди на прорастание семян и формирование проростков черники. *Физиология растений*. 1999. Вып. 46(3). С. 500–502.
- <sup>1131</sup> Dräger D.B., et al., Two genes encoding Arabidopsis halleri MTP1 metal transport proteins co-segregate with zinc tolerance and account for high MTP1 transcript levels. *The Plant Journal*. 2004. Vol. 39(3). P. 425–439.
- <sup>1132</sup> Desbrosses-Fonrouge A.-G., et al., *Arabidopsis thaliana* MTP1 is a Zn transporter in the vacuolar membrane which mediates Zn detoxification and drives leaf Zn accumulation. *FEBS Letters*. 2005. Vol. 579(19). P. 4165–4174.
- <sup>1133</sup> Гришко В.М., Зубровська О.М. Накопичення важких металів та перебіг вільнорадикальних реакцій в асиміляційних органах деревних рослин в умовах забруднення. *Физиология растений и генетика*. 2015. Вып. 47(1). С. 47–57.

- <sup>1134</sup> Lidsky T.I., Schneider J.S. Lead neurotoxicity in children: basic mechanisms and clinical correlates. *Brain*. 2003. Vol. 126. P. 5–19.
- <sup>1135</sup> Robinson B.H., Bañuelos G., Conesa H.M., Evangelou M.W.H., Schulin R. The phytomanagement of trace elements in soil. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2009. Vol. 28. P. 240–266.
- <sup>1136</sup> Бессонова В.П. Пасивний моніторинг забруднення середовища важкими металами з використанням рослин. *Український ботанічний журнал*. 1991. Vol. 48(2). С. 77–80.
- <sup>1137</sup> Мусієнко М.М., Гандзюра В.П., Ігнатюк О.А. Вплив свинцю на біопродукційні параметри гідромакрофітів. *Український ботанічний журнал*. 1998. Вип. 55(6). С. 609–614.
- <sup>1138</sup> Иванов В.Б., Быстрова Е.И., Серегин И.В. Сравнение влияния тяжелых металлов на рост корня в связи с проблемой специфичности и избирательности их действия. *Физиология растений*. 2003. Вип. 50(3). С. 445–454.
- <sup>1139</sup> Гуральчук Ж. З. Фітотоксичність важких металів та стійкість рослин до їх дії. Київ: Логос. 2006. С. 10–42.
- <sup>1140</sup> Основы аналитической химии. Практическое руководство: учебное пособие для вузов / В.И. Фадеева, Т.Н. Шеховцова, В.М. Иванова и др.; под ред. Ю.А. Золотова. М.: Высшая школа, 2001. 463 с.
- <sup>1141</sup> Вакерич М. 2010. Аутоекологічні дослідження реакції *Avena Sativa* L. за дії сполук купруму. Автореф. дис. канд. біол. наук. Чернівецький національний університет ім. Ю. Федьковича. 20 с.
- <sup>1142</sup> Серегин И.В., Иванов В.Б. Является ли барьерная функция эндодермы единственной причиной устойчивости ветвления корней к солям тяжелых металлов. *Физиология растений*. 1997. Вип. 44. С. 922–925.
- <sup>1143</sup> Нестерова А.Н. Действие тяжелых металлов на корни растений. Поступление свинца, кадмия и цинка в корни, локализация металлов и механизмы устойчивости растений. *Биологические науки*. 1989. Вип. 9. С. 72–86.
- <sup>1144</sup> Punz W.F., Sieghardt H. The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. *Environmental and Experimental Botany*. 1993. Vol. 33. С. 85–98.
- <sup>1145</sup> Barceló J., Poschenrieder C. Plant water relations as affected by heavy metal stress. *Plant Nutrition*. 1990. Vol. 13(1). P. 1–37.
- <sup>1146</sup> Vinod, A. et al. Characterization of untreated and alkali treated natural fibers extracted from the stem of *Catharanthus roseus*. *Materials Research Express*. 2019. Vol. 6(8), P. 1–20.
- <sup>1147</sup> Серегин И.В., Кожевникова А.Д. Физиологическая роль никеля и его токсическое действие на высшие растения. *Физиология растений*. 2006. Вип. 53(2). С. 285–308.
- <sup>1148</sup> Poschenrieder C., Gunsé B., Barceló J. Influence of cadmium on water relations, stomatal resistance, and abscisic acid content in expanding bean leaves. *Plant Physiology*. 1989. Vol. 90. P. 1365–1371.
- <sup>1149</sup> Poschenrieder C., Barceló J. Water relation in heavy metals stressed plants. Heavy Metal Stress in Plants. *From Molecules to Ecosystems*. 1999. P. 207–231.
- <sup>1150</sup> Azevedo R., Cromley J.G., Winters F.I., Moos D., Greene J.A. Adaptive human scaffolding facilitates adolescents' self-regulated learning with hypermedia. *Instructional Science*. 2005. Vol. 33(5–6). P. 381–412.
- <sup>1151</sup> Ильин В.Б. К оценке массопотока тяжелых металлов в системе почва–сельскохозяйственная культура. *Агрехимия*. 2006. №3. С. 52–65.

- <sup>1152</sup> Vassilev, A., Yordanov, I., & Tsonev, T. Effect of Cd<sup>2+</sup> on the physiological state and photosynthetic activity of young barley plants. *Photosynthetica*. 1997. Vol. 34. P. 293–302.
- <sup>1153</sup> Khurana V., Lu Y., Steinhilb M.L., Oldham S., Shulman J.M., Feany M.B. TOR-mediated cell-cycle activation causes neurodegeneration in a *Drosophila tauopathy* model. *Current Biology*. 2006. Vol. 16(3). P. 230–241.
- <sup>1154</sup> Bussler W. Nährstoffüber schuss in höheren Pflanzen auftretende Symptome. *Z. Pflanzenernähr und Bodenkunde*. Bonn. 1989. 451 p.
- <sup>1155</sup> Тарабрин, В.П. Устойчивость растений к промышленному загрязнению окружающей среды. *Промышленная ботаника*. 1980. № 10. С. 52–108.
- <sup>1156</sup> Алексеева-Попова Н. В., Игошина Т. И., Косицин А. В., Ильинская Н. Л. Устойчивость к тяжелым металлам (Pb, Zn, Cu) отдельных видов и популяций естественных фитоценозов из района медноколчеданных рудопроявлений. *Растения в экстремальных условиях минерального питания. Эколого-физиологические исследования*. 1983. С. 22–42.
- <sup>1157</sup> Маєвська С.М., Кардаш О.Р., Демків Л.О., Лобачевська О.В. Особливості поглинання іонів важких металів мохом *Plagiomnium undulatum* (Hedw.) T. Кор. та його реакція на їх токсичну дію. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2000. Вип. 26. С. 134–141.
- <sup>1158</sup> Zhang X., Lv X., Liu W., Liu C., Qiu R. Research progress of green metallurgical nickel based on phytomining. *Acta Sci Natralium Univ Sunyatseni*. 2017. Vol. 56. P. 20–29.
- <sup>1159</sup> Гливліяс Н.В., Ніколайчук В.І. Вплив важких металів на ріст рослин та вміст хлорофілу в листках *Lotus corniculatus* L. *Науковий вісник Ужгородського національного університету: Біологія*. 2001. № 9. С. 311–313.
- <sup>1160</sup> Мельничук Ю. П. Влияние ионов кадмия на клеточное деление и рост растений.; [отв. ред. К. М. Сытник]; Акад. наук УССР, Ин-т физиологии растений и генетики. Киев : Наукова думка, 1990. С. 15–25.
- <sup>1161</sup> Ількун Г.М., Маховська М.Ю. Очищення повітря рослинами від сполук свинцю. *Український ботанічний журнал*. 1978. Вип. 35(3). С. 246–248.
- <sup>1162</sup> Ольхович О.П., Смирнова Н.Г. Содержание пигментов в высших водных растениях под влиянием тяжелых металлов. *Український ботанічний журнал*. 1995. Вип. 53(2). С. 213–219.
- <sup>1163</sup> Ильин В.Б. К оценке массопотока тяжелых металлов в системе почва – сельскохозяйственная культура. *Агрoхимия*. 2006. №3. С. 52–65.
- <sup>1164</sup> Busuioc G., Nitu I., Stihl C., Gheboianu A. The capacity of some *Trifolium pratense* cultivars for accumulation heavy metals. *Bulletin of university of Agriculturae Sciences And Veterinary Medicine Clus Napocaulture*. 2008. № 2. P. 174–180.
- <sup>1165</sup> Blaylock M.J., Salt D.E., Dushenkov S., Zakharova O., Gussman C., Kapulnik Y., Ensley B.D., Raskin I. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1997. Vol. 31. P. 860–865.
- <sup>1166</sup> Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd Edition, CRC Press, Boca Raton, 2001. P. 403–411.
- <sup>1167</sup> Бессонова В.П. Вплив важких металів на пігментну систему листка. *Український ботанічний журнал*. 1992. Вип. 49(2). С. 63–66.
- <sup>1168</sup> Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М. Практикум по курсу Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: учебно-методическое пособие. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2013. 63 с.



- 
- <sup>1169</sup> Fuentes A., Lloren M., Saez J., Soler A., Aguilar M.I., Ortuno J.F., Meseguer V.F. Simple and Sequential Extractions of Heavy Metals from Different Sewage Sludge. *Chemosphere*. 2007. № 54. P. 1039–1047.
- <sup>1170</sup> Fijalkowski K., Kacprzak M., Grobelak A., Placek A. The Influence of Selected Soil Parameters on the Mobility of Heavy Metals in Soils. *Inzynieria i Ochrona Srodowiska*. 2012. № 5. P. 81–92.
- <sup>1171</sup> Chaney R.L., Oliver D.P. Sources, Potential Adverse Effects and Remediation of Agricultural Soil Contaminants. *Proceedings of the First Australasia-Pacific Conference on Contaminants and Soil Environment in the Australasia-Pacific Region*, Adelaide, 18–23 February 1996. P. 323–359.
- <sup>1172</sup> Siebielec G., Stuczynski T., Korzeniowska–Puculek R. Metal Bioavailability in Long-Term Contaminated Tarnowskie Gory Soils. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2006. Vol. 15. P. 121–129.
- <sup>1173</sup> Yuan M et al Accumulation and fractionation of rare earth elements (REEs) in the naturally grown *Phytolacca americana* L. in southern China. *International Journal of Phytoremediation*. 2018. Vol. 20. P. 415.
- <sup>1174</sup> Pichtel J., Anderson M. Trace Metal Bioavailability in Municipal Solid Waste and Sewage Sludge Com posts. *Bioresource Technology*. 1997. Vol. 60. P. 223–229.
- <sup>1175</sup> Singh J., Kalamdhad A.S. Chemical Speciation of Heavy Metals in Compost and Compost Amended Soil – A Review. *International Journal of Environmental Engineering Research*. 2013. № 2. P. 27–37.
- <sup>1176</sup> Jadia C.D., Fulekar M.H. Phytoremediation: The Application of Vermicompost to Remove Zinc, Cadmium, Copper, Nickel and Lead by Sunflower Plant. *Environmental Engineering and Management Journal*. 2008. № 7. P. 547–558.
- <sup>1177</sup> Boonyapookana B., Parkpian P., Techapinyawat S., Delaune R.D., Jugsujinda A. Phytoaccumulation of Lead by Sunflower (*Helianthus annuus*), Tobacco (*Nicotiana tabacum*), and Vetiver (*Vetiveria zizanioides*). *Journal of Environmental Science and Health*. 2005. Vol. 40. P. 117–137.
- <sup>1178</sup> Frausto da Silva J.J.R., Williams R.J.P. The Biological Chemistry of the Elements: The Inorganic Chemistry of Life. Oxford University Press, Oxford. 2011. 584 p.
- <sup>1179</sup> Vamerali T., Bandiera M., Mosca G. Field Crops for Phytoremediation of Metal-Contaminated Land: A Review. *Environmental Chemistry Letters*. 2010. Vol. 8. P. 4–6.
- <sup>1180</sup> Wierzbicka M., Obidzinska J. The Effect of Lead on Seed Imbibition and Germination in Different Plant Species. *Plant Science*. 1998. Vol. 137. P. 155–171.
- <sup>1181</sup> Дмитраков Л.М., Дмитракова Л.К., Абашина Н.А. Влияние свинца на морфометрические показатели овса. *Агрехимия*. 2004. №8. С. 48–53.
- <sup>1182</sup> United States Environmental Protection Agency. Brownfields Technology Primer: Selecting and Using Phytoremediation for Site Cleanup. USEPA, Washington DC. 2001. P. 8–10.
- <sup>1183</sup> Pivetz P. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites. EPA/540/S-01/ 500, United States Environmental Protection Agency (EPA), Washington DC, 2001. P. 20–22.
- <sup>1184</sup> Sharma H.D., Reddy K.R. Geoenvironmental Engineering: Site Remediation, Waste Containment and Emerging Waste Management Technologies. John Wiley and Sons. New York. 2004. 407 p.
- <sup>1185</sup> Kubota H., Takenaka C. (2003). Field Note: *Arabis gemmifera* is a hyperaccumulator of Cd and Zn. *International Journal of Phytoremediation*. 2003. Vol. 5. P. 197–201.

- 
- <sup>1186</sup> Shu W.S., Xia H.P., Zhang Z.Q. Use of Vetiver and Three Other Grasses for Revegetation of Pb/Zn Mine Tailings: Field Experiment. *International Journal of Phytoremediation*. 2002. №4. P. 47–57.
- <sup>1187</sup> Galiulin R.V., Bashkin V.N., Kucharski R. Influence of phytoextraction effectors on the ferment activity of heavy metal polluted soil. *Land Contamination a. Reclamation*. 1999. № 3. P. 133–141.
- <sup>1188</sup> Malik R.N., Husain S.Z., Nazir I. Heavy Metal Contamination and Accumulation in Soil and Wild Plant Species from Industrial Area of Islamabad, Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*. 2010. Vol. 42, P. 291–301.
- <sup>1189</sup> Hubbard C.E. Grasses: A Guide to Their Structure, Identification, Uses, and Distribution in the British Isles. Penguin Books, London. 1954. 402 p.
- <sup>1190</sup> Xia H.P., Ao H.X., Liu S.Z., He D.Q. Application of the Vetiver Eco-Engineering for the Prevention of Highway Slippage in South China. *Proceedings of the 1 st Asia-Pacific Conference on Ground and Water Bioengineering for Erosion Control and Slope Stabilization*, Manila, 19–21 April 1999, 522–527.
- <sup>1191</sup> Ye Z.H., Wong J.W.C., Wong M.H. Vegetation Response to Lime and Manure Compost Amendments on Acid Lead/Zinc Mine Tailings: A Greenhouse Study. *Restoration Ecology*. 2000. № 8. P. 289–295.
- <sup>1192</sup> Sinha S., Mishra R.K., Sinam G., Mallick S., Gupta A.K. Comparative Evaluation of Metal Phytoremediation Potential of Trees, Grasses and Flowering Plants from Tannery Wastewater Contaminated Soil in Relation with Physico-Chemical Properties. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. 2013. Vol. 22. P. 958–963.
- <sup>1193</sup> Garba S.T., Osemeahon A.S., Humphrey M., Barminas J.T. Ethylene Diamine Tetraacetic Acid (EDTA) – Assisted Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soil by *Eleusineindica* L. Gearth. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*. 2011. Vol. 4. P. 103–109.
- <sup>1194</sup> Hamzah A., Priyadarshini R. Identification of Wild Grass as Remediator Plant on Artisanal Gold Mine Tailing. *Plant Science International*. 2014. № 1. P. 33–40.
- <sup>1195</sup> Tiedemann A.R., Klemmedson J.O. Responses of Desert Grassland Vegetation to Mesquite Removal and Regrowth. *Journal of Range Management*. 2004. Vol. 57. P. 455–465.
- <sup>1196</sup> Stomp A.M., Han K.H., Wilbert S., Gordon M.P., Cunningham S.D. Genetic Strategies for Enhancing Phytoremediation. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1994. № 1. P. 481–491.
- <sup>1197</sup> Cechmankova J., Vacha R., Skala J., Havelkova M. Heavy Metals Phytoextraction from Heavily and Moderately Contaminated Soil by Field Crops Grown in Monoculture and Crop Rotation. *Soil and Water Research*. 2011. № 6. P. 120–130.
- <sup>1198</sup> Kidd P., Barcelo J., Bernal M.P., Navari-Izzo F., Poschenrieder C., Shilev S., Clemente R., Monterroso C. Trace Element Behaviour at the Root-Soil Interface: Implications in Phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany*. 2009. Vol. 67. P. 250–252.
- <sup>1199</sup> Sanchez J.E., Willson T.C., Kizilkaya K., Parker E., Harwood R.R. Enhancing the Mineralizable Nitrogen Pool through Substrate Diversity in Long Term Cropping Systems. *Soil Science Society of America Journal*. 2001. Vol. 65. P. 1442–1447.
- <sup>1200</sup> Carvalho A., Nabais C., Roiloa S.R., Rodriguez-Echeverria S. Revegetation of Abandoned Copper Mines: The Role of Seed Banks and Soil Amendments. *Web Ecology*. 2013. Vol. 13. P. 69–77.

- <sup>1201</sup> Elekes C.C. Eco-Technological Solutions for the Remediation of Polluted Soil and Heavy Metal Recovery. In: Hernández-Soriano, M.C., Ed., *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*. 2014. P. 315–335.
- <sup>1202</sup> Sinha S., Mishra R.K., Sinam G., Mallick S., Gupta A.K. Comparative Evaluation of Metal Phytoremediation Potential of Trees, Grasses and Flowering Plants from Tannery Wastewater Contaminated Soil in Relation with Physico-Chemical Properties. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. 2013. Vol. 22. P. 968–971.
- <sup>1203</sup> Tordoff G.M., Baker A.J.M., Willis A.J. Current Approaches to the Revegetation and Reclamation of Metalliferous Mine Wastes. *Chemosphere*. 2013. № 41. P. 219–228.
- <sup>1204</sup> Compton H.R., Prince G.R., Fredericks S.C., Gussman C.D. Phytoremediation of Dissolved Phase Organic Compounds: Optimal Site Considerations Relative to Field Case Studies. *Remediation*. 2003. Vol. 13. P. 21–37.
- <sup>1205</sup> United States Environmental Protection Agency, USEPA. Electrokinetic and Phytoremediation *in Situ* Treatment of Metal-Contaminated Soil: State-of-the-Practice. Draft for Final Review. EPA/542/R-00/XXX. US Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office, Washington DC. 2000. 159 p.
- <sup>1206</sup> Wei Z et al Rare earth elements in naturally grown fern *Dicranopteris linearis* in relation to their variation in soils in South-Jiangxi region (Southern China). *Environmental Pollution*. 2001. Vol. 114. P. 345–355.
- <sup>1207</sup> Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd Edition, CRC Press, Boca Raton, 2001. P. 106–114.
- <sup>1208</sup> Hamon R.E., Wundke J., McLaughlin M.J., Naidu, R. Availability of Zinc and Cadmium to Different Plant Species. *Australian Journal of Soil Research*. 1997. Vol. 35. P. 1267–1277.
- <sup>1209</sup> Hamon R., McLaughlin M. Food Crop Edibility on the Ok Tedi/Fly River Flood Plain. Report for OK. 2003. 66 p.
- <sup>1210</sup> Felix H.R. Phytoremediation. Field trials in the years 1993-1998. Proc. Extend. Abstracts 5 Inter. Conf. Biogeo-chem. Trace Elements, July 11-15, 1999. Vienna, Austria. 1999. V.II. P. 8–9.
- <sup>1211</sup> Nouri J., Khorasani N., Lorestani B., Karami M., Hassani A.H., Yousefi N. Accumulation of Heavy Metals in Soil and Uptake by Plant Species with Phytoremediation Potential. *Environmental Earth Sciences*. 2009. Vol. 59. P. 315–323.
- <sup>1212</sup> Дмитраков Л.М., Дмитракова Л.К. Влияние свинца на морфометрические показатели овса. *Агрoхимия*. 2005. № 2. С. 71–77.
- <sup>1213</sup> Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: учебное пособие; Институт биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. С. 3–5.
- <sup>1214</sup> Clemens S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta*. 2001. Vol. 212. P. 475–486.
- <sup>1215</sup> Vassilev A., Tsonev T., Yordanov I. Physiological response of barley plants (*Hordeum vulgare* L.) to cadmium contamination in soil during ontogenesis. *Environmental Pollution*. 1998. Vol. 103. P. 289–297.
- <sup>1216</sup> Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М., Лайдинен Г.Ф. Устойчивость растений к тяжелым металлам [отв. ред. Н.Н. Немова]; Институт биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 172 с.
- <sup>1217</sup> Двораковский М.С. Экология растений. М.: Высш. шк., 1983. 426 с.

- <sup>1218</sup> Устойчивость растений к неблагоприятным факторам среды: учеб. пособие / Ю. П. Федулов, В. В. Котляров, К. А. Доценко. Краснодар : КубГАУ, 2015. 64 с.
- <sup>1219</sup> Robinson B.H., Leblanc M., Petit D., Brooks R.R., Kirkman J.H., Gregg, P.E. (). The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *Plant and Soil*. 1998. Vol. 203. P. 47–56.
- <sup>1220</sup> Битюцкий Н.П. Необходимые микроэлементы растений. СПб.: Издательство ДЕАН, 2005. 256 с.
- <sup>1221</sup> Микроэлементы в окружающей среде: биогеохимия, биотехнология и биоремедиация / Под ред. М. Н. Прасада, К. С. Саджвана, Р. Найду. М.: ФИЗМАТЛИТ, 2009. 816 с.
- <sup>1222</sup> Baker A.J.M., Walker P.M. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*. Boca Raton: CRC Press, Fl. 1990. P. 155–157.
- <sup>1223</sup> Кошкин Е.И. Физиология устойчивости сельскохозяйственных культур : учебник для вузов. М. : ДРОФА, 2010. 638 с.
- <sup>1224</sup> Baker A.J.M. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*. 1981. Vol. 3. № 1/4. P. 643–646.
- <sup>1225</sup> Antosiewicz D.A.I. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. 1992. Vol. 61. P. 281–283.
- <sup>1226</sup> Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: учебное пособие; Институт биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. С. 8–9.
- <sup>1227</sup> Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: учебное пособие; Институт биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. С. 12–14.
- <sup>1228</sup> Косаківська І.В., Щербатюк М.М., Васюк В.А., Войтенко Л.В. Гормональна система рослин за дії важких металів. *Вісник Харківського національного аграрного університету. Серія біологія*. 2019. № 3 (48). С. 6–27.
- <sup>1229</sup> Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: учебное пособие; Институт биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. С. 24–28.
- <sup>1230</sup> Титов А. Ф., Таланова В. В., Казнина Н. М. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: учебное пособие; Институт биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. С. 47–52.
- <sup>1231</sup> Покровская С.Ф. Регулирование поведения свинца и кадмия в системе почва – растение. М.: Наука. 1995. С. 3–7.
- <sup>1232</sup> Козаренко А.Е. Свинец в растениях. Свинец в окружающей среде. М.: Наука. 1987. С. 74.
- <sup>1233</sup> Kuboi N., Noguchi A., Yazaki J. Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants. *Plant and Soil*. 1986. Vol. 92. P. 405–115.
- <sup>1234</sup> Yang X.E., Baligar V.C., Martens D.C., Clark R.B. Influx, transport and accumulation of cadmium in plant species grown at different Cd<sup>2+</sup> activities. *Journal of Environmental Science and Health*. 1995. Vol. 30. P. 569–583.
- <sup>1235</sup> Grant C.A., Buckley W.T., Bailey L.D., Selles F. Cadmium accumulation in crops. *Canadian Journal of Plant Science*. 1998. Vol. 78. P. 1–17.
- <sup>1236</sup> Федорова Е.В., Одинцова Г.Я. Биоаккумуляция металлов растительностью в пределах малого аэротехногенно–загрязненного водосбора. *Экология*. 2005. № 3. С. 26–31.

- <sup>1237</sup> Физиология и биохимия сельскохозяйственных растений: учебник для вузов / Н. Н. Третьяков [и др.]; под ред. Н. Н. Третьякова. М. : Колос. 2005. 640 с.
- <sup>1238</sup> Davis B.E., White H.A.L. Trace elements in vegetables grown on soil contaminated by base metal mining. *Journal of Plant Nutrition*. 1981. Vol. 3. № 3/1. P. 387–396.
- <sup>1239</sup> Dunbar K.R., ALcLaughlin A.L.J., Reid R.J. The uptake and partitioning of cadmium in two cultivars of potato (*Solanum tuberosum* L.). *Journal of Experimental Botany*. 2003. Vol. 54. № 381. P. 349–354.
- <sup>1240</sup> Harris K.S., Taylor G.J. Remobilization of cadmium in maturing shoots of near isogenic lines of durum wheat that differ in grains cadmium accumulation. *Journal of Experimental Botany*. 2001. Vol. 52. № 360. P. 1473–1481.
- <sup>1241</sup> Мельничук Ю.П. Влияние ионов кадмия на клеточное деление и рост растений. Киев: Наук, думка, 1990. С. 105–112.
- <sup>1242</sup> Ковда В.А., Золотарева Б.П., Скрипниченко П.П. О биологической реакции растений на тяжелые металлы в среде. *Докл. АН СССР*. 1979. Вып. 247. № 3. С. 766–768.
- <sup>1243</sup> Гармаш Н.Ю. Влияние возрастающих доз тяжелых металлов на накопление их пшеницей и бобами в онтогенезе. *Физиология и биохимия культурных растений*. 1989. Т. 21. № 2. С. 141–146.
- <sup>1244</sup> Brown S.I., Chaney R.L., Angle J.S., Baker A.J.A.L. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and metal tolerant *Silene vulgaris* grown on sludge-amended soil. *Environmental Science & Technology*. 1995. Vol. 29. P. 1581–1585.
- <sup>1245</sup> Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. С. 19–30.
- <sup>1246</sup> Choudharvy A.L., Bailey L.D., Grant C.A. Effect of zinc on cadmium concentration in the tissue of durum wheat. *Canadian Journal of Plant Science*. 1994. Vol. 74. P. 549–552.
- <sup>1247</sup> Cobbett C.S., A family of phytochelatin synthase genes from plant, fungal and animal species. *Trends in Plant Science*. Vol. 4(9). P. 335–337.
- <sup>1248</sup> Florjin P.J., Van Beusichem A.L.L. Uptake and distribution of cadmium in maize inbred lines. *Plant and Soil*. 1993. Vol. 150. P. 25–32.
- <sup>1249</sup> Hart J.J., Welch R.A.L., Norell W.A., Sullivan L.A., Kochian I.I. Characterization of cadmium binding, uptake and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. *Plant Physiology*. 1998 Vol. 116. P. 1413–1420.
- <sup>1250</sup> Jentschke G., Godbold D.L. Metal toxicity and ectomycorrhizas. *Physiologia Plantarum*. 2000. Vol. 109. P. 107–116.
- <sup>1251</sup> Siedlecka A. Some aspects of interactions between heavy metals and plant mineral nutrients. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. 1995. Vol. 64. № 3. P. 262–272.
- <sup>1252</sup> Pianelli, K. et al. Nicotianamine Over-accumulation Confers Resistance to Nickel in *Arabidopsis thaliana*. *Transgenic Research*. 2005. Vol. 14(5). P. 739–748.
- <sup>1253</sup> Romkens P., et al. Potentials and drawbacks of chelate-enhanced phytoremediation of soils. *Environmental Pollution*. 2002. Vol. 116(1). P. 109–121.
- <sup>1254</sup> Ильин В.Б., Еармаш Е.Л., Еармаи Н.Ю. Влияние тяжелых металлов на рост, развитие и урожайность сельскохозяйственных культур. *Агробиология*. 1985. №6. С. 90–100.
- <sup>1255</sup> Wagner G.J. Accumulation of cadmium in crop plants and consequences to human health. *Advances in Agronomy*. 1993. Vol. 51. P. 173–212.
- <sup>1256</sup> Howden R., et al., Cadmium-sensitive, cad1 mutants of *Arabidopsis thaliana* are phytochelatin deficient. *Plant Physiology* 1995. Vol. 107(4). P. 1059–1066.

<sup>1257</sup> Kim Y.-Y., et al. AtHMA1 contributes to the detoxification of excess Zn(II) in Arabidopsis. *The Plant Journal* 2009. Vol. 58(5). P. 737–753.

<sup>1258</sup> Козаренко А.Е. Свинец в растениях. *Свинец в окружающей среде*. М.: Наука. 1987. С. 71–72.

<sup>1259</sup> Antosiewicz D.A.I. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. 1992. Vol. 61. P. 289–290.

<sup>1260</sup> Нестерова А.Н. Действие тяжелых металлов на корни растений. 1. Поступление свинца, кадмия и цинка в корни, локализация металлов и механизмы устойчивости растений. *Биологические науки*. 1989. № 9. С. 72–86.

<sup>1261</sup> Ernst W.H.O. Evolution of metal hyperaccumulation and phytoremediation hype. *New Phytologist*. 2000. Vol. 146. P. 357–358.

<sup>1262</sup> Lozano-Rodriguez N., Hernander L.E., Bonay P., Carpena-Ruiz R.O. Distribution of cadmium in shoot and root tissues of maize and pea plants: physiological disturbances. *Journal of Experimental Botany*. 1997. Vol. 48. P. 123–128.

<sup>1263</sup> Kevresan S., Kirsek S., Kandrak J., Petrovic N., Kelemen Dj. Dynamics of cadmium distribution in the intercellular space and inside cell in soybean roots, stems and leaves. *Boil. Plant*. 2003. Vol. 46. № 1. P. 85–88.

<sup>1264</sup> Gravot A., et al. AtHMA3, a plant P1B-ATPase, functions as a Cd/Pb transporter in yeast. *FEBS Letters*. 2004. Vol. 561(1–3). P. 22–28.

<sup>1265</sup> Krupa Z. Cadmium-induced changes in the composition and structure of the light-harvesting chlorophyll a/b protein complex II in radish cotyledons. *Physiologia Plantarum*. 1988. Vol. 73. P. 518–524.

<sup>1266</sup> Krupa Z., Baszyński T. Some aspects of heavy metals toxicity towards photosynthetic apparatus – direct and indirect effects on light and dark reactions. *Acta Physiologiae Plantarum*. 1995. Vol. 17. P. 177–190.

<sup>1267</sup> Kovacevic G., Kastori R., ALerkulov L.J. Dry matter and leaf structure in young wheat plants as affected by cadmium, lead and nickel. *Biologia Plantarum*. 1999. Vol. 42. № LP. P. 119–123.

<sup>1268</sup> Шевякова Н.И, Нетренина ПЛ., Аронова Е.Е, Кузнецов Вл.В. Распределение Cd и Fe в растениях *Alesembryarithmeticum crystallimim* при адаптации к Cd-стрессу. *Физиология растений*. 2003. Т. 50. № 5. С. 756–763.

<sup>1269</sup> Sekhar K. Metallothionein 1 (CcMT1) of pigeonpea (*Cajanus cajan* L.) confers enhanced tolerance to copper and cadmium in *Escherichia coli* and *Arabidopsis thaliana*. *Environmental and Experimental Botany*. 2011. Vol. 72(2). P. 131–139.

<sup>1270</sup> Wójcik AL, Tukiendorf A. Cadmium uptake, localization and detoxification in *Zea mays*. *Biologia Plantarum*. 2005. Vol. 49. № 2. P. 237–245.

<sup>1271</sup> Wójcik AL, Tukiendorf A. Cd-tolerance of maize, rye and wheat seedlings. *Acta Physiologiae Plantarum*. 1999. Vol. 21. № 2. P. 99–107.

<sup>1272</sup> Ramos L., Esteban E., Lucena J.J., Gárate A. Cadmium uptake and subcellular distribution in plants *Latuca sp.* Cd-Mn interaction. *Plant Science*. 2002. Vol. 162. P. 761–767.

<sup>1273</sup> do Nascimento C.W.A., Amarasiriwardena D., Xing B. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil. *Environmental Pollution*. 2006. Vol. 140(1). P. 114–123.

<sup>1274</sup> Захарова Л.Л. Особенности миграции кадмия в системе почва-растение. Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Л.: Гидрометеиздат. 1985. С. 168–173.

- <sup>1275</sup> Первунина Р.П., Зырин Н.Е., Малахов С.Е. Показатели загрязнения системы почва – сельскохозяйственные растения кадмием. *Труды Института экспериментальной метеорологии*. 1987. Вып. 14 (129). С. 60–65.
- <sup>1276</sup> Song W.-Y., et al., Phytochelatin-metal(loid) transport into vacuoles shows different substrate preferences in barley and Arabidopsis. *Plant, Cell & Environment* 2014. Vol. 37(5). P. 1192–1201.
- <sup>1277</sup> Покровская С.Ф. Регулирование поведения свинца и кадмия в системе почва–растение. М.: Наука. 1995. С. 18–22.
- <sup>1278</sup> Liu J., Li K, Am J., Zhang Z., ALa T., Lu A., Yang J., Zhu O. Lead toxicity, uptake, and translocation in different rice cultivars. *Plant Science*. 2003. Vol. 165. P. 793–802.
- <sup>1279</sup> Courbot M., et al. A major quantitative trait locus for cadmium tolerance in Arabidopsis halleri colocalizes with HMA4, a gene encoding a heavy metal ATPase. *Plant Physiology*. 2007. Vol. 144(2). P. 1052-1065.
- <sup>1280</sup> Arao T., Ae K., Sugiyama A.L., Takahashi A.L. Genotypic differences in cadmium uptake and distribution in soybeans. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 251. P. 247–253.
- <sup>1281</sup> Moral R., Palacios G., Gomez I., Naarro-Pedreno J., Mataix J. Distribution and accumulation heavy metals (Cd, Ni and Cr) in tomato plant. *Fresenius Environmental Bulletin*. 1994. Vol. 3. P. 395–399.
- <sup>1282</sup> Austenfeld F.A. Zur phytotoxizität von nickel und kobaltsalzen in hydrokultur bei *Phaseolus vulgaris* L. Z. Pflanzenernähr. *Bodenkunde*. 1979. Bd. 142. H. 6. P. 769–777.
- <sup>1283</sup> Vassilev A., Lidon I., Scotti P., Da Craca AL, Iordanov I. Cadmium-induced changes in chloroplast lipids and photosystem activities in barley plants. *Biologia Plantarum*. 2004. Vol. 48. № 1. P. 153–156.
- <sup>1284</sup> Baker A.JAL., McGrath S.P, Sidoli C.M.D., Reeves R.D. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soil using crops of metal-accumulating plants. *Resource. Consumer. Recycled*. 1994. Vol. 11. P. 41–49.
- <sup>1285</sup> Meuwly P., Rauser I.F. E. Alternation of thiol pools in roots and shoots of maize seedlings exposed to Cd. *Plant Physiology*. 1992. Vol. 99. P. 8–15.
- <sup>1286</sup> Palmer E.F., Warwick E., Keller W. Brassicaceae (Cruciferae) family, plant biotechnology and phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*. 2001. Vol. 3. P. 245–287.
- <sup>1287</sup> Прасад М.Н. Практическое использование растений для восстановления экосистем, загрязненных металлами. *Физиология растений*. 2003. Т. 50. № 5. С. 768–780.
- <sup>1288</sup> Barcelo J., Poschenrieder, C. Chromium in plants. In: Canali, S., Canali, F., Tittarelli, P. and Sequi, P., Eds., Chromium Environmental Issues. 1997. Angelli Press, Milano. P. 101–130.
- <sup>1289</sup> Barcelo J., Poschenrieder C. Phytoremediation: Principles and Perspectives. 2003. *Contributions to Science*. № 2. P. 333–334.
- <sup>1290</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. Vol. 1. P. 81–126.
- <sup>1291</sup> Baker A.J.M., Reeves R.D., Hajar A.S.M. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl (Brassicaceae). *New Phytologist*. 1994. Vol. 127. P. 61–68.
- <sup>1292</sup> Mendez M.O., Maier R.M. Phytoremediation of mine tailings in temperate and arid environments. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 2008. Vol. 7. P. 50–52.

- <sup>1293</sup> Shen Z.G. Phytoextraction of lead from a contaminated soil using high biomass species of plants. *Proc. 6th Inter. Conf. Biogeochem. Trace Elements, July 29-August 2, 1999. Ontario, Canada.* 2001. P. 133–135.
- <sup>1294</sup> Kuzovkina, Y.A., M. Knee, and M.F. Quigley, Cadmium and copper uptake and translocation in five willow (*Salix L.*) species. *International Journal of Phytoremediation.* 2004. Vol. 6(3). P. 269–287.
- <sup>1295</sup> Jaffre T., Brooks R.R., Lee J., Reeves R.D. *Sebertia acuminata*: a nickelaccumulating plant from New Caledonia. *Science.* 1976. Vol. 193. P. 579–580.
- <sup>1296</sup> Prasad M.N.V., Freitas H.M.O. Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology.* 2003. Vol. 6. № 3. P. 307–309.
- <sup>1297</sup> Bhargava A., Carmona F.F., Bhargava M., Srivastava S. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Journal of Environmental Management.* 2012. Vol. 105. P. 103–120.
- <sup>1298</sup> Chaney R.L., Angle J.S., Broadhurst C.L., Peters C.A., Tappero R.V., Sparks D.L. Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies. *Journal of Environmental Quality.* 2007. Vol. 36. P. 1429–1443.
- <sup>1299</sup> Chaney R.L., Broadhurst C.L., Centofanti T. Phytoremediation of soil trace elements. *Trace Elements in Soils.* Ed. P.S. Hooda. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, 2010. P. 311–352.
- <sup>1300</sup> Reeves R.D., Baker A.J.M. Metal accumulating plants. *Phytoremediation of Toxic Metals: Using plants to clean up the environment.* Eds.: Raskin I., Ensley B. New York: Wiley, 2000. P. 193–229.
- <sup>1301</sup> Bang J., et al. Phytoremediation of Heavy Metals in Contaminated Water and Soil Using *Miscanthus sp. Goedae-Uksae 1.* *International Journal of Phytoremediation.* 2015. Vol. 17(6). P. 515–520.
- <sup>1302</sup> Robinson B.H., Lombi E., Zhao F.J., McGrath S.P. Uptake and distribution of nickel and other metals in the hyperaccumulator *Berkheya coddii.* *New Phytologist.* 2003. Vol. 158. P. 279–285.
- <sup>1303</sup> Verbruggen N., Hermans C., Schat H. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist.* 2009. Vol. 181. P. 759–776.
- <sup>1304</sup> Бакланов И.А. Накопление, распределение и действие никеля на растениягипераккумуляторы и исключатели из рода *Alyssum.* Автореф. дис. ... канд. биол. н. М., 2011. 24 с.
- <sup>1305</sup> Казнина Н.М., Лайдинен Г.Ф., Титов А.Ф., Таланова В.В. Устойчивость растений щетинника к повышенному содержанию кадмия и цинка в корнеобитаемой среде. *Структурно-функциональные особенности биосистем Севера (особи, популяци, сообщества).* Материалы международной научной конференции. Петрозаводск. 2005. Ч. 1. С. 153–156.
- <sup>1306</sup> Baker A.J.M., Walker P.M. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects.* Boca Raton: CRC Press, Fl. 1990. P. 160–162.
- <sup>1307</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery.* 1989. Vol. 1. P. 81–126.
- <sup>1308</sup> Петрунина Н.С. Геохимическая экология растений в провинциях с избыточным содержанием микроэлементов (Co, Mo, Ni, Pb, Zn). Проблемы геохимической экологии организмов. *Труды Биогеохимической лаборатории АН СССР.* 1974. Т. 13. С. 57–117.



<sup>1309</sup> Mills, R.F. The plant P1B-type ATPase AtHMA4 transports Zn and Cd and plays a role in detoxification of transition metals supplied at elevated levels. *FEBS Letters*. 2005. Vol. 579(3). P. 783–791.

<sup>1310</sup> Broadhurst C.L., Chaney R.L., Angle J.S., Erbe E.F., Mangel T.K. Nickel localization and response to increasing Ni soil levels in leaves of the Ni hyperaccumulator *Alyssum murale*. *Plant and Soil*. 2004. Vol. 265. P. 225–242.

<sup>1311</sup> Moradi A.B., Oswald S.E., Nordmeyer-Massner J.A., Pruessmann K.P., Robinson B.H., Schulin R. Analysis of nickel concentration profiles around the roots of the hyperaccumulator plant *Berkheya coddii* using MRI and numerical simulations. *Plant and Soil*. 2010. Vol. 328. P. 291–302.

<sup>1312</sup> Keeling S.M., Stewart R.B., Anderson C.W.N., Robinson B.H. Nickel and cobalt phytoextraction by the hyperaccumulator *Berkheya coddii*: Implications for polymetallic phytomining and phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*. 2003. Vol. 5(3). P. 235–244.

<sup>1313</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Лайдинен Г.Ф., Батова Ю.В. Влияние кадмия на некоторые физиологические показатели растений ячменя в зависимости от их возраста. *Труды Карельского научного центра РАН. Серия Экспериментальная биология*. 2010. № 2. С. 27–31.

<sup>1314</sup> Mathis, P., Kayser A. Plant uptake of heavy metals following glyphosate treatment. *Proc. 6th Inter. Conf. Biogeochem. Trace Elements, July 29-August 2, 2001. Ontario, Canada*. 1999. P. 482–490.

<sup>1315</sup> Leštan D., Luo C., Li X. The use of chelating agents in the remediation of metal-contaminated soils: A review. *Environmental Pollution*. 2008. Vol. 153. P. 3–13.

<sup>1316</sup> Korzeniowska J., Stanisławska-Głubiak E. Phytoremediation potential of *Miscanthus x giganteus* and *Spartina pectinata* in soil contaminated with heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015. Vol. 22(15): P. 11648–11657.

<sup>1317</sup> Батова Ю.В., Казнина Н.М., Лайдинен Г.Ф., Титов А.Ф. Морфо-физиологические показатели, характеризующие состояние однолетних злаков при воздействии кадмия. Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2014621273 от 10 сентября 2014 г/

<sup>1318</sup> Tlustoš P., Pavlíková D., Száková J., Fischerová Z., Balík J. Exploitation of fast growing trees in metal remediation / Eds.: Mackova M. et al. *Phytoremediation Rhizoremediation*. Springer, 2006. P. 83–102.

<sup>1319</sup> Wenzel W.W., Unterbrunner R., Sommer P., Sacco P. Chelate-assisted phytoextraction using canola (*Brassica napus* L.) in outdoors pot and lysimeter experiments. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 249. P. 83–96.

<sup>1320</sup> Wieshammer G., Unterbrunner R., Bañares García T., Zivkovic M.F., Puschenreiter M., Wenzel W.W. Phytoextraction of Cd and Zn from agricultural soils by *Salix* ssp. and intercropping of *Salix caprea* and *Arabidopsis halleri*. *Plant and Soil*. 2007. Vol. 298. P. 255–264.

<sup>1321</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Батова Ю.В., Лайдинен Г.Ф. Содержание непротеиновых тиолов в растениях *Setaria viridis* при действии кадмия. *Известия КГТУ*. 2014. № 34. С. 188–194.

<sup>1322</sup> Батова Ю.В., Казнина Н.М., Лайдинен Г.Ф., Титов А.Ф. Влияние свинца на рост и некоторые физиолого-биохимические показатели растений пырея ползучего. *Материалы Всероссийской научной конференции с международным участием, посвященной 80-летию д.б.н., проф. В.И. Матвеева «Структурно-функциональная*

---

организация и динамика растительного покрова» (Самара, 30-31 января 2015 г.). Самара, 2015. С. 204–209.

<sup>1323</sup> Bartol T., Mackiewicz-Talarczyk M., Bibliometric Analysis of Publishing Trends in Fiber Crops in GoogleScholar, Scopus, and Web of Science. *Journal of Natural Fibers*. 2015. Vol. 12. P. 531–541.

<sup>1324</sup> Pidlisnyuk V., et al. Sustainable Land Management: Growing Miscanthus in Soils Contaminated with Heavy Metals. *Journal of Environmental Protection*. 2014. Vol. 05. №08. P. 8.

<sup>1325</sup> Anderson, C., Moreno F., Meech J. A field demonstration of gold phytoextraction technology. *Minerals Engineering*. 2005. Vol. 18(4). P. 385–392.

<sup>1326</sup> Martínez M., Bernal P., Almela C., Vélez D., GarcíaAgustín P., Serrano R., NavarroAviño J. An engineered plant that accumulates higher levels of heavy metals than *Thlaspi caerulescens*, with yields of 100 times more biomass in mine soils. *Chemosphere*. 2006. № 64. P. 478–485.

<sup>1327</sup> Merkle S.A. Engineering forest trees with heavy metal resistance genes. *Silvae Genetica*. 2006. Vol. 55. P. 263–268.

<sup>1328</sup> Постригань Б.Н., Князев А.В., Кулуев Б.Р., Яхин О.И., Чемерис А.В. Активность синтетического псевдофитохелатинового гена в растениях табака. *Физиология растений*. 2012. Т. 59. № 2. С. 303–308.

<sup>1329</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Лайдинен Г.Ф., Батова Ю.В. Влияние кадмия на водный обмен растений ячменя. *Труды Карельского научного центра РАН. Серия Экспериментальная биология*. 2011. № 3. С. 57–61.

<sup>1330</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Лайдинен Г.Ф., Батова Ю.В. Влияние цинка на продуктивность ярового ячменя в вегетационном опыте. *Агрехимия*. 2010. № 8. С. 72–76.

<sup>1331</sup> Alford E.R., PilonSmits E.A.H., Paschke M.W. Metallophytes – a view from the rhizosphere. *Plant and Soil*. 2010. Vol. 337. P. 33–50.

<sup>1332</sup> Kamnev A.A., van der Lelie D. Chemical and biological parameters as tools to evaluate and improve heavy metal phytoremediation. *Bioscience Reports*. 2000. Vol. 20. № 4. P. 239–258.

<sup>1333</sup> Kidd P., Barceló J., M. Bernal M.P., Navarilzzo F., Poschenrieder C., Shileve S., Clemente R., Monterroso C. Trace element behaviour at the root-soil interface: Implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany*. 2009. Vol. 67. Iss. 1. P. 243–245.

<sup>1334</sup> Kuffner M., Puschenreiter M., Wieshammer G., Gorfer M., Sessitsch A. Rhizosphere bacteria affect growth and metal uptake of heavy metal accumulating willows. *Plant and Soil*. 2008. Vol. 304. P. 35–44.

<sup>1335</sup> Lasat M.M. Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal Hazardous Substances Chemicals*. 2000. Vol. 2. P. 515–525.

<sup>1336</sup> Rajkumar M., Sandhya S., Prasad M.N.V., Freitas H. Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation. *Biotechnology Advances*. 2012. Vol. 30. P. 1562–1574.

<sup>1337</sup> Vosátka M., Rydlová J., Sudová R., Vohník M. Mycorrhizal fungi as helping agents in phytoremediation of degraded and contaminated soils. Eds.: Mackova M. et al. *Phytoremediation Rhizoremediation*. Springer, 2006. P. 237–257.

<sup>1338</sup> Wenzel W.W. Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. *Plant and Soil*. 2009. Vol. 321. P. 385–408.

- <sup>1339</sup> Vamerali T., Bandiera M., Mosca G. Field crops for phytoremediation of metalcontaminated land. A review. *Environmental Chemistry Letters*. 2010. Vol. 8. P. 7–10.
- <sup>1340</sup> Лайдинен Г.Ф., Казнина Н.М., Батова Ю.В., Титов А.Ф. Способность к накоплению кадмия у *Bromopsis inermis* и *Setaria viridis* (POACEAE). *Растительные ресурсы*. 2011. Т. 47. Вып. 3. С. 64–72.
- <sup>1341</sup> Копцик Г.Н. Проблемы и перспективы фиторемедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами (обзор литературы). *Почвоведение*. 2014. № 9. С. 1113–1130.
- <sup>1342</sup> Скугорева С.Г., Огородникова С.Ю., Головки Т.К. Фитотоксичность фосфорорганических соединений и ртути / под ред. Т.К. Головки. Екатеринбург: Изд-во УрО РАН, 2008. 152 с.
- <sup>1343</sup> Junior A.M.D., Oliva M.A., Ferreira F.A. Dispersal Pattern of Airborne Emissions From an Aluminium Smelter in Ouro Preto, Brasil, as Expressed by foliar fluoride accumulation in eight plant species. *Ecological Indicators*. 2012. Vol. 8. № 5. P. 454–461.
- <sup>1344</sup> Morel M., et al. AtHMA3, a P(1B)-ATPase Allowing Cd/Zn/Co/Pb Vacuolar Storage in *Arabidopsis*. *Plant Physiology*. 2009. Vol. 149(2). P. 894–904.
- <sup>1345</sup> Anderson C.W., et al. In vivo effect of copper and silver on synthesis of gold nanoparticles inside living plants. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*. 2013. Vol. 1(6). P. 640–648.
- <sup>1346</sup> Panda D., Panda D., Padhan B., Biswas M. Growth and physiological response of lemongrass (*Cymbopogon citratus* (D.C.) Stapf.) under different levels of fly ash-amended soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2018. Vol. 20. P. 538–544.
- <sup>1347</sup> Kang D.-H., Tsao D., Wang-Cahill F. Assessment of Landfill Leachate Volume and Concentration of Cyanide and Fluoride during Phytoremediation. *Bioremediation Journal*. 2012. Vol. 12. № 1. P. 32–33.
- <sup>1348</sup> Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. Technical/Regulatory Guidance. Washington, DC: ITRC, 2009. P. 105–121.
- <sup>1349</sup> Arduini I., et al. Low cadmium application increase miscanthus growth and cadmium translocation. *Environmental and Experimental Botany*. 2004. Vol. 52(2). P. 89–100.
- <sup>1350</sup> Piccinin R.C.R., Ebbs S.D., Reichman S.M., Kolev S.D., Woodrow I.E., Baker A.J.M. A screen of some native Australian flora and exotic agricultural species for their potential application in cyanide-induced phytoextraction of gold. *Minerals Engineering*. 2007. Vol. 20. P. 1327–1330.
- <sup>1351</sup> Большаков В.А., Краснова Н.М., Борисочкина Т.И. [и др.]. Агротехногенное загрязнение почвенного покрова тяжелыми металлами: источники, масштабы, рекультивация. Москва. 1993. 91 с.
- <sup>1352</sup> Высоцкий С.П., Столярова Н.А., Фаткулина А.В., Широких К.С. Пути снижения влияния автотранспорта на окружающую среду. *Вісті Автомобільно-дорожнього інституту*. 2012. № 1. (14). С. 139–145.
- <sup>1353</sup> Iqbal M., Bermond A., Lamy I. Impact of miscanthus cultivation on trace metal availability in contaminated agricultural soils: Complementary insights from kinetic extraction and physical fractionation. *Chemosphere*. 2013. Vol. 91(3): P. 287–294.
- <sup>1354</sup> Rajapaksha A.U., Vithanage M., Oze C., Bandara W., Weerasooriya R. Nickel and manganese release in serpentine soil from the ussangoda ultramafic complex, Sri Lanka. *Geoderma*. 2012. Vol. 189–190. P. 1–9.

- <sup>1355</sup> Bosiacki M. Influence of increasing nickel content in soil on *Miscanthus × giganteus* Greef and Deu. Yielding and on the content of nickel in aboveground biomass. *Archives of Environmental Protection*. 2015. P. 72.
- <sup>1356</sup> Gleason M.L., et al. Effects of stem density upon sediment retention by salt marsh cord grass, *Spartina alterniflora* Loisel. *Estuaries*. 1979. Vol. 2(4). P. 271–273.
- <sup>1357</sup> Rees F., Sterckeman T., Morel J.L. Biochar-assisted phytoextraction of Cd and Zn by *Noccaea caerulescens* on a contaminated soil: a four-year lysimeter study. *Sci Total Environ*. 2020. Vol. 707. P. 135–654.
- <sup>1358</sup> Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. Technical/Regulatory Guidance. Washington, DC: ITRC. 2009. P. 21–23.
- <sup>1359</sup> Advances in Industrial and Hazardous wastes treatment. In *Heavy Metals in the Environment*; Wang, L.K.; Chen, J.P.; Hung, Y.-T.; Shammas, N.K. (Eds.) CRC Press: New York, NY, USA, 2009. 489 p.
- <sup>1360</sup> Anderson, C.W.N.; Brooks, R.R.; Chiarucci, A.; Lacoste, C.J.; Leblanc, M.; Robinson, B.H.; Simcock, R.; Stewart, R.B. Phytomining for nickel, thallium and gold. *Journal of Geochemical Exploration*. 1999, 67, 407–415.
- <sup>1361</sup> Батова Ю.В., Казнина Н.М., Титов А.Ф., Лайдинен Г.Ф. Состояние травянистой растительности и накопление тяжелых металлов растениями, произрастающими в условиях техногенного загрязнения почвы. *Вестник Тамбовского университета. Серия: Естественные и технические науки*. 2014. Т. 19. Вып. 5. С. 1642–1645.
- <sup>1362</sup> Cunningham S.D., Ow D.W. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology*. 1996. Vol. 110. P. 715–719.
- <sup>1363</sup> Sheoran V., Sheoran A.S., Poonia P. Phytomining: A review. *Minerals Engineering*. 2009. Vol. 22. P. 1011–1012.
- <sup>1364</sup> Прасад М.Н. Практическое использование растений для восстановления экосистем, загрязненных металлами. *Физиология растений*. 2003. Т. 50. № 5. С. 764–780.
- <sup>1365</sup> Dickinson N. Phytoremediation. *Encyclopedia of Applied Plant Sciences*. 2017. P. 327–331.
- <sup>1366</sup> Van der Ent A., Echevarria G., Baker A.J.M., Morel J.L. Agromining: Farming for Metals. In *Agromining: Farming for Metals*; Springer: Cham, Switzerland. 2018. P. 75–92.
- <sup>1367</sup> Van Der Ent, A.; Baker, A.J.M.; Reeves, R.D.; Chaney, R.L.; Anderson, C.W.N.; Meech, J.A.; Erskine, P.D.; Simonnot, M.O.; Vaughan, J.; Morel, J.L.; et al. Agromining: Farming for metals in the future? *Environmental Science & Technology*. 2015. Vol. 49. P. 4773–4780.
- <sup>1368</sup> Zhivotovsky O.P., et al. Lead uptake and translocation by willows in pot and field experiments. *International Journal of Phytoremediation*. 2011. Vol. 13(8). P. 731–749.
- <sup>1369</sup> Domínguez M.D., Torronteras S.R., Garcí F C. Modulation of the antioxidative response of *Spartina densiflora* against iron exposure. *Physiologia Plantarum*. 2009. Vol. 136(2). P. 169–179.
- <sup>1370</sup> Meers E., et al. Potential of five willow species (*Salix* spp.) for phytoextraction of heavy metals. *Environmental and Experimental Botany*. 2007. Vol. 60(1). P. 57–68.
- <sup>1371</sup> Marschner H. Mineral nutrition of higher plants, 2-nd ed. Academic Press, London. 1995. P. 889–891.
- <sup>1372</sup> Kobayashi Y., et al. Amino acid polymorphisms in strictly conserved domains of a P-type ATPase HMA5 are involved in the mechanism of copper tolerance variation in *Arabidopsis*. *Plant Physiology*. 2008. Vol. 148(2). P. 969–980.

---

<sup>1373</sup> Arduini I., et al. Response of miscanthus to toxic cadmium applications during the period of maximum growth. *Environmental and Experimental Botany*. 2006. Vol. 55(1–2). P. 29–40.

<sup>1374</sup> Duo L.-A., Gao Y.-B., Zhao S.-L. Heavy Metal Accumulation and Ecological Responses of Turfgrass to Rubbish Compost with EDTA Addition. *Journal of Integrative Plant Biology*. 2005. Vol. 47(9). P. 1047–1054.

<sup>1375</sup> Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: учебное пособие; Институт биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. 77 с.

<sup>1376</sup> Pidlisnyuk V., et al., Miscanthus as a Productive Biofuel Crop for Phytoremediation. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2014. Vol. 33(1). P. 1–19.

<sup>1377</sup> Батова Ю.В., Лайдинен Г.Ф., Казнина Н.М., Титов А.Ф. Влияние загрязнения кадмием на семенную продуктивность однолетних злаков. *Агрехимия*. 2012. № 6. С. 74–79.

<sup>1378</sup> Wei S., da Silva J.A.T., Zhou Q. Agroimproving method of phytoextracting heavy metal contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*. 2008. Vol. 150. P. 662–668.

<sup>1379</sup> Bewley R.J.F., Stotzky G. Effects of cadmium and zinc on microbial activity in soil, influence of clay minerals. Part 2: Metals added simultaneously. *Science of the Total Environment*. 1983. P. 157–165.

<sup>1380</sup> Huang J.W., Chen J., Berti W.R., Cunningham S.D. Phytoremediation of leadcontaminated soils: role of syntethic chelates in lead phytoextraction. *Environmental Science & Technology*. 1997. Vol. 31. № 3. P. 800–805.

<sup>1381</sup> Nowack E., Schulin R., Robinson B.H. Critical assess ment of chelantenanced metal phytoextraction. *Environ. Science & Technology*. 2006. Vol. 40. № 17. P. 5225–5232.

<sup>1382</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф. Влияние кадмия на физиологические процессы и продуктивность растений семейства Роасеае. *Успехи современной биологии*. 2013. Т. 133. № 6. С. 588–603.

<sup>1383</sup> Evangelou M.W., Ebel M., Schaeffer A. Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil. Effect, mechanism, toxicity, and fate of chelating agents. *Chemosphere*. 2007. № 68. P. 989–1003.

<sup>1384</sup> McGrath S.P., Zhao F.J. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*. 2003. Vol. 14 (3). P. 277–282.

<sup>1385</sup> Meers E., Tack F.M.G., Van Slycken S., Ruttens A., Du Laing G., Vangronsveld J., Verloo M.G. Chemically Assisted Phytoextraction: A Review of Potential Soil Amendments for Increasing Plant Uptake of Heavy Metal. *International Journal of Phytoremediation*. 2008. Vol. 10. № 5. P. 390–414.

<sup>1386</sup> Blaylock M.J., Salt D.E., Dushenkov S.M. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environmental Science & Technology*. 1997. № 3. P. 860–865.

<sup>1387</sup> Römken P., Bouwman L., Japenga J., Draaisma C. Potential drawbacks of chelateenhanced phytoremedia tion of soils. *Environmental Pollution*. 2002. Vol. 116. P. 109–121.

<sup>1388</sup> Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М., Лайдинен Г.Ф. Устойчивость растений к тяжелым металлам. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 170 с.

<sup>1389</sup> Титов А.Ф., Казнина Н.М., Таланова В.В. Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2014. 194 с.

- <sup>1390</sup> Nowack E., Schulin R., Robinson B.H. Critical assessment of chelant-enhanced metal phytoextraction. *Environ. Science & Technology*. 2006. Vol. 40. № 17. P. 5225–5232.
- <sup>1391</sup> Шевякова Н.И., Ильина Е.Н., Кузнецов Вл.В. Полиамины повышают фиторемедиционный потенциал растений при очистке почв, загрязненных тяжелыми металлами. *Физиология растений*. 2008. Т. 423. № 5. С. 714–717.
- <sup>1392</sup> Wu L.H., Luo Y.M., Christie P., Wong M.H. Effects of EDTA and low molecular weight organic acids on soil solution properties of a heavy metal polluted soil. *Chemosphere*. 2003. № 50. P. 819–822.
- <sup>1393</sup> Кузнецов В.В., Дмитриева Г.А. Физиология растений: учеб. для вузов. М.: Высшая школа, 2005. С. 615–713.
- <sup>1394</sup> Илькун Г.М. Отфильтровывание воздуха от поллютантов древесными растениями. Таллин, 1982. 138 с.
- <sup>1395</sup> Казнина Н.М. Влияние свинца и кадмия на рост, развитие и некоторые другие физиологические процессы однолетних злаков (ранние этапы онтогенеза): автореф. дис... канд. биол. наук. Петрозаводск, 2003. 23 с.
- <sup>1396</sup> Jean L., Bordas F., Gautier-Moussard C., Vernay P., Hitmi A., Bollinger J.C. Effect of citric acid and EDTA on chromium and nickel uptake and translocation by *Datura innoxia*. *Environmental Pollution*. 2008. Vol. 153. P. 555–563.
- <sup>1397</sup> Яценко Т.Е., Божкова А.И., Догадина Т.В. Влияние меди на содержание нуклеиновых кислот и белка в клетках водорослей *Dunaliella Teod*. *Биологические науки*. 1991. № 7. С. 103–108.
- <sup>1398</sup> Kos B., Leštan D. Soil washing of Pb, Zn and Cd using biodegradable chelator and permeable barriers and induced phytoextraction by *Cannabis sativa*. *Plant and Soil*. 2004. Vol. 263. P. 43–51.
- <sup>1399</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Топчиева Л.В., Лайдинен Г.Ф., Батова Ю.В. Состояние ценопопуляций многолетних злаков, находящихся в условиях загрязнения почвы тяжелыми металлами: морфо-физиологический аспект. *Отечественная геоботаника: основные вехи и перспективы. Материалы всероссийской научной конференции. Санкт-Петербург*. 2011 г. Том 2. Структура и динамика растительных сообществ. Экология растительных сообществ. С. 369–372.
- <sup>1400</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Лайдинен Г.Ф., Батова Ю.В. Влияние цинка на некоторые физиологические процессы и показатели у дикорастущих злаков. *Структурные и функциональные отклонения от нормального роста и развития растений под воздействием факторов среды. Материалы международной конференции. Петрозаводск*. 2011. С. 116–120.
- <sup>1401</sup> Титов А.Ф., Лайдинен Г.Ф., Казнина Н.М. Влияние высоких концентраций кадмия на рост и развитие ячменя и овса на ранних этапах онтогенеза. *Агрехимия*. 2002. № 9. С. 61–65.
- <sup>1402</sup> Meers E., Tack F.M.G., Van Slycken S., Ruttens A., Du Laing G., Vangronsveld J., Verloo M.G. Chemically Assisted Phytoextraction: A Review of Potential Soil Amendments for Increasing Plant Uptake of Heavy Metal. *International Journal of Phytoremediation*. 2008. Vol. 10. № 5. P. 390–414.
- <sup>1403</sup> Robinson B.H., Leblanc M., Petit D., Brooks R.R., Kirkman J.H., Gregg P.E.H. The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *Plant and Soil*. 1998. Vol. 203. P. 47–56.

- <sup>1404</sup> Robinson B.H., Brooks R.R., Howes A.W., Kirkman J.H., Gregg P.E.H. The potential of the high biomass nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii* for phytoremediation and phytomining. *Journal of Geochemical Exploration*. 1997. Vol. 60. P. 115–126.
- <sup>1405</sup> Пронина Н.Б. Экологические стрессы (причины, классификация, тестирование, физиолого-биохимические механизмы). М.: Изд-во Мос. сельхоз. акад., 2000. 310 с.
- <sup>1406</sup> Евдокимова Г.А. Эколого-микробиологические основы охраны почв Крайнего Севера. Апатиты: Издво КНЦ РАН, 1995. 272 с.
- <sup>1407</sup> Koopmans G.F., Römkens P.F.A.M., Fokkema M.J., Song J., Luo Y.M., Japenga J., Zhao F.J. Feasibility of phytoextraction to remediate cadmium and zinc contaminated soils. *Environmental Pollution*. 2008. Vol. 156. P. 905–914.
- <sup>1408</sup> Alloway J. Schwermetalle in Böden: Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen. Berlin; Heidelberg; New York; Barcelona; Hongkong; London; Mailand; Paris; Singapur; Tokio: Springer, 1999. 450 p.
- <sup>1409</sup> Metz R., Wilke B.M. Dekontamination von schwermetallbelasteten Rieselfeldboden durch Anbau von Energiepflanzen. *Ökologische Aspekte extensiver Landwirtschaft, VDLUFA-Schriftenreihe*. 1992. № 35. P. 591–593.
- <sup>1410</sup> Anderson C., Brooks R., Stewart R., Simcock R., Robinson B. The phytoremediation and phytomining of heavy metals. *PACRIM. Bali, Indonesia*. 1999. P. 130.
- <sup>1411</sup> Creger M. Salix as phytoextractor. Proc. Extend. Abstracts 5th Inter. Conf. Biogeochem. Trace Elements, July 11-15, 1999. Vienna, Austria. 1999. Vol. II. P. 872–873.
- <sup>1412</sup> Михайлова Е.И. Влияние различных доз кадмия и меди на активность почвенных ферментов урбанозема: обзорная статья. Теория и практика современной науки. 2017. № 1 (19). С. 701–712.
- <sup>1413</sup> Smith K.A., Paterson J.E. Manganese and cobalt; in B.J. Alloway (ed), Heavy metals in soils, 2<sup>nd</sup> edn [Текст]. Blackie Academic and Professional, London. 1995. Chapter 10. P. 225–244.
- <sup>1414</sup> Mathis P., Kayser A. Plant uptake of heavy metals following glyphosate treatment. Proc. 6th Inter. Conf. Biogeochem. Trace Elements, July 29-August 2, 2001. Ontario, Canada. 1999. P. 482–490.
- <sup>1415</sup> Bridgwater A.V., Meier D., Radlein D. An overview of fast pyrolysis of biomass. *Organic Geochemistry*. 1999. Vol. 30. P. 1479–1493.
- <sup>1416</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Топчиева Л.В., Батова Ю.В., Лайдинен Г.Ф. Влияние кадмия на экспрессию гена HvHMA3 в корнях и листьях растений ячменя. *Актуальные проблемы экологии и физиологии живых организмов. Материалы всероссийской научной конференции. Четвертые чтения памяти профессора О.А. Зауралова*. Саранск. 2013. С. 81–83.
- <sup>1417</sup> Harter R., Menodi A. An evaluation of nickel sorption sites in soil. *Amer. Soc. Agron. Annu. Meet.* Minneapolis. 1992. P. 238.
- <sup>1418</sup> Kathryn M. Soil Chemical Properties Controlling Zinc<sup>2+</sup> activity in 18 Colorado Soil. *Soil Science Society of America Journal*. 2002. № 66. P. 821–829.
- <sup>1419</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Лайдинен Г.Ф., Батова Ю.В. Влияние возраста листа на устойчивость фотосинтетического аппарата растений к кадмию. *Труды Карельского научного центра РАН. Серия Экспериментальная биология*. 2013. № 3. С. 112–118.
- <sup>1420</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Топчиева Л.В., Батова Ю.В., Лайдинен Г.Ф. Содержание транскриптов генов HvHMA2 и HvHMA3 у растений ячменя при действии кадмия. *Физиология растений*. 2014. № 3. Т. 61. С. 384–388.

- <sup>1421</sup> Загрязнение воздуха и жизнь растений / под ред. М. Трешоу.Л. Гидрометеоиздат, 1988. 536 с.
- <sup>1422</sup> Sun Y.Y., et al. Phytoremediation of soils contaminated with phenanthrene and cadmium by growing willow (*Salix x aureo-pendula* CL 'j1011'). *International Journal of Phytoremediation*. 2016. Vol. 18(2). P. 150–156.
- <sup>1423</sup> Ernst W.H.O. Phytoextraction of mine wastes – options and impossibilities. *Chemie der Erde*. 2005. Vol. 65 (S1). P. 29–42.
- <sup>1424</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Топчиева Л.В., Лайдинен Г.Ф., Батова Ю.В. Экспрессия генов вакуолярной H<sup>+</sup>-АТФазы в корнях проростков ячменя разного возраста при действии кадмия. *Физиология растений*. 2013. Т. 60. № 1. С. 61–65.
- <sup>1425</sup> Rosenkranz T., Hipfinger C., Ridard C., Puschenreiter M. A nickel phytomining field trial using *Odontarrhena chalcidica* and *Noccaea goesingensis* on an Austrian serpentine soil. *Journal of Environmental Management*. 2019. Vol. 242. P. 522–528.
- <sup>1426</sup> Van Nevel L., Mertens J., Oorts K., Verheyen K. Phytoextraction of metals from soils: How far from practice?. *Environmental Pollution*. 2007. Vol. 150. P. 34–40.
- <sup>1427</sup> Титов А.Ф., Казнина Н.М., Таланова В.В. Устойчивость растений к кадмию (на примере семейства Злаков): учебное пособие. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. 2012. 55 с
- <sup>1428</sup> McCutcheon S.C., Schnoor J.L. Overview of phytotransformation and control of wastes. *Phytoremediation: transformation and control of contaminants*. New York: John Wiley, 2003. P. 3–58.
- <sup>1429</sup> Suresh B., Ravishankar G. Phytoremediation – A novel and promising approach for environmental clean up. *Critical Reviews in Biotechnology*. 2004. № 24. P. 97–124.
- <sup>1430</sup> Terry N., Zayed A., Pilon–Smits E., Hansen D. Can plants solve the selenium problem?. *In Proc. 14-th Annu. Symp. Columbia. Univ. Missouri*. 1995. P. 63–64.
- <sup>1431</sup> Blaylock M.J., Elles M.P., Huang J.W., Dushenkov S.M. Phytoremediation of lead-contaminated soil at a New Jersey Brownfield site. *Remediation*. 1999. Vol. 9. № 3. P. 93–101.
- <sup>1432</sup> Davis L.C., Vanderhoof S., Dana J., Selk K., Smith K., Goplen B., Erickson L.E. Movement of chlorinated solvents and other volatile organics through plants monitored by Fourier transform infrared (FT-IR) spectrometry. *Journal of Hazardous Substance Research*. 1998. № 4. P. 4–26.
- <sup>1433</sup> Anderson T.A., Guthrie E.A., Walton B.T. Bioremediation in the rhizosphere. *Environmental Science & Technology*. 1993. Vol. 27. № 13. P. 2630–2636.
- <sup>1434</sup> Brooks R.R. Plants that hyperaccumulate heavy metals. Wallingford: CAB International, 1998. P. 5–80.
- <sup>1435</sup> Brune A., Urbach W., Dietz K-J. Compartmentation and transport of zinc parley primary leaves as basic mechanisms involved in zinc tolerance. *Plant, Cell & Environment*. 1994. Vol. 17. P. 153–162.
- <sup>1436</sup> Merkl N., Schultze–Kraft R., Infante C. Phytoremediation in the tropics – influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids. *Environmental Pollution*. 2005. Vol. 138. № 1. P. 86–91.
- <sup>1437</sup> Kidd P.S., Bani A., Benizri E., Gonnelli C., Hazotte C., Kisser J., Konstantinou M., Kuppens T., Kyrkas D., Laubie B. Developing sustainable agromining systems in agricultural ultramafic soils for nickel recovery. *Frontiers of Environmental Science*. 2018. № 6. P. 44.
- <sup>1438</sup> Gunter T., Dornberger U., Fritsche W. Effect of ryegrass on biodegradation of hydrocarbons in soil. *Chemosphere*. 1996. № 33. P. 203–215.



- <sup>1439</sup> Joner E.J., Corgie S.C., Amellal N., Leyval C. Nutritional constraints to degradation of PAN in a simulated rhizosphere. *Soil Biology and Biochemistry*. 2002. Vol. 34. № 6. P. 859–864.
- <sup>1440</sup> Jones R., Sun W., Tang C.S., Robert F.M. Phytoremediation of petroleum hydrocarbons in tropical coastal soils. II. Microbial response to plant roots and contaminant. *Environmental Science and Pollution Research*. 2004. № 11. P. 340–346.
- <sup>1441</sup> Kirk J., Klironomos J., Lee H., Trevors J.T. The effects of perennial ryegrass and alfalfa on microbial abundance and diversity in petroleum contaminated soil. *Environmental Pollution*. 2005. № 133. P. 455–465.
- <sup>1442</sup> Яковишина Т.Ф., Столярова К.Н., Яковенко О.А. Перспективы использования фиторемедиации на загрязнённых тяжёлыми металлами почвах урбанизированных территорий. «Экологические и метеорологические проблемы больших городов и промышленных зон»: *Материалы Всероссийской научной конференции*. Санкт-Петербург. 1999. С. 156–158.
- <sup>1443</sup> Medina V.F., Marmiroli M., Dietz A.C., McCutcheon S.C. Plant tolerances to contaminants. *Phytoremediation: transformation and control of contaminants*. New York: John Wiley, 2003. P. 189–232.
- <sup>1444</sup> Панченко Л.В., Муратова А.Ю., Турковская О.В., Малаховская Л.В. Естественная и экспериментальная фиторемедиация загрязнённой тяжёлыми металлами почвы с территории нефтеперерабатывающего завода. *Вестник Оренбургского государственного университета*. 2009. № 10. С. 585–589.
- <sup>1445</sup> Ahmed K.S., Panwar B.S., Gupta S.P. Phytoremediation of cadmium-contaminated soil by Brassica species. *Acta agronomica hungarica*. 2001. Vol. 49. № 4. P. 351–360.
- <sup>1446</sup> Puschenreiter M., Stroger G., Lombi E. et al. Phytoextraction of heavy metal contaminated soils with *Thlaspi goesingense* and *Amaranthus hybridus*: rhizosphere manipulation using EDTA and ammonium sulfate. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 2001. Vol. 164. P. 615–621.
- <sup>1447</sup> Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Фитоэкстракция тяжёлых металлов из загрязнённых почв. *Агрехимия*. 2003. № 3. С. 77–85.
- <sup>1448</sup> Яковишина Т.Ф. Детоксикация загрязнённых тяжёлыми металлами чернозёмов обыкновенных северной степи Украины: дис. ... канд. с.-х. наук. Днепропетровск. 2006. 226 с.
- <sup>1449</sup> Putwattana N., Kruatrachueb M., Pokethitiyooka P., Chaiyarat R. Immobilization of cadmium in soil by cow manure and silicate fertilizer, and reduced accumulation of cadmium in sweet basil (*Ocimum basilica*). *Science Asia*. 2010. Vol. 36. № 4. P. 349–354.
- <sup>1450</sup> Prabha K., Padmavathiamma, Loretta Y. Li Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. *Water Air Soil Pollution*. 2007. Vol. 184. P. 105–126.
- <sup>1451</sup> Фёдоров А.С. Устойчивость почв к антропогенным воздействиям. СПб.: Изд-во С.-Петерб. ун-та, 2008. 204 с.
- <sup>1452</sup> Huang J.W., et al. Phytoremediation of Lead-Contaminated Soils: Role of Synthetic Chelates in Lead Phytoextraction. *Environmental Science & Technology*. 1997. Vol. 31(3). P. 800–805.
- <sup>1453</sup> Meers E., et al. Chemically assisted phytoextraction: a review of potential soil amendments for increasing plant uptake of heavy metals. *International Journal of Phytoremediation*. 2008. Vol. 10(5). P. 390–414.
- <sup>1454</sup> Salt D.E., Blaylock M., Kumar N.P. Phytoremediation: a novel strategy for removal of toxic metals from environment using plant. *Biotechnology*. 1995. Vol. 13. P. 468–474.

- <sup>1455</sup> Quartacci M.F., et al. Phytoextraction of metals from a multiply contaminated soil by Indian mustard. *Chemosphere*. 2006. Vol. 63(6). P. 918–925.
- <sup>1456</sup> Prasad M.N.V., Freitas H. Biotechnological and bioremediation strategies for serpentine soils and mine spoils. *Electronic Journal of Biotechnology*. 1999. Vol. 2. № 1. P. 35–50.
- <sup>1457</sup> Линдиман А.В., Шведова Л.В., Тукумова Н.В., Невский А.В. Фиторемедиация почв, содержащих тяжёлые металлы. *Экология и промышленность*. 2008. № 9. С. 45–47.
- <sup>1458</sup> Sekara A., Poniedzialek M., Ciura J., Jedrszczyk E. Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of nine crops: implications for phytoremediation. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2005. Vol. 14. № 4. P. 509–516.
- <sup>1459</sup> Плеханова И.О., Кутукова Ю.Д., Обухов А.И. Накопление тяжёлых металлов сельскохозяйственными растениями при внесении осадков сточных вод. *Почвоведение*. 1992. № 12. С. 1530–1536.
- <sup>1460</sup> Baker, A.J.M. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*. 1981. V. 3. № 1/4. P. 650–651.
- <sup>1461</sup> Antosiewicz, D.M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. 1992. Vol. 61. P. 291–293.
- <sup>1462</sup> Прасад М.Н. Практическое использование растений для восстановления экосистем, загрязнённых металлами. *Физиология растений*. 2003. Т. 50. № 5. С. 764–780.
- <sup>1463</sup> Kayser A., et al. Enhancement of Phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from Calcareous Soil: The Use of NTA and Sulfur Amendments. *Environmental Science & Technology*. 2000. Vol. 34(9). P. 1778–1783.
- <sup>1464</sup> Gad N., Kandil H. The influence of cobalt on sugar beet (*Beta vulgaris* L.) production. *International Journal of Academic Research*. 2009. Vol. 1. № 2. P. 52–58.
- <sup>1465</sup> Peralta-Videa J. R., Gardea-Torresdey J.L., De-larosa G., Gonzales J. H., Parsons J. G., Herrera I. Effects of the growth stage on the tolerance to heavy metals in alfalfa plants (*Medicago sativa*). *Advances in Environmental Research*. 2004. Vol. 8. № 3–4. P. 679–685.
- <sup>1466</sup> Ciura J., Poniedzialek M., Sekara A., Jedrszczyk E. The possibility of using crops as metal phytoremediants. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2005. Vol. 14. № 1. P. 17–22.
- <sup>1467</sup> Chiu K.K., Ye Z.H., Wong M.H. Enhanced uptake of As, Zn, and Cu by *Vetiveria zizanioides* and *Zea mays* using chelating agents. *Chemosphere*. 2005. Vol. 60(10). P. 1365–1375.
- <sup>1468</sup> Чеснокова Т.А., Шведова Л.В., Терехова А.С., Невский А.В. Влияние природы солей меди на её миграционные свойства в системе почва-растение. *Экология и промышленность России*. 2010. № 12. С. 34–36.
- <sup>1469</sup> Tlustos P., Balik J., Pavlikova D., Szakova J. The uptake of cadmium, zinc, arsenic and lead by chosen crops. *Rostlinna Vyroba*. 1997. Vol. 43. № 10. P. 365–370.
- <sup>1470</sup> Наумова Р.П., Кудряшов В.Н., Григорьева Т.В., Гафуров Р.Р., Мухаметшин И.Р., Хузаянов Р.Х., Несмелов А.А. Предварительная оценка потенциала фиторемедиации твёрдых химических отходов. *Учёные записки Казанского государственного университета. Естественные науки*. 2008. Т. 150. Кн. 2. С. 156–165.
- <sup>1471</sup> Маджугина Ю.Г., Кузнецов Вл.В., Шевякова Н.И. Растения полигонов захоронения бытовых отходов мегаполисов как перспективные виды для фиторемедиации. *Физиология растений*. 2008. Т. 55. № 3. С. 453–463.
- <sup>1472</sup> Lai H.-Y., Su S.-W., Guo H.-Y., Chen Z.-S. Phytoremediation and the uptake characteristics of different rice varieties growing in Cd of As-contaminated soils in Taiwan. *Soil Science and Plant Nutrition*. 2010. Vol. 56. Iss. 1. P. 31–52.

- <sup>1473</sup> Sievers F., et al., Fast, scalable generation of high-quality protein multiple sequence alignments using Clustal Omega. *Molecular Systems Biology*. 2011. №7. P. 539.
- <sup>1474</sup> Brooks R.R. Plant that hyperaccumulate heavy metals (their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining). Wallingford: CAB International, 1998. 380 p.
- <sup>1475</sup> Vassilev A. Metal phytoextraction: state of art and perspectives. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*. 2002. Vol. 8. P. 125–140.
- <sup>1476</sup> Писаренко Е.Н. Использование подсолнечника в качестве ремедианта загрязнённых почв. *Теоретическая и прикладная экология*. 2009. № 2. С. 38–40.
- <sup>1477</sup> Писаренко Е.Н., Рогачева С.М., Губина Т.И. Фиторемедиация среднесолённых земель, загрязнённых никелем и медью. *Экологические проблемы промышленных городов*. Саратов: СГТУ. 2007. С. 236–239.
- <sup>1478</sup> Прохорова Н.В., Матвеев Н.М., Павловский В.А. Аккумуляция тяжёлых металлов дикорастущими и культурными растениями в степном Поволжье. Самара: Изд-во СамГУ, 1998. 131 с.
- <sup>1479</sup> Baker A. J.M., Reeves R.D., Mcgrath S. P. In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal accumulating plants. «In situ bioremediation», eds. by Hinchee R. E. and Olfenbittel R. E. – Stoneham, Butterworth-Heinemann, 1991. P. 539–544.
- <sup>1480</sup> Петров Н.Ю., Трофимова Т.А. Фиторемедиация техногенно загрязнённых тяжёлыми металлами светло-каштановых почв южной пригородной агропромзоны г. Волгограда с помощью горчицы сарептской. *Аграрный вестник Урала*. 2009. № 9 (63). С. 64–65.
- <sup>1481</sup> LaCoste C., Robinson B., Brooks R. Uptake of tallium by vegetables: its significance for human health, phytoremediation and phytomonitoring. *Journal of Plant Nutrition*. 2001. Vol. 24. № 8. P. 1205–1215.
- <sup>1482</sup> Башмаков Д.И., Лукаткин А.С. Аккумуляция тяжёлых металлов некоторыми высшими растениями в разных условиях местообитания. *Агрехимия*. 2002. № 9. С. 66–71.
- <sup>1483</sup> Brune A., Urbach W., Dietz K-J. Differential toxicity of heavymetals is partly to a loss of preferential extraplasmatic compartmentation: A comparison of Mo-, Ni- and Zn-stress. *New Phytologist*. 1995. Vol. 129. P. 403–409.
- <sup>1484</sup> Андреева, И.В., Злобина М.В., Байбеков Р.Ф. Фиторемедиационная способность дикорастущих и культурных растений. *Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии*. 2010. №1. С.8–17.
- <sup>1485</sup> Кулаева О.А. Молекулярно-генетические основы устойчивости высших растений к кадмию и его аккумуляции. *Экологическая генетика*. Т. VIII. 2010. № 3. С. 3–15.
- <sup>1486</sup> Ильин В.Б. Тяжелые металлы – защитные возможности почв и растений-урожай и химические элементы в системе почва-растения. Новосибирск: Наука, 1982. С. 73–92.
- <sup>1487</sup> Trass H. Cryptoindication or the level of atmospheric airpollution and ecological monitoring. *Ученые записки Тартского университета*. 1988. Вып. 12. С. 25–31.
- <sup>1488</sup> Кабата-Пендиас А., Микроэлементы в почвах и растениях (пер. с англ.). Х. Пендиас. М.: Мир, 1989. С. 156–161.
- <sup>1489</sup> Ковалевский А.Л. Основные закономерности формирования химического состава растений. *Тр. Бурятского института БФ СО АН СССР*. Вып. 2. Улан-Удэ, 1969. С. 6–28.
- <sup>1490</sup> Hare P.D., Cress W.A. Metabolic implications of stress-induced accumulations in plants. *Plant Growth Regulations*. 1997. Vol. 21. P. 79–102.

- <sup>1491</sup> Гиниятуллин Р.Х. Оценка содержания металлов в надземных органах березы повислой в условиях полиметаллического загрязнения окружающей среды. *Аграрная Россия*. 2010. №6. С. 21–25.
- <sup>1492</sup> Moffat A. Plants proving their worth in toxic metal cleanup. *Science*. 1995. Vol. 269. P. 302–303.
- <sup>1493</sup> Капитанова Т.М. Прогнозирование ожидаемых уровней загрязнения тяжелыми металлами кормовых растений / Т.М. Капитанова, Е.С. Минина, М.А. Семина и др. *Миграция тяжелых металлов и радионуклидов в звене: почва – растение (корм, рацион) – животное – продукт животноводства – человек: материалы Второго Междунар. Симпозиума, 28–30 марта 2000 г.* Великий Новгород: НовГУ, 2000. 273 с.
- <sup>1494</sup> Черников В.А. Экологически безопасная продукция: учеб. пособие для ВУЗов–М.: КолосС, 2009. 448 с.
- <sup>1495</sup> Никифорова М.В. К вопросу о снижении урожая и его качества на загрязненных тяжелыми металлами почвах. *Зерновое хозяйство*. 2006. №4. С. 29–31.
- <sup>1496</sup> Wegelin Th. PAK und Schwermetalle in Böden entlang starkbefahrener Strassen. Amt für Gewässerschutz und Wasserbau AGWFachstelle. *Bodenschutz FaBo*. 1997. № 11. P. 27–29.
- <sup>1497</sup> Добровольский В.В. Основы биогеохимии: учебник для студентов ВУЗов обучающихся по спец. 013000 и направлению 510700 «почвоведение». М.: Издательский центр «Академия». 2003. 400 с.
- <sup>1498</sup> Экологический мониторинг: шаг за шагом / Е.В. Веницианови др., под ред. Е.А. Заика. М.: Изд-во РХТУ им. Д.И. Менделеева, 2003. 252 с
- <sup>1499</sup> Егошина, Т.Л. Особенности аккумуляции тяжелых металлов дикорастущими видами ягод и грибов/ Т.Л. Егошина, А.Е. Скопин, А.Н. Шулятьева. *Пищевые ресурсы дикой природы и экологическая безопасность населения: материалы междунар. конф. 16–18 ноября 2004 г.*, Киров : ВНИИОЗ. 2004. 221 с.
- <sup>1500</sup> Скарлыгина-Уфимцева, М. Д. Техногенное загрязнение растений тяжелыми металлами и его эколого-биологический эффект. *Тяжелые металлы в окружающей среде*. М.: МГУ. 1980. С. 103–108.
- <sup>1501</sup> Fritsche M., Becker G. Schadstoffgehalte von Bankettschäl- und Kehrgut und deren umweltverträgliche Entsorgung. FachhochschuleMünster, 1992. 165 p.
- <sup>1502</sup> Дричко В.Ф. Оценка скорости очищения загрязненных почв методом фитомелиорации. *Почвоведение*. 2006. №9. С. 1144–1149.
- <sup>1503</sup> Цугкиев Б.Г. Экологические способы нейтрализации тяжелых металлов в почве. *Земледелие*. 2004. №1. С. 15–20.
- <sup>1504</sup> Сискевич Ю.И., Николаева Г.Н. Использование рапса ярового в качестве фитомелиоранта. *АгроXXI*. 2008. №4–6. С. 67–69.
- <sup>1505</sup> Трофимова Т.А. Применение посевов горчицы сарептской в целях фиторемедиации техногенно загрязненных тяжелыми металлами светло-каштановых почв южной пригородной агропромзоны г. Волгограда : дис. ... канд.с/х наук : 03.00.16 / Трофимова Татьяна Анатольевна. Волгоград, 2009. 184 с.
- <sup>1506</sup> Плешакова Е.В., Решетников Е.В., Любань Е.В. Биогенная миграция Cd, Pb, Ni и As в системе «почва – растение» и изменение биологической активности почвы. *Известия Саратовского университета*. Т.10. Сер. Науки о Земле. 2010. Вып. 2. С. 59–66.
- <sup>1507</sup> Постников Д.А. Фитомелиорация и фиторемедиация почв сельскохозяйственного назначения с различной степенью окультуренности и экологической нагрузки: дис. ... д-ра с/х наук : 03.00.16 / Постников Дмитрий Андреевич. Брянск, 2009. 261 с.

- <sup>1508</sup> Доржонова В.О. Фитоэкстракция и фитотоксичность тяжелых металлов в загрязненных почвах :автореф. дис...канд. биол. наук : 06.01.04 / Доржонова Виктория Олеговна. Улан-Удэ, 2003. 23 с.
- <sup>1509</sup> Маджугина Ю.Г. Исследование способности вейника наземного аккумулировать тяжелые металлы с целью разработки технологий фиторемедиации: дис. ... канд. биол. наук : 03.00.12 / Маджугина Юлия Григорьевна. М, 2008. 25 с.
- <sup>1510</sup> Васильева Т.Н. Фиторемедиационные аспекты загрязнения урбанизированных почв Оренбурга: автореф. дис. ...канд. биол. наук : 03.02.01 / Васильева Татьяна Николаевна. Оренбург, 2011. 23 с.
- <sup>1511</sup> Кудряшова В.И. Аккумуляция тяжелых металлов дикорастущими растениями: дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Кудряшова Вероника Игоревна. 2003. 144 с.
- <sup>1512</sup> Байсеитова Н.М., Сартаева Х.М., Сарсенбаева М.У., Раимбекова Б.Т. Накопление тяжелых металлов в растениях в зависимости от уровня загрязнения почв. *Молодой ученый*. 2014. №2(61). С. 379382.
- <sup>1513</sup> Химия тяжелых металлов, мышьяка и молибдена в почвах /под ред. Н.Г. Зырина, Л.К. Садовниковой. М., 1985. 208 с.
- <sup>1514</sup> Кириллук Л.И., Буганов А.А., Бахтина Е.А. Тяжелые металлы в растениях природных и урбанизированных ландшафтов. *Лесное хозяйство*. 2004. №6. С. 19–21.
- <sup>1515</sup> Средин А.Д. Реабилитация почв лесных питомников и урбанизированных территорий с использованием газонных трав и удобрений из органических отходов: автореф. дис. .канд. с–х наук : 06.03.01 / Средин Алексей Дмитриевич. Йошкар-Ола, 2011. 24 с.
- <sup>1516</sup> Титов А.Ф. Устойчивость растений к тяжелым металлам. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. С. 106.
- <sup>1517</sup> Титов А.Ф. Устойчивость растений к тяжелым металлам. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. С. 108.
- <sup>1518</sup> Добровольский В.В. Биосферные циклы тяжелых металлов и регуляторная роль почвы. *Почвоведение*. 1997. №4. С. 431–441.
- <sup>1519</sup> Mathis P., Kayser A. Plant uptake of heavy metals following glyphosate treatment. *Proc. 67<sup>th</sup> Inter. Conf. Biogeochem. Trans Elements, July 29 – August 2. – Ontario*. 1999. P. 362–363.
- <sup>1520</sup> Raskin I., Kumar P.B.A.N., Dushenkov S. Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinions in biotechnology*. 1994. Vol. 5. P. 285–290.
- <sup>1521</sup> Cunningham S.D. Promises and prospects for phytoremediation. *Plant Physiology*. 1996. Vol. 110. P. 715–719.
- <sup>1522</sup> Wichmann-Fiebig M., Hummel H-J. Feinstaub – eine bleibende Herausforderung für die Luftreinhaltung. Umweltbundesamt: Jahresbericht. 2005. P. 16–24.
- <sup>1523</sup> Chaney R.L. Potential use of metal hyperaccumulatoros. *Mining Environmental Management*. 1995. Vol. 3. P. 9–11.
- <sup>1524</sup> Dushenkov S.M. Phytoremediation: a novel approach to an old problem. *Global Environmental Biotechnology*. Amsterdam: Elsevier Science, 1997. P. 563–572.
- <sup>1525</sup> Янников И.М., Алексеев В.А., Зубко Т.Л. Оценка эффективности гелий-неонового лазера как компонента экобиозащитных систем при загрязнении почвы соединениями мышьяка. *Вопросы современной науки и практики. Университет им. В.И. Вернадского*. 2009. № 1(15). С. 186–190.
- <sup>1526</sup> Рябина З.Н. Растительный покров степей Южного Урала (Оренбургская область). Оренбург: Изд-во ОГПУ. 2003. 224 с.

- 
- <sup>1527</sup> A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloid trace elements. *New Phytologist*. 2017. Vol. 218. P. 407–408.
- <sup>1528</sup> A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloid trace elements. *New Phytologist*. 2017. Vol. 219. P. 409–411.
- <sup>1529</sup> Ma L, Komar K, Tu C, Zhang W, Cai Y, Kennelley E. 2001. A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature*. 2001. Vol. 409. P. 579.
- <sup>1530</sup> Stein RJ, Horeth S, de Melo JRF, Syllwasschy L, Lee G, Garbin ML, Clemens S, Kramer U. Relationships between soil and leaf mineral composition are element-specific, environment-dependent and geographically structured in the emerging model *Arabidopsis halleri*. *New Phytologist*. 2017. Vol. 213. P. 1274–1286.
- <sup>1531</sup> Malaisse F., Grégoire J., Brooks R.R., Morrison R.S., Reeves R.D. *Aeolanthus biformifolius* De Wild.: a hyperaccumulator of copper from Zaire. *Science*. 1978. Vol. 199. P. 887–888.
- <sup>1532</sup> Brooks R.R., Lee J., Reeves R.D., Jaffre T. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*. 1977. №7. P. 49–50.
- <sup>1533</sup> Jaffre T., Brooks R., Trow J. Hyperaccumulation of nickel by *Geissois* species. *Plant and Soil*. 1979. Vol. 51. P. 157–161.
- <sup>1534</sup> Mesjasz-Przybytowicz J., Barnabas A., Przybytowicz W. Comparison of cytology and distribution of nickel in roots of Ni-hyperaccumulating and non-hyperaccumulating genotypes of *Senecio coronatus*. *Plant and Soil*. 2007. Vol. 293. P. 61–78.
- <sup>1535</sup> Chen C., Dubin R., Kim M.C. Orphan drugs and rare diseases: A scientometric review (2000–2014). *Expert Opinion on Orphan Drugs*. 2014. № 2. P. 709–724.
- <sup>1536</sup> Shan X., Wang H., Zhang S., Zhou H., Zheng Y., Yu H., Wen B.. Accumulation and uptake of light rare earth elements in a hyperaccumulator *Dicropteris dichotoma*. *Plant Science*. 2003. Vol. 165. P. 1343–1353.
- <sup>1537</sup> Galeas M.L., Zhang L.H., Freeman J.L., Wegner M., Pilon-Smits E.A.H.. Seasonal fluctuations of selenium and sulfur accumulation in selenium hyperaccumulators and related nonaccumulators. *New Phytologist*. 2006. Vol. 173. P. 517–525.
- <sup>1538</sup> LaCoste C., Robinson B.H., Brooks R.R. The phytoremediation potential of thallium-contaminated soils using *Iberis* and *Biscutella* species. *International Journal of Phytoremediation*. 1999. № 1. P. 327–338.
- <sup>1539</sup> Reeves R.D., Schwartz C., Morel J.-L., Edmondson J. Distribution and metal-accumulating behavior of *Thlaspi caerulescens* and associated metallophytes in France. *International Journal of Phytoremediation*. 2001. Vol. 3. P. 145–172.
- <sup>1540</sup> McIntyre T.C. PHYTOREM: A Global Data Base on Aquatic and Terrestrial Plants Known to Sequester, Accumulate, or Hyperaccumulate Metals in the Environment. Ottawa: Environment Canada. 2001. P. 1-15 p.
- <sup>1541</sup> McIntyre T.C. PHYTOREM: A Global Data Base on Aquatic and Terrestrial Plants Known to Sequester, Accumulate, or Hyperaccumulate Metals in the Environment. Ottawa: Environment Canada; 2001. P. 18-21.
- <sup>1542</sup> Гальченко С.В., Мажайский Ю.А. Фитомелиорация как способ детоксикации загрязнённых тяжёлыми металлами городов. *Мелиорация и окружающая среда*. 2004. Т. 2. С. 3–6.
- <sup>1543</sup> Kulyk M.I., Galytska M.A., Samoylik M.S., Zhornyk I.I. Phytoremediation aspects of energy crops use in Ukraine. *Agrology*. 2018. №1(4). С. 373–375.

- 
- <sup>1544</sup> Abhilash P.C., Yunus M. Can we use biomass produced from phytoremediation? *Biomass and Bioenergy*. 2011. Vol. 35(3). P. 1371–1372.
- <sup>1545</sup> Al Souki K.S., Louvel B., Douay F., Pourrut B. Assessment of *Miscanthus x giganteus* capacity to restore the functionality of metal-contaminated soils: Ex situ experiment. *Applied Soil Ecology*. 2017. Vol. 115. P. 44–52.
- <sup>1546</sup> Antonkiewicz J., Kołodziej B., Bielińska E.J. The use of reed canary grass and giant miscanthus in the phytoremediation of municipal sewage sludge. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016. Vol. 23(10). P. 9505–9517.
- <sup>1547</sup> Barbosa B., Boléo S., Sidella S., Costa J., Duarte M. P., Mendes B., Cosentino S.L., Fernando A.L. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils Using the Perennial Energy Crops *Miscanthus* spp. and *Arundo donax* L. *Bioenergy Research*. 2015. Vol. 8(4). P. 1500–1511.
- <sup>1548</sup> Bourgeois E., Dequiedt S., Lelièvre M., van Oort F., Lamy I., Ranjard L., Maron P.A. *Miscanthus* bioenergy crop stimulates nutrient-cycler bacteria and fungi in wastewater-contaminated agricultural soil. *Environmental Chemistry Letters* 2015. Vol. 13(4). P. 503–511.
- <sup>1549</sup> Gawronski S.W., Gawronska H., Lomnick, S., Sæbo A. Plants in Air Phytoremediation. *Advances in Botanical Research*. 2017. Vol. 83. P. 319–346.
- <sup>1550</sup> Wanat N., Austruy A., Joussein E., Soubrand M., Hitmi A., Gauthier-Moussard C., Lenain, J.-F., Vernay P., Munch J. C., Pichon M. Potentials of *Miscanthus x giganteus* grown on highly contaminated Technosols. *Journal of Geochemical Exploration*. 2013. P. 78–79.
- <sup>1551</sup> Cao A., Cappai G., Carucci A., Lai T. Heavy metal bioavailability and chelate mobilization efficiency in an assisted phytoextraction process. *Environmental Geochemistry and Health*. 2008. Vol. 30(2). P. 115–119.
- <sup>1552</sup> Cheraghi M., Lorestani B., Khorasani N., Yousefi N., Karami M. Findings on the Phytoextraction and Phytostabilization of Soils Contaminated with Heavy Metals. *Biological Trace Element Research*. 2011. Vol. 144(1). P. 1133–1141.
- <sup>1553</sup> Muratova A., Panchenco L., Dubrovskaya Ye. Phytoremediation of oil-sludge-contaminated soil: from laboratory to field experience. In: *Trends in Bioremediation and Phytoremediation*. Plaza G, editor. Kerala: Research Signpost. 2010. P. 403–427.
- <sup>1554</sup> Murygina V., Gaidamaka S., Yankevich M., Tumasyanz A. Bioremediation of railway sludge and old black mineral oil polluted soil with the oildegrading preparation «Rhoder». *Environmental Science & Technology*. 2011. Vol. 3. P. 791–798.
- <sup>1555</sup> Yemashova N.A., Murygina V.P., Zhukov D.V., Zakharyantz A.A., Gladchenko M.A., Appanna V., Kalyuzhnyi S.V. Biodeterioration of crude oil and oil derived products: a review. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 2007. Vol. 6. P. 315–337.
- <sup>1556</sup> de Abreu C.A., Coscione A.R., Pires A.M., Paz-Ferreiro J. Phytoremediation of a soil contaminated by heavy metals and boron using castor oil plants and organic matter amendments. *Journal of Geochemical Exploration*. 2012. Vol. 123. P. 3–7.
- <sup>1557</sup> Zhao F., Dunham S., McGrath S. Arsenic hyperaccumulation by different fern species. *New Phytologist*. 2002. Vol. 156 (1). P. 27–31.
- <sup>1558</sup> Hanikenne M., Talke I.N., Haydon M.J., Lanz C., Nolte A., Motte P., Kroyman J., Weigel D., Kramer U. Evolution of metal hyperaccumulation required cis-regulatory changes and triplication of HMA4. *Nature*. 2008. Vol. 453. P. 391–395.
- <sup>1559</sup> van der Ent A, Baker AJM, Reeves RD, Pollard AJ, Schat H. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. *Plant and Soil*. 2013. Vol. 362. P. 319–334.

- <sup>1560</sup> Kang, D.-H., Tsao D., Wang-Cahill F., Rock S., A.P. Schwab, Banks M.K. Assessment of Landfill Leachate Volume and Concentration of Cyanide and Fluoride during Phytoremediation. *Bioremediation Journal*. 2012. Vol. 12. № 1. P. 37–40.
- <sup>1561</sup> Evangelou M.W.H., Papazoglou E.G., Robinson B.H., Schulin R. Phytomanagement: Phytoremediation and the Production of Biomass for Economic Revenue on Contaminated Land. In *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants*. 2015. Is. 1. P. 115–132.
- <sup>1562</sup> Reeves R.D. Nickel and zinc accumulation by species of *Thlaspi* L., *Cochlearia* L., and other genera of the Brassicaceae. *Taxon*. 1988. Vol. 37. P. 309–318.
- <sup>1563</sup> Jaffré T. Accumulation du manganese par des espèces associées aux terrains ultrabasiques de Nouvelle-Calédonie. *C R Acad Sci Paris* 1977. D 284. P. 1573–1575.
- <sup>1564</sup> Swenson U., Munzinger J. Revision of *Pycnandra* subgenus *Sebertia* (Sapotaceae) and a generic key to the family in New Caledonia. *Adansonia*. 2010. Vol. 32. P. 239–249.
- <sup>1565</sup> Brooks R.R., Wither E.D. Nickel accumulation by *Rinorea bengalensis* (Wall.) O.K. *Journal of Geochemical Exploration*. 1977. Vol. 7. P. 295–300.
- <sup>1566</sup> Reeves R.D. Hyperaccumulation of nickel by serpentine plants. In: Baker AJM, Proctor J, Reeves RD (eds) *The vegetation of ultramafic (serpentine) soils*. 1992. Intercept, Andover UK. P. 253–277.
- <sup>1567</sup> Fischerova Z., et al. A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements. *Environment Pollution*. 2006. 144(1). P. 93–100.
- <sup>1568</sup> Jaffré T., Brooks R.R., Lee J., Reeves R.D. *Sebertia acuminata*: a hyperaccumulator of nickel from New Caledonia. *Science*. 1976. Vol. 193. P. 579–580.
- <sup>1569</sup> Hoffmann P., Baker A.J.M., Proctor J., Madulid D.A. *Phyllanthus balgooyi* (Euphorbiaceae s.l.), a new nickel-hyperaccumulating species from Palawan and Sabah. *Blumea*. 2003. Vol. 48. P. 193–199.
- <sup>1570</sup> Лайдинен Г.Ф., Казнина Н.М., Таланова В.В., Титов А.Ф. Влияние свинца на рост и развитие многолетних злаков. *Физиологические аспекты продуктивности растений. Материалы научно-методической конференции*. Орел. 2004. Ч. 1. С. 144–148.
- <sup>1571</sup> Reeves R.D. Hyperaccumulation of trace elements by plants. In: Morel J.-L., Echevarria G., Goncharova N. (eds) *Phytoremediation of metal-contaminated soils*, Proceedings of the NATO Advanced Study Institute, Trest' Castle, Czech Republic, 18–30 August 2002. *NATO Science Series: IV: Earth and Environmental Sciences 68*. 2005. Springer, Berlin. 2005. P. 25–52.
- <sup>1572</sup> Rue M., Rees F., Simonnot M.O., Morel J.L. Phytoextraction of Ni from a toxic industrial sludge amended with biochar. *Journal of Geochemical Exploration*. 2019/ Vol. 196. P. 173–181.
- <sup>1573</sup> Reeves R.D., Brooks R.R. European species of *Thlaspi* L. (Cruciferae) as indicators of nickel and zinc. *Journal of Geochemical Exploration*. 1983. Vol. 18. P. 275–283.
- <sup>1574</sup> Reeves R.D., Brooks R.R. Hyperaccumulation of lead and zinc by two metallophytes from a mining area in Central Europe. *Environmental Pollution*. 1983. Vol. 31. P. 277–287.
- <sup>1575</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. № 1. P. 81–82.
- <sup>1576</sup> Jaffré T. Etude écologique du peuplement végétal des sols dérivés de roches ultrabasiques en Nouvelle-Calédonie. Paris: Travaux et Documents de l'ORSTOM. 1980. 124 p.



- <sup>1577</sup> Cataldo D.A., Garland T.R., Wildung R.E. Nickel in plants. I. Uptake kinetics using intact soybean seedlings. *Plant Physiol.* 1978. Vol. 62. P. 563–565.
- <sup>1578</sup> Metali F., Salim K.A., Burslem D.F.R.P. Evidence of foliar aluminium accumulation in local, regional and global data-sets of wild plants. *New Phytologist.* 2012. Vol. 193. P. 637–649.
- <sup>1579</sup> Clemens S., Palmgren M.G., Kramer U. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in Plant Science.* 2002. № 7. P. 309–315.
- <sup>1580</sup> Schat H. Plant responses to inadequate and toxic micro-nutrient availability: General and nutrient-specific mechanisms. In: Gissel-Nielsen G, Jensen A (eds) *Plant nutrition – molecular biology and genetics.* 1999. Kluwer, Dordrecht. P. 311–326.
- <sup>1581</sup> Shah K., Nongkynrih J.M. Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biologia Plantarum.* 2007. Vol. 51. P. 618–634.
- <sup>1582</sup> Ernst W.H.O. Evolution of metal tolerance in higher plants. *Forest Snow and Landscape Research.* 2006. Vol. 80(3). P. 251–274.
- <sup>1583</sup> Hobbs R.H., Streit B. Heavy metal concentrations in plants growing on a copper mine spoil in the Grand Canyon, Arizona. *The American Midland Naturalist Journal.* 1986. Vol. 115. P. 277–281.
- <sup>1584</sup> Pollard A.J., Powell K.D., Harper F.A., Smith J.A.C. The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *Critical Reviews in Plant Sciences.* 2002. Vol. 21. P. 539–566.
- <sup>1585</sup> Reeves R.D., Schwartz C., Morel J.L., Edmondson J. Distribution and metal-accumulating behavior of *Thlaspi caerulescens* and associated metallophytes in France. *International Journal of Phytoremediation.* 2001. Vol. 3. P. 145–172.
- <sup>1586</sup> Bert V., Meerts P., Saumitou-Laprade P., Salis P., Gruber W., Verbruggen N. Genetic basis of Cd tolerance and hyperaccumulation in *Arabidopsis halleri*. *Plant and Soil.* 2003. Vol. 249. P. 9–18.
- <sup>1587</sup> Assunção A.G.L., Bookum W.M., Nelissen H.J.M., Vooijs R., Schat H., Ernst W.H.O. Differential metal-specific tolerance and accumulation patterns among *Thlaspi caerulescens* populations originating from different soil types. *New Phytologist.* 2003. Vol. 159. P. 411–412.
- <sup>1588</sup> Macnair M. The hyperaccumulation of metals by plants. *Advances in Botanical Research.* 2003. Vol. 40. P. 63–105.
- <sup>1589</sup> Talke I.N., Hanikenne M., Kramer U. Zinc-dependent global transcriptional control, transcriptional deregulation, and higher gene copy number for genes in metal homeostasis of the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *Plant Physiology.* 2006. Vol. 142. P. 148–167.
- <sup>1590</sup> Kramer U. Metal hyperaccumulation in plants. *Annual Review of Plant Biology.* 2010. Vol. 61. P. 517–534.
- <sup>1591</sup> Pollard A.J., Stewart H.S., Roberson C.B. Manganese hyperaccumulation in *Phytolacca americana* L. from the Southeastern United States. *Northeastern Naturalist.* 2009. Vol. 16. P. 155–162.
- <sup>1592</sup> Küpper H., Lombi E., Zhao F.J., Wieshammer G., McGrath S.P. Cellular compartmentation of nickel in the hyperaccumulators *Alyssum lesbiacum*, *Alyssum bertolonii* and *Thlaspi goesingense*. *Journal of Experimental Botany.* 2001. Vol. 52. P. 2291–2300.
- <sup>1593</sup> The Plant List 2010. URL: <http://www.theplantlist.org/>.
- <sup>1594</sup> Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: учебное пособие; Институт биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН. 2011. С. 52–56.

- 
- <sup>1595</sup> Ronchini, M., et al., Palladium uptake by *Pisum sativum*: partitioning and effects on growth and reproduction. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015. 22(10). P. 7600–7611.
- <sup>1596</sup> Baker A.J.M., Whiting S.N. In search of the Holy Grail – a further step in understanding metal hyperaccumulation. *New Phytologist*. 2002. Vol. 155. P. 1–7.
- <sup>1597</sup> McGrath S.P. Phytoextraction for soil remediation. In: Brooks R.R. (ed) Plants that hyperaccumulate heavy metals. 1998. CAB International, Wallingford UK. P. 261–287.
- <sup>1598</sup> Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd Edition, CRC Press, Boca Raton, 2001. P. 256.
- <sup>1599</sup> Goland-Goldhirsh A. Plant tolerance to heavy metals, a risk for food toxicity or a means for food fortification with essential metals: the *Allium schoenoprasum* model *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation* ed I Twardowska, H E Allen and M M Haggblom (Amsterdam: Springer) 2006. P. 479–486.
- <sup>1600</sup> Belimov A.A., Hontzeas N., Safranova V.I., Demchinskaya S.V., Piluzza G., Bullitta S., Glick B.R. Cadmium-tolerant plant growth-promoting bacteria associated with the roots of Indian mustard (*Brassica juncea* L. Czern.). *Soil Biology and Biochemistry*. 2005. Vol. 37. P. 241–250.
- <sup>1601</sup> Orłowska E., Przybyłowicz W., Orłowski D., Turnau K., Mesjasz-Przybyłowicz J. The effect of mycorrhiza on the growth and elemental composition of Ni-hyperaccumulating plant *Berkheya coddii* Roessler. *Environmental Pollution*. 2011. Vol. 159. P. 3730–3738.
- <sup>1602</sup> Koptsik G.N. Problems and prospects concerning the phytoremediation of heavy metal polluted soils: A review. *Eurasian Soil Science*. 2014. Vol. 47. P. 923–939.
- <sup>1603</sup> Singh A., Fulekar M.H. Phytoremediation of heavy metals by *Brassica juncea* in aquatic and terrestrial environment. *The Plant Family Brassicaceae: Contribution Towards Phytoremediation* ed N A Anjum, I Ahmad, M E Pereira, A C Duarte, S Umar and N A Khan (Amsterdam: Springer Science+Business Media). 2012. P. 153–69.
- <sup>1604</sup> Sharma H. Phytoremediation of lead using *Brassica juncea* and *Vetiveria zizanoides* *Int. J. Life Sciences Research*. 2016. Vol. 4(1). P. 91–96.
- <sup>1605</sup> Turan M., Esringu A. Phytoremediation based on canola (*Brassica napus* L.) and Indian mustard (*Brassica juncea* L.) planted on spiked soil by aliquot amount of Cd, Cu, Pb, and Zn. *Plant, Soil and Environment*. 2007. Vol. 53(1). P. 7–15.
- <sup>1606</sup> Sheng X.F., Xia J.J. Improvement of rape (*Brassica napus*) plant growth and cadmium uptake by cadmium-resistant bacteria. *Chemosphere*. 2006. № 64. P. 1036–1042.
- <sup>1607</sup> Dell'Amico E., Cavalva L., Andreoni V. Improvement of *Brassica napus* growth under cadmium stress by cadmium-resistant rhizobacteria. *Soil Biology and Biochemistry*. 2008. Vol. 40. P. 74–84.
- <sup>1608</sup> Wiche O., Zertani V., Hentschel W., Achtziger R., Midula P. Germanium and rare earth elements in topsoil and soil-grown plants on different land use types in the mining area of Freiberg (Germany). *Journal of Geochemical Exploration*. 2017. Vol. 175. P. 120–129.
- <sup>1609</sup> Dasgupta S., Satvat P.S., Mahinrakar A.B. Ability of *Cicer arietinum* (L.) for bioremoval of lead and chromium from soil. *IJTES*. 2011. Vol. 2(3). P. 338–341.
- <sup>1610</sup> Wani P.A., Khan M.S., Zaidi A. Impact of heavy metal toxicity on plant growth, symbiosis, seed yield and nitrogen and metal uptake in chickpea. *Australian Journal of Experimental Agriculture International*. 2007. Vol. 47. P. 712–720.

- 
- <sup>1611</sup> Kambhampati M.S., Vu V.T. EDTA enhanced phytoremediation of copper contaminated soils using chickpea (*Cicer arietinum* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2013. Vol. 91. P. 310–313.
- <sup>1612</sup> Takeda R., Sato Y., Yoshimura R., Komemushi S., Sawabe A. Accumulation of heavy metals by cucumber and *Brassica juncea* under different cultivation conditions. *Proc. Ann. Int. Conf. on Soil Sediments Water Energy (Massachusetts)* (California: The Berkeley Electronic Press). 2006. P. 293–299.
- <sup>1613</sup> Alvarado S., Guedez M., Lue-Meru M.P., Nelson G., Alvaro A., Jesus A.C., Gyula Z. Arsenic removal from water by bioremediation with the aquatic plants water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and lesser duckweed (*Lemna minor*). *Biosource Tech.* 2008. Vol. 99. P. 8436–8440.
- <sup>1614</sup> Mishra V.K., Tripathi B.D. Accumulation of chromium and zinc from aqueous solutions using water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Journal of Hazardous Substance Research*. 2009. Vol. 164. P. 1059–63.
- <sup>1615</sup> Saleh H.M. Water hyacinth for phytoremediation of radioactive waste simulate contaminated with cesium and cobalt radionuclides *Nuclear Engineering and Design*. 2012. Vol. 242. P. 425–432.
- <sup>1616</sup> Jamil S., Abhilash P.C., Singh N., Sharma P.N. *Jatropha curcas*: a potential crop for coal fly ash. *Journal Hazards Materials*. 2009. Vol. 172. P. 269–275.
- <sup>1617</sup> Yadav S.K., Juwarkar A.S., Kumar P., Thawale P.R., Singh S.K., Chakrabarti T. Bioaccumulation and phyto-translocation of arsenic, chromium, and zinc by *Jatropha curcas* L.: impact of diary sludge and biofertilizer. *Bioresource Technology*. 2003. Vol. 100. P. 4616–4622.
- <sup>1618</sup> Marrugo-Negrete J., Durango-Hernandez J., Pinedo-Hernandez J., Olivero-Verbel J., Diez S. Phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Jatropha curcas*. *Chemosphere*. 2015. № 127. P. 58–63.
- <sup>1619</sup> Alaribe F.O., Agamuthu P. Assessment of phytoremediation potentials of *Lantana camara* in Pb impacted soil with organic wasted additives. *Ecological Engineering*. 2015. Vol. 83. P. 513–520.
- <sup>1620</sup> Wani P.A., Khan M.S. Bioremediation of lead by a plant growth promoting *Rhizobium* species RL9. *Bacteriology Journal*. 2012. №2(4). P. 66–78.
- <sup>1621</sup> Gunduz S., Uygur F.N., Kahramanoglu I. Heavy metal phytoremediation potentials of *Lepidium sativum* L., *Lactuca sativa* L., *Spinacia oleracea* L. and *Raphanus sativus* L. *Herald Journal of Agriculture and Food Science Research*. 2012. №1(1). P. 5.
- <sup>1622</sup> Gunduz S., Uygur F.N., Kahramanoglu I. Heavy metal phytoremediation potentials of *Lepidium sativum* L., *Lactuca sativa* L., *Spinacia oleracea* L. and *Raphanus sativus* L. *Herald Journal of Agriculture and Food Science Research*. 2012. №1(1). P. 1–2.
- <sup>1623</sup> Achakzai A.K.K., Bazai Z.A., Kayani S.A. Accumulation of heavy metals by lettuce (*Lactuca sativa* L.) irrigated with different levels of wastewater of Quetta City. *Pakistan Journal of Botany*. 2011. Vol. 43(6). P. 2953–2960.
- <sup>1624</sup> Rashid A., Mahmood T., Mehmood F., Khalid A., Saba B., Batool A., Riaz A. Phytoaccumulation, competitive adsorption and evaluation of chelators-metal interaction in lettuce plant. *Environmental Engineering and Management Journal*. 2014. Vol. 13(10). P. 2683–2692.
- <sup>1625</sup> Quainoo A.K., Konadu A., Kumi M. The potential of shea nut shells in phytoremediation of heavy metals in contaminated soil using lettuce (*Lactuca sativa*) as a test crop. *Journal of Bioremediation & Biodegradation*. 2015. Vol. 6(1). P. 1–7.

- <sup>1626</sup> Ghnaya T., Mnassri M., Ghabriche R., Wali M., Poschenriender C., Lutts S., Abdelly C. Nodulation by *Sinorhizobium meliloti* originated from a mining soil alleviates Cd toxicity and increases Cd-phytoextraction in *Medicago sativa* L. *Frontiers in Plant Science*. 2015. №6. P. 1–10.
- <sup>1627</sup> Li P., Wang X., Zhang T., Zhou D., He Y. Effect of several amendments on rice growth and uptake of copper and cadmium from a contaminated soil. *Journal of Environmental Sciences*. 2008. Vol. 20. P. 449–455.
- <sup>1628</sup> Akter S., Afrin R., Mia M.Y., Hossen M.Z. Phytoremediation of chromium (Cr) from tannery effluent by using water lettuce (*Pistia stratiotes*). *ASA University Review*. 2014. №8(2). P. 149–156.
- <sup>1629</sup> Das S., Goswami S., Talukdar A.D. A study on cadmium phytoremediation potential of *Pistia stratiotes* L (water lettuce). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2014. Vol. 92. P.169–174.
- <sup>1630</sup> Farnese F.S., Oliveira J.A., Lima F.S., Leao G.A., Gusman G.S., Silva L.C. Evaluation of the potential of *Pistia stratiotes* L. (water lettuce) for bioindication and phytoremediation of aquatic environments contaminated with arsenic. *Brazilian Journal of Biology*. 2014. Vol. 74(3). P. 103–112.
- <sup>1631</sup> Garg N., Singla P., Bhandari P. Metal uptake, oxidative metabolism, and mycorrhization in pegeon pea and pea under arsenic and cadmium stress. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*. 2014. Vol. 39. P. 234–250.
- <sup>1632</sup> Malecka A., Piechalak A., Morkunas I. Accumulation of lead in root cells of *Pisum sativum*. *Acta Physiologiae Plantarum*. 2008. Vol. 30. P. 629–637.
- <sup>1633</sup> Wani P.A., Khan M.S., Zaidi A. Effects of heavy metal toxicity on growth, symbiosis, seed yield and metal uptake in pea grown in metl amanded soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2008. Vol. 81. P. 152–158.
- <sup>1634</sup> Hegedusova A., Jakabova S., Vargova A., Hegeus O., Pernyeszi T.J. Use of phytoremediation techniques for elimination of lead from polluted soils. *Nova Biotechnologica*, 2009. №9(2). P. 125–32.
- <sup>1635</sup> Sharma S., Sharma P., Mehrotra P. Bioaccumulation of heavy metals in *Pisum sativum* L. gowing in fly ash amandd soil. *Journal of American Science*. 2010. №6(6). P. 43–50.
- <sup>1636</sup> Gunduz S., Uygur F.N., Kahramanoglu I. Heavy metal phytoremediation potenciales of *Lepidium sativum* L., *Lactuca sativa* L., *Spinacia oleracea* L. and *Raphanus sativus* L. *Herald Journal of Agriculture and Food Science Research*. 2012. №1(1). P. 3.
- <sup>1637</sup> Hatano K., Kanazawa K., Tomura K., Yamatsu T., Tsunoda K., Kubota K. Molases melanoidin promotes copper uptake for radish sprouts: the potential for an accelerator of phytoextraction. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016. Vol. 23. P. 17656–17663.
- <sup>1638</sup> Patel M., Subramanian R.B. Effect of a chelating agent on lead uptake by *Spinacia olearea* Poll. *Research*. 2006. Vol. 25(1). P. 77–79.
- <sup>1639</sup> Salaskar D., Shrivastava M., Kale S.P. Bioremediation potential od spinach (*Spinacia oleracea* L.) for decontamination of cadmium in soil. *Current Science*. 2011. Vol. 101(10). P. 1359–1363.
- <sup>1640</sup> Pathak C., Chopra A.K., Zivastava S. Accumulation of heavy metals in *Spinacia oleracea* irrigated with paper mill effluent and sewage. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2013. Vol. 185. P. 7343–7352.
- <sup>1641</sup> Jahanbakhshi S., Rezaei M.R., Sayyari-Zahan M.H. Optimization of phytoremediation in Cd-contaminated soil by using Taguchi method in *Spinacia oleracea* *Proceedings of the*

---

*International Academy of Ecology and Environmental Sciences*. Vol 4. Ed. W. Zhang (Hongkong: International Academy of Ecology and Environmental Sciences). 2014. P. 185–193.

<sup>1642</sup> Wiche O et al Effects of intercropping of oat (*Avena sativa* L.) with white lupin (*Lupinus albus* L.) on the mobility of target elements for phytoremediation and phytomining in soil solution. *International Journal of Phytoremediation*. 2016. Vol. 18. P. 900–907.

<sup>1643</sup> Wei S., Zhou Q., Koval P.V. Flowering stage characteristic of cadmium hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and their significance to phytoremediation. *Science of the Total Environment*. 2006. Vol. 369. P. 441–446.

<sup>1644</sup> Wei S., Li Y., Zhou Q., Srivastava M., Chiu S., Zhan J., Wu Z., Sun T. Effect of fertilizer amendments on phytoremediation of Cd-contaminated soil by newly discovered hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. *Journal of Hazardous Materials*. 2010. Vol. 176. P. 269–73.

<sup>1645</sup> Ji P., Sun T., Song Y., Ackland M.L., Liu Y. Strategies for enhancing the phytoremediation of cadmium-contaminated agricultural soils by *Solanum nigrum* L. *Environmental Pollution*. 2011. Vol. 159. P. 762–768.

<sup>1646</sup> Pinto A.P., Mota A.M., de Varennes A., Pinto F.C. Influence of organic matter on uptake of cadmium, zinc, copper and iron by shorgum plant. *Science of the Total Environment*. 2004. Vol. 326. P. 239247.

<sup>1647</sup> Tiecher T., Ceretta C.A., Ferreira P.A.A., Lourenzi C.A., Tiecher T., Giroto E., Nicoloso F.T., Soriani H.H., De Conti L., Mimmo T., Cesco S., Brunetto G. The potential of *Zea mays* L. in remediating copper and zinc contaminated soils for grapevine production. *Geoderma*. 2016. Vol. 262. P. 52–61.

<sup>1648</sup> Abhilash M.R., Srikantaswamy S., Shiva Kumar D., Jagadish K., Shruthi L. Phytoremediation of heavy metal industrial contaminated soil by *Spinacia oleracea* L. and *Zea mays* L. *International Journal of Applied Science*. 2016. №4(1). P. 192–199.

<sup>1649</sup> Mojiri A. The potential of corn (*Zea mays*) for phytoremediation of soil contaminated with cadmium and lead. *Journal of Biological & Environmental Sciences*. 2011. Vol. 5(13). P. 17–22.

<sup>1650</sup> Wagner G.J. Accumulation of Cadmium in Crop Plants and Its Consequences to Human Health. *Advances in Agronomy*. 1993. Vol. 51. P. 173–182.

<sup>1651</sup> Kinght B., Zhao E.J., McGrath S.P., Shen Z.G. Zinc and cadmium uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* in contaminated soils and its effects on the concentration and chemical speciation of metal in soil solution. *Plant and Soil*. 1997. Vol. 197. P. 71–78.

<sup>1652</sup> Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd Edition, CRC Press, Boca Raton, 2001. P. 289-290.

<sup>1653</sup> Wiche O., Heilmeyer H. Germanium (Ge) and rare earth element (REE) accumulation in selected energy crops cultivated on two different soils. *Minerals Engineering*. 2016. Vol. 92. P. 208–215.

<sup>1654</sup> Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа. 1989. С. 18-22.

<sup>1655</sup> Свинко Й.М. Загальна геологія з основами геохімії та палеонтології: цикл лекцій для студ. хіміко-біол. та геогр. фак. (заочна форма навчання). Тернопіль: ТНПУ, 2008. 111 с.

<sup>1656</sup> Ильин В.Б., Степанова М.Д. Относительные показатели загрязнения в системе почва-растение. *Почвоведение*. 1979. №11. С.61–67.

---

<sup>1657</sup> Важенин И.Г. Почва как активная система самоочищения от токсического воздействия тяжёлых металлов – ингридиентов техногенных выбросов. *Химия в сельском хозяйстве*. 1982. №3. С. 3–5.

<sup>1658</sup> Зырин Н.Г. Задачи и перспективы развития учения о микроэлементах в почвоведении. *Биологическая роль микроэлементов*. М.: Наука, 1983. С. 149–154.

<sup>1659</sup> Злобина, М.В. Изучение ремедиационного потенциала сельскохозяйственных, дикорастущих и декоративных растений. Специальность 03.02.13 – почвоведение. Автореферат диссертации на соискание учёной степени кандидата биологических наук / Злобина Мария Владимировна. Москва. 2010. 21 с.

<sup>1660</sup> Бакланов, И.А. Накопление, распределение и действие никеля на растения–гипераккумуляторы и исключения из рода *Alyssum* 03.01.05. Физиология и биохимия растений. Автореф. дис. на соиск. учён. степен. к-та. биол. наук. /Илья Андреевич Бакланов. Москва. 2011. С. 11–18.

<sup>1661</sup> Koeppel D.E. The uptake, distribution and effect of Cd and Pb in plants. *Science of the Total Environment*. 1977. Vol. 117. P. 197–206.

<sup>1662</sup> Businelli D., Onofri A., Massaccesi L. Factors Involved in Uptake of Lead by Some Edible Crops Grown in Agricultural Soils of Central Italy. *Soil Science*. 2011. Vol. 176. P. 472–478.

<sup>1663</sup> Обуховская Т.Д., Каплунова Е.В., Сердюкова А.В. Zn, Cd, Hg, Pb в системе почва-растение. *Бюллетень почвенного института имени В.В.Докучаева*. 1983. Вып. 35. 27 с.

<sup>1664</sup> Ezaki B., Nagao E., Yamamoto Y., Nakashima S., Enomoto T. Wild plants, *Andropogon virginicus* L. and *Miscanthus sinensis* Anders, are tolerant to multiple stresses including alu-minum, heavy metals and oxidative stresses. *Plant Cell Reports*. 2008. Vol. 27(5). P. 951–961.

<sup>1665</sup> Серёгин И.В., Иванов В.Б. Передвижение ионов кадмия и свинца по тканям корня. *Физиология растений*. 1998. Т. 45. №6. С. 899–905.

<sup>1666</sup> Вагун И.В., Андреева И.В., Кошкин Е.И. Особенности накопления тяжелых металлов яровым рапсом при различных уровнях загрязнения дерново-подзолистой почвы. *Материалы Международной научной конференции молодых ученых и специалистов*. М.: РГАУМСХА. 2009. С. 205–209.

<sup>1667</sup> Серёгин И.В. Распределение тяжёлых металлов в растениях и их действие на рост. 03.00.12. – физиология и биохимия растений: автореф. дис. на соиск. учён. степ. д. биол. наук / Серёгин Илья Владимирович. Москва. 2009. С. 24–32.

<sup>1668</sup> Минкина Т.М. Накопление тяжёлых металлов в системе почва-растение в условиях загрязнения. *Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации*. 2011. № 4. С. 46–48.

<sup>1669</sup> Маджугина Ю.Г. Исследование способности вейника наземного аккумулировать тяжелые металлы с целью разработки технологии фиторемедиации. 03.00.12. – физиология и биохимия растений». Автореферат дис. на соиск. учён. степен. к-та биол. наук /Маджугина Юлия Григорьевна. Москва. 2008. С. 7–12.

<sup>1670</sup> Нестерова А.Н. Действие тяжелых металлов на корни растений: 1. Поступление свинца, кадмия и цинка в корни, локализация металлов и механизмы устойчивости растений. *Биологические науки*. 1989. №9. С. 72–86.

- <sup>1671</sup> Eren E., Arguello J.M., Arabidopsis HMA2, a divalent heavy metaltransporting P(IB)-type ATPase, is involved in cytoplasmic Zn<sup>2+</sup> homeostasis. *Plant Physiology*. 2004. Vol. 136(3). P. 3712–3723.
- <sup>1672</sup> Sarret G., Saumitow-Laprade P., Bert V., Proux O., Hazemann J.L., Traverse A.S., Marcus M.A., Manceau A. Forms of zinc accumulated in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *Plant Physiology*. 2002. Vol. 130. P. 1815–1820.
- <sup>1673</sup> Petit C.M., Van de Geijn S.C. In vivo measurement of cadmium transport and accumulations in the stems of intact tomato plants. *Planta*. 1978. Vol. 138. № 2. P. 137–143.
- <sup>1674</sup> Gomes H. Phytoremediation for bioenergy: challenges and opportunities. *Environmental Technology Reviews*. 2012. № 1. P. 1–8.
- <sup>1675</sup> Cakmak I., Welch R.M., Harh J., Norvell W.A., Ozturk L., Kochian L.V. Uptake and retranslocation of leaf-applied cadmium (<sup>109</sup>Cd) in diploid, tetraploid and hexaploid wheats. *Journal of Experimental Botany*. 2000. Vol. 51. № 343. P. 221–226.
- <sup>1676</sup> Page V., Feller U.R.S. Selective transport of zinc, manganese, nickel, cobalt and cadmium in the root system and transfer to the leaves in young wheat plants. *Annals of Botany*. 2005. Vol. 96. P. 425–428.
- <sup>1677</sup> Nath S., et al., Arsenic stress in rice: Redox consequences and regulation by iron. *Plant Physiology and Biochemistry*. 2014. Vol. 80. P. 203–210.
- <sup>1678</sup> Kayama M. Comparison of the Aluminum Tolerance of *Miscanthus sinensis* Anderss. and *Miscanthus sacchariflorus* Benthham in Hydroculture. *International Journal of Plant Sciences*. 2001. Vol. 162(5). P. 1025–1031.
- <sup>1679</sup> de la Fuente, J.M., et al., Aluminum tolerance in transgenic plants by alteration of citrate synthesis. *Science*. 1997. Vol. 276(5318). P. 1566–1568.
- <sup>1680</sup> Schmöger M.E.V., Oven M., Grill E. Detoxification of Arsenic by Phytochelatins in Plants. *Plant Physiology*. 2000. Vol. 122(3). P. 793–802.
- <sup>1681</sup> Wierzbicka M. Lead accumulation and its translocation in roots of *Allium cepa* L – autoradiographic and ultrastructural studies. *Plant, Cell & Environment*. 1987. Vol. 10. P. 17–21.
- <sup>1682</sup> Ковда В.А., Золотарёва Б.И., Скрипниченко И.И. О биологической реакции растений на тяжёлые металлы в среде. *Доклады АН СССР*. 1979. Вып. 247. № 3. С. 766–768.
- <sup>1683</sup> Korzeniowska J., Stanislawska-Glubiak E. Phytore-mediation potential of *Miscanthus × giganteus* and *Spartina pectinata* in soil contaminated with heavy metals. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015. Vol. 22(15). P. 11648–11657.
- <sup>1684</sup> Скрипниченко И.И., Золотарёва Б.И. Оценка токсического действия тяжёлых металлов (свинца) на растения овса. *Агрoхимия*. 1981. № 1. С. 103–108.
- <sup>1685</sup> Liu D., Jiang W., Gao X. Effects of cadmium on root growth, cell division and nucleoli in root tip cells of garlic. *Biologia Plantarum*. 2003/4. Vol. 47. № 1. P. 79–83.
- <sup>1686</sup> Austtenfeld F.A. Zur phytotoxizitat von nickel und kobaltsalzen in hydrokultur bei *Phaseolus vulgaris* L. Z. Pflanzenernahr. Bodenkunde. 1979. Bd. 142. H. 6. P. 769–770.
- <sup>1687</sup> Anoop, V.M., et al., Modulation of citrate metabolism alters aluminum tolerance in yeast and transgenic canola overexpressing a mitochondrial citrate synthase. *Plant Physiology*. 2003. Vol. 132(4). P. 2205–2217.
- <sup>1688</sup> Hussain D., et al. P-Type ATPase Heavy Metal Transporters with Roles in Essential Zinc Homeostasis in Arabidopsis. *The Plant Cell*. 2004. Vol. 16(5): P. 132–1339.

<sup>1689</sup> Lai L., Kumar S., Osborne S., Owens V.N. Switch-grass impact on selected soil parameters, including soil organic carbon, within six years of establishment. *Catena*. 2018. Vol. 163. P. 288–296.

<sup>1690</sup> Покровская С.Ф. Регулирование поведения свинца и кадмия в системе почва – растение. М.: Наука. 1995. С. 51–52.

<sup>1691</sup> Козаренко О.М., Козаренко А.Е. Поступление тяжёлых металлов на поверхность листьев растений в течение вегетационного периода в лиственных лесах Калужской области. *Тяжёлые металлы в окружающей среде*. Пушино. 1996. С. 85–87.

<sup>1692</sup> Csiszár J., et al., Glutathione-Related Enzyme System: Glutathione Reductase (GR), Glutathione Transferases (GSTs) and Glutathione Peroxidases (GPXs), in Redox State as a Central Regulator of Plant-Cell Stress Responses, D.K. Gupta, J.M. Palma, and F.J. Corpas, Editors. 2016, Springer International Publishing: Cham. P. 137–158.

<sup>1693</sup> Фёдорова Е.В., Одинцова Г.Я. Биоаккумуляция металлов растительностью в пределах малого аэротехногенно-загрязнённого водосбора. *Экология*. 2005. № 3. С. 26–28.

<sup>1694</sup> Brunetti, P., et al. Cadmium tolerance and phytochelatin content of *Arabidopsis* seedlings over-expressing the phytochelatin synthase gene *AtPCS1*. *Journal of Experimental Botany*. 2011. Vol. 62(15). P. 5509–5519.

<sup>1695</sup> Kovalenko C.G. Accumulation and distribution of micronutrients in Willamette red raspberry plants. *Canadian Journal of Plant Science*. 2004. Vol. 85. P. 179–191.

<sup>1696</sup> Цилу Б.К. Эффективность использования природных цеолитов при возделывании земляники с целью повышения ее продуктивности и снижения уровня загрязнения тяжелыми металлами: специальность 06.01.07 «Плодоводство»: автореф. дис. на соиск. учен. степ. к.с.х. наук /Цилу Базиль Кристиан. Москва. 1992. 23 с.

<sup>1697</sup> Мотылева С.М. Особенности содержания ТМ (Pb, Ni, Zn, Fe, Cu) в плодах, ягодах и атмосферных осадках в связи с оценкой сортов для использования в селекции: специальность 06.01.05 «Селекция и семеноводство», 03.00.04 «биохимия»: автореф. дис. на соиск. учен. степ. канд. с.–х. наук / Мотылева Светлана Михайловна. Орел. 2000. 23 с.

<sup>1698</sup> Серёгин И.В. Распределение тяжёлых металлов в растениях и их действие на рост. 03.00.12. «Физиология и биохимия растений»: автореф. дис. на соиск. учен. степ. д. биол. наук / Серёгин Илья Владимирович. Москва, 2009. С. 5–10.

<sup>1699</sup> Карпова Е.А. Подвижные соединения тяжёлых металлов в пахотных горизонтах дерново-подзолистых почв в условиях длительного применения удобрений. *Экологическая агрохимия*. М.: МГУ. 2008. С.12–13.

<sup>1700</sup> Соловьёва Ю.Б., Лебедева Л. А. Влияние последействия разных систем удобрений на защитные физиологические функции растений на дерновоподзолистой почве, загрязнённой тяжёлыми металлами. *Экологическая агрохимия*. М.: МГУ. 2008. С. 66–81.

<sup>1701</sup> Леоничева Е.В., Мотылёва С.М., Кузнецов М.Н., Роева Т.А., Леонтьева Л.И. Формирование состава микроэлементов у ягодных растений в условиях повышенного содержания тяжёлых металлов в почве. *Сельскохозяйственная биология*. 2010. № 5. С. 31–34.

<sup>1702</sup> Грабовський О.В. Важкі метали та їх вплив на екологічну ситуацію в Закарпатській області. *Науковий вісник Ужгородського національного університету. Серія: Біологія*. 2001. № 9. Р. 30–32.

<sup>1703</sup> Маджугина Ю.Г. Исследование способности вейника наземного аккумулировать тяжелые металлы с целью разработки технологии фиторемедиации. 03.00.12. «Физиология



и биохимия растений». Автореферат дис. на соиск. учёной степени к-та биол. наук /Маджугина Юлия Григорьевна. Москва, 2008. С. 5–7.

<sup>1704</sup> Бакланов И.А. Накопление, распределение и действие никеля на растения-гипераккумуляторы и исключения из рода *Alyssum* 03.01.05. «Физиология и биохимия растений». Автореф. дис. на соиск. учёной степени к-та биол. наук /Илья Андреевич Бакланов. Москва, 2011. С. 11–18.

<sup>1705</sup> Murphy I.J., Coats J.R. The capacity of switchgrass (*Panicum virgatum*) to degrade atrazine in a phytoremediation setting. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2010. Vol. 30(3). P. 715–722.

<sup>1706</sup> Серёгин И.В. Распределение тяжёлых металлов в растениях и их действие на рост. 03.00.12. «Физиология и биохимия растений»: автореф. дис. на соиск. учёной степени д.биол.наук / Серёгин Илья Владимирович. Москва, 2009. С. 12–15.

<sup>1707</sup> Минкина Т.М. Соединения тяжёлых металлов в почвах Нижнего Дона и их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов. Автореферат на соиск. учёной степени д. биол. наук / Минкина Татьяна Михайловна. Ростов-на-Дону, 2008. 54 с.

<sup>1708</sup> Nsanganwimana F., Pourrut B., Waterlot C., Louvel B., Bidar G., Labidi S., Fontaine J., Muchembled J., Lounès-Hadj Sahraoui A., Fourrier H., Douay F. Metal accumulation and shoot yield of *Miscanthus × giganteus* growing in contaminated agricultural soils: Insights into agronomic practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2015. Vol. 213. P. 61–71.

<sup>1709</sup> Flathman P.E., Lanza G.R. Phytoremediation: Current Views on an Emerging Green Technology. *Journal of Soil Contamination*. 1998. Vol. 7(4). P. 415–432.

<sup>1710</sup> Зонн С.В. Железо в почвах. Москва. 1982. С. 207–209.

<sup>1711</sup> Плеханова И.О. Трансформация соединений тяжёлых металлов в почвах при увлажнении: специальность 03.00.27 «Почвоведение»: автореф. дис. на соиск. учёной степени. Д-ра биол. наук / Плеханова Ирина Овакивовна. Москва. 2008. 51 с.

<sup>1712</sup> Nsanganwimana F., Pourrut B., Mench M., Douay, F. Suitability of *Miscanthus* species for managing inorganic and organic contaminated land and restoring ecosystem services. A review. *Journal of Environmental Management*. 2014. Vol. 143. P. 123–134.

<sup>1713</sup> Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) тяжёлых металлов и мышьяка в почвах (Дополнение №1 к перечню ПДК и ОДК № 6229–91): Гигиенические нормативы. ГН 2.1.7.020–94. М.: Изд. Госкомсанэпиднадзора России. 1995. 8 с.

<sup>1714</sup> Войтюк Е.А. Аккумуляция тяжёлых металлов в почве и растениях в условиях городской среды (на примере г. Чита). 03.02.08 – «Экология»: автореф. дис. на соиск. учёной степени. К-та биол.наук / Войтюк Екатерина Александровна. Улан-Удэ. 2011. 24 с.

<sup>1715</sup> Саптарова Л.М. Тяжёлые металлы в системе вода-почва-растение в условиях орошения техногенно-загрязнённой водой. 03.02.08 – «Экология»: автореф. дис. на соиск. учёной степени. к-та биол.наук. Саптарова Лилияна Минкаировна. Уфаю 2011. С. 18–21.

<sup>1716</sup> Чонка І. Екологічні особливості впливу сміттєзвалищ на стан екосистем транскордонного регіону Березь: автореф. дис. канд. біол. наук: НАН України. Інститут агроекології і економіки природокористування. 2011. 21 с.

<sup>1717</sup> Рязанов С.Ф., Ткачук О.П. Динаміка зміни концентрації важких металів у ґрунті при вирощуванні бобових багаторічних трав. *Збалансоване природокористування*. 2017. 4. С. 140–143.

<sup>1718</sup> Хаданович А.В., Свириденко В.Г., Дроздова Н.І., Суховєєв В.В. Надходження і розподіл йонів купрум (II), цинку, пльомбуму (II), кадмію в системі ґрунт – рослина.

Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія: хімія. 2012. Вип. 19. С. 58–62.

<sup>1719</sup> Valizadeh R, Mahdavian L. Phytoremediation and Absorption Isotherms of Heavy Metal Ions by *Convolvulus Tricolor* (CTC). *Ludus vitalis*. 2015. Vol. 11(1). P. 15–20.

<sup>1720</sup> Gardea-Torresdey JL, Peralta-Videa J.R., Montes M., and De la Rosa G. Bioaccumulation of cadmium, chromium and copper by *Convolvulus arvensis* L.: impact on plant growth and uptake of nutritional elements. *Bioresource Technology*. 2004. Vol. 92. P. 229–235.

<sup>1721</sup> Krishnaveni S., Thirumurugan V. A Study on Removal of Heavy Metal Chromium from Aqueous Chromium Solution Using *Ipomoea carnea* Root as Biosorbent. *Journal of Drug Delivery & Therapeutics*. 2019. № 9 (4-A). P. 409–414.

<sup>1722</sup> Mohd Hanafiah M., Zainuddin M.F., Umairah N., Nizam M., Abdul A., Rasool A. Phytoremediation of Aluminum and Iron from Industrial Wastewater Using *Ipomoea aquatica* and *Centella asiatica*. *Applied Sciences*. 2020. Vol. 10. P. 30–64.

<sup>1723</sup> Ton S.S., Lee M.W., Yang Y.H., Hoi S.K., Cheng W.C., Kai-Sung et al. Effects of Reductants on Phytoextraction of Chromium (VI) by *Ipomoea aquatica*. *International Journal of Phytoremediation*. 2015. Vol. 17. P. 429–436.

<sup>1724</sup> Wang K.S., Huang L.C., Lee H.S., Chen P.Y., Chang S.H. Phytoextraction of cadmium by *Ipomoea aquatica* (water spinach) in hydroponic solution: Effects of cadmium speciation. *Chemosphere*. 2008. № 72. P. 666–672.

<sup>1725</sup> Pandey V.C., Pandey D.N., Singh N. Sustainable phy-toremediation based on naturally colonizing and economically valuable plants. *Journal of Cleaner Production*. 2015. Vol. 86. P. 37–39.

<sup>1726</sup> Nurzhanova A., Pidlisnyuk V., Kalugin S., Stefanovska T., Drimal M. *Miscanthus X Giganteus* as a new highly efficient phytoremediation agent for improving soils contaminated by pesticides residues and supplemented contaminants. *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences*. 2015. Vol. 80(3). P. 361–366.

<sup>1727</sup> Paska C., Innocenti G., Kunvari M., Laszlo M., Szilagy L. Lignan production by *Ipomoea cairica* callus cultures. *Phytochemistry*. 1999. Vol. 52. P. 879–883.

<sup>1728</sup> Pandey V.C., Bajpai O., Singh N. Energy crops in sustainable phytoremediation. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2016. Vol. 54. P. 58–73.

<sup>1729</sup> Мусієнко М.М., Косик О.І. Вплив свинцю на екологофізіологічні показники рослин. *Вісник Київського університету. Біологія*. 2002. Вип. 36. С. 37–40.

<sup>1730</sup> Park J., et al., The phytochelatin transporters AtABCC1 and AtABCC2 mediate tolerance to cadmium and mercury. *The Plant Journal*. 2012. Vol. 69(2). P. 278–288.

<sup>1731</sup> Grill E., Winnacker E.L., Zenk M.H., Phytochelatins: the principal heavymetal complexing peptides of higher plants. *Science*. 1985. Vol. 230(4726): P. 674–676.

<sup>1732</sup> Гуральчук Ж.З. Фітотоксичність важких металів та стійкість рослин до їх дії. Київ: Логос. 2006. С. 126–155.

<sup>1733</sup> Бадюгин И.С., Каратай Ш.С., Константинова Т.К. Экстремальная токсикология : руководство для врачей / Под ред. Е.А.Лужникова. М.: ГЭОТАР-Медиа, 2006. 416 с.

<sup>1734</sup> Pidlisnyuk V., Stefanovska T., Lewis E.E., Erickson L.E., Davis L.C. *Miscanthus* as a Productive Biofuel Crop for Phytoremediation. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2014. Vol. 33(1). P. 1–19.

<sup>1735</sup> Pogrzeba M., Krzyzak J., Sas-Nowosielska A. Environ-mental hazards related to *Miscanthus × giganteus* cultivation on heavy metal contaminated soil. *In E3S Web of Conferences*. 2013. № 1. Pi 29006.

- <sup>1736</sup> Wagner G.J. Accumulation of Cadmium in Crop Plants and Its Consequences to Human Health. *Advances in Agronomy*. 1993. Vol. 51. P. 201–203.
- <sup>1737</sup> Pidlisnyuk V.V., Erickson L.E., Trögl J., Shapoval P.Y., Popelka J., Davis L.C., Stefanovska T.R., Hettiarachchi G.M. Metals uptake behaviour in *Miscanthus x giganteus* plant during growth at the contaminated soil from the military site in Sliač, Slovakia. *Polish Journal of Chemical Technology*. 2018. Vol. 20(2). P. 1–7.
- <sup>1738</sup> Verret F., et al. Overexpression of AtHMA4 enhances root-to-shoot translocation of zinc and cadmium and plant metal tolerance. *FEBS Letters*. 2004. Vol. 576(3). P. 306–312.
- <sup>1739</sup> Rascio, N.; Navari-Izzo, F. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*. 2011. Vol. 180. P. 169–181.
- <sup>1740</sup> Тищенко Н.Ф. Охрана атмосферного воздуха: справочник: в 2 ч. Ч. 2. Распределение вредных веществ / Н.Ф. Тищенко, А.Н. Тищенко. М.: Химия, 1993. 314 с.
- <sup>1741</sup> Sarwar N., Imran M., Shahee M.R., Ishaq W., Kamran A., Matloob A. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: *Modifications and future perspectives*. 2016. P. 1–3.
- <sup>1742</sup> Meers S.E., Qadir M., De-Caritat P., Tack F.M.G., Laing G.D., Zia M.H. EDTA-assisted Pb Phytoextraction. *Chemosphere*. 2009. № 74. P. 1279–1291.
- <sup>1743</sup> Stewart J.R., Toma Y., Fernández F.G., Nishiwaki A., Yamada T., Bollero G. The ecology and agronomy of *Miscanthus sinensis*, a species important to bioenergy crop development, in its native range in Japan: a review. *GCB Bioenergy*. 2009. Vol. 1(2). P. 126–153.
- <sup>1744</sup> Seth C.S. A review on mechanisms of plant tolerance and role of transgenic plants in environmental clean-up. *The Botanical Review*. 2012. Vol. 78. P. 32–62.
- <sup>1745</sup> Thorpe T. History of plant tissue culture. *Methods in Molecular Biology*. 2012. Vol. 877. P. 9–27.
- <sup>1746</sup> Prelac M., Bilandžija N., Zgorelec Ž. Potencijal fitoremedijacije teških metala iz tla pomoću Poaceae kultura za proizvodnju energije: Pregledni rad. *Journal of Central Europe-an Agriculture*. 2016. Vol. 17(3). P. 901–916.
- <sup>1747</sup> Романенко В. Д. Основы гидроэкологии. Киев: Генеза, 2004. 662 с.
- <sup>1748</sup> Godbold D.L. Cadmium uptake in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seedlings. *Tree Physiology*. 1991. № 9. P. 349–357.
- <sup>1749</sup> Lasat M.M., Baker A.J.M., Kochian L.V. Physiological characterization of root Zn<sup>2+</sup> absorption and translocation to shoots in Zn hyperaccumulator and nonaccumulator species of *Thlaspi*. *Plant Physiology*. 1996. Vol. 112. P. 1715–1722.
- <sup>1750</sup> Andres-Colas N., et al. The Arabidopsis heavy metal P-type ATPase HMA5 interacts with metallochaperones and functions in copper detoxification of roots. *Plant*. 2006. Vol. 45(2). P. 225–236.
- <sup>1751</sup> Jha A.B., Misra A.N., Sharma P. Phytoremediation of heavy metal-contaminated soil using bioenergy crops. In: K. Baudh, B. Singh, & J. Korstad (Eds.), *Phytoremediation Potential of Bioenergy Plants*. Springer, Singapore. 2017. P. 63–96.
- <sup>1752</sup> Cataldo C.A., Garland T.R., Wildung R.E. Cadmium uptake kinetics in intact soybean plants. *Plant Physiology*. 1983. Vol. 73. P. 844–848.
- <sup>1753</sup> Culter J.M., Rains D.W. Characterization of cadmium uptake by plant tissue. *Plant Physiology*. 1974. Vol. 54. № 1. P. 67–71.
- <sup>1754</sup> Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях. Х. Пендиас. М.: Мир. 1989. С. 18–31, 45–56, 59–65, 73–82, 84–107.

- <sup>1755</sup> Fijalkowski K., Rosikon K., Grobelak A., Hutchison D., Kasprzak M.J. Modification of properties of energy crops under Polish condition as an effect of sewage sludge application onto degraded soil. *Journal of Environmental Management*. 2018. Vol. 217. P. 509–519.
- <sup>1756</sup> Techer D., Martinez-Chois C., Laval-Gilly P., Henry S., Bennasroune A., D’Innocenzo, M., Falla J. Assessment of *Miscanthus × giganteus* for rhizoremediation of long term PAH contaminated soils. *Applied Soil Ecology*. 2012. Vol. 62. P. 42–49.
- <sup>1757</sup> Ильинский А.В. Очистка и детоксикация оподзоленных и выщелоченных чернозёмов, загрязнённых тяжёлыми металлами; на примере Рязанской области. 03.00.16. «Экология». Автореферат дис. на соиск. учён. степен. к-та с-х. наук / Андрей Валерьевич Ильинский. Москва. 2003. С. 132–134.
- <sup>1758</sup> Сагт Ю.Э., Ревич Б.А., Янин Е.П. Геохимия окружающей среды. М.: Недра. 1990. 334 с.
- <sup>1759</sup> Роева Т.А. Использование мелиорантов для снижения поступления тяжелых металлов в ягоды черной смородины: специальность 06.01.07 «Плодоводство и виноградарство»: дис. на соиск. учён. степ. канд. с.-х. наук / Роева Татьяна Александровна. Орел, 2008. 12 с.
- <sup>1760</sup> Леонтьева Л.И. Эффективность применения цеолита при выращивании малины и крыжовника: специальность 06.01.07 «Плодоводство и виноградарство»: дис. на соиск. учен. степ. канд. с.-х. наук / Леонтьева Лариса Ивановна. Орел. 2008. 8 с.
- <sup>1761</sup> Murphy B.W. Impact of soil organic matter on soil proper-ties – a review with emphasis on Australian soils. *Soil Research*. 2015. Vol. 53(6). P. 605–635.
- <sup>1762</sup> Tripathi V., Edrisi S.A., Abhilash P.C. Towards the coupling of phytoremediation with bioenergy production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2016. Vol. 57. P. 1386–1389.
- <sup>1763</sup> Соловьев И.С., Переверзенцев В.Н. Влияние загрязнения почвы кадмием и ее цеолитизации, известкования и торфования на смородине черной. *Плодоводство и ягодоводство России*. 1995. № 7. С. 168–176.
- <sup>1764</sup> Lagerwerff J.V. Lead, mercury and cadmium as environmental contents. *Micronutrients in Agriculture*. 1972. №10. P. 593–636.
- <sup>1765</sup> Зырин Н.Г. Система полевых и лабораторных исследований при контроле загрязнения почв тяжелыми металлами / Н.Г. Зырин, В.С. Горбатов, А.И. Обухов, Л.К. Садовникова, Н.В. Стасюк, К.Н. Федоров, С.Г. Малахов, Э.П. Маханько, Е.Ф. Ковнацкий. *Тяжелые металлы в окружающей среде*. Изд-во МГУ. 1980. С. 13–20.
- <sup>1766</sup> Ильин В.Б. Тяжёлые металлы в системе почва – растение. Ред. И.Л. Клевенская. Новосибирск: Наука, 1991. С. 150–152.
- <sup>1767</sup> Wanat N., Austruy A., Joussein E., Soubrand M., Hitmi A., Gauthier-Moussard C., Lenain J.-F., Vernay P., Munch J. C., Pichon M. Potentials of *Miscanthus × giganteus* grown on highly contaminated Technosols. *Journal of Geochemical Exploration*. 2013. №126. P. 78–84.
- <sup>1768</sup> Овцов Л.П. Экологическая оценка осадков сточных вод и навозных стоков в агроценозе. М: Изд-во МГУ. 2000. С. 21– 24.
- <sup>1769</sup> Brooks R.R. Plant that hyperaccumulate heavy metal (their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining). Wallingford: CAB International. 1998. 380 p.
- <sup>1770</sup> Барсукова В.С. Физиолого-генетические аспекты устойчивости растений к тяжёлым металлам. Аналитический обзор. Новосибирск, 1997. 63 с.

<sup>1771</sup> Маслов С.П., Халекова Н.И. Результаты изучения влияния некоторых агротехнических приёмов на урожай яблони. В сб.: *Селекция и сорторазведение садовых культур*. Орёл, 1995. С. 310–324.

<sup>1772</sup> Стазаева Н.В. Агрэкологическое обоснование и совершенствование технологии возделывания смородины чёрной в лесостепи ЦЧР: специальность 06.01.07 «Плодоводство и виноградарство»: автореф. дис. на соиск. учён. степ. к.с.х. наук /Стазаева Наталья Викторовна. Мичуринск. 2009. 22 с.

<sup>1773</sup> Novmand M.F., Tjell J.C., Mosbaek H. Plant uptake of airborne cadmium. *Environmental Pollution. Ser. A*. 1983. Vol. 30. P. 27–32.

<sup>1774</sup> Gawronski S.W., Gawronska H., Lomnicki S., Sæbo A. Plants in Air Phytoremediation. *Advances in Botanical Research*. 2017. Vol. 83. P. 319–346.

<sup>1775</sup> Плеханова И.О., Обухов А.И. Цинк и кадмий в почвах и растениях городской среды. *Цинк и кадмий в окружающей среде*. М.: Наука. 1992. С. 144–152.

<sup>1776</sup> Kannan S. Mechanisms of foliar uptake of plant nutrients: accomplishments and prospects. *Journal of Plant Nutrition*. 1980. Vol. 2. № 6. P. 717–732.

<sup>1777</sup> Парибок Т.А., Леина Г.Д., Сазыкина, Н.А. Топорский В.Н., Николаева Т.И., Дьякова Т.Б. Накопление свинца в городских растениях. *Ботанический журнал*. 1981. Т. 66. № 11. С. 1646–1654.

<sup>1778</sup> Welch R.M., Hart J.J., Norvell W.A., Sullivan L.A., Kochian L.V. Effects of nutrient solution zinc activity on net uptake, translocation and roots export of cadmium and zinc by separated sections of intact durum wheat (*Triticum turgidum* L. var durum) seedling roots. *Plant and Soil*. 1999. Vol. 208. P. 243–250.

<sup>1779</sup> Little P.E. A study of heavy metal contamination of leaf surfaces. *Environmental Pollution*. 1973. Vol. 5. № 3. P. 159–162.

<sup>1780</sup> Лепнёва О.М., Обухов А.И. Состояние свинца в системе почва – растение в зонах влияния автомагистралей. *Свинец в окружающей среде*. М.: Наука, 1987. С. 149–165.

<sup>1781</sup> DAIRY soils and fertiliser manual: australian nutrient management guidelines. Melbourne, Victoria, Australia: Department of Primary Industries, 2013. 156 p.

<sup>1782</sup> Witters N., Mendelsohn R.O., Van Slycken S., Weyens N., Schreurs E., Meers E., Tack F., Carleer R., Vangronsveld J. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? Conclusions from a case study. I: Energy production and carbon dioxide abatement. *Biomass and Bioenergy*. 2016. Vol. 39. P. 454–469.

<sup>1783</sup> Liu Y.-N., Guo Z.-H., Xiao X.-Y., Wang S., Jiang Z.-C., Zeng, P. Phytostabilisation potential of giant reed for metals contaminated soil modified with complex organic fertiliser and fly ash: A field experiment. *Science of The Total Environment*. 2017. Vol. 576. P. 292–302.

<sup>1784</sup> Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир. 1989. С. 401–409.

<sup>1785</sup> Brune A., Urbach W., Dietz K.-J. Compartmentation and transport of zinc in primary leaves as basic mechanisms involved in zinc tolerance. *Plant, Cell & Environment*. 1994. Vol. 17. P. 153–162.

<sup>1786</sup> Brune A., Urbach W., Dietz K.-J. Differential toxicity of heavy metals is partly to a loss of preferential extraplasmatic compartmentation: A comparison of Mo-, Ni- and Zn-stress. *New Phytologist*. 1995. Vol. 129. P. 403–409.

<sup>1787</sup> Бабаев Э.Р., Мовсумзаде Э.М. Фитоэкстракция тяжелых металлов из нефтезагрязненных почв Апшеронского полуострова. *НефтеГазоХимия*. 2016. №3. С. 27–30.

- <sup>1788</sup> Zub H.W., Brancourt-Hulmel M. Agronomic and phy-siological performances of different species of Miscanthus, a major energy crop. *Sustainable Agriculture*. 2009. № 2. P. 469–486.
- <sup>1789</sup> Пат. на изобретение 2157605 RU. Способ рекультивации земель / С.И. Зарубин, А.Г. Ананенков, Г.Л. Ставкин, Н.В. Рыжук, В.М. Поляков; № 2000106893 ДЗ; Заявл. 22.03.2000; Опубл. 20.02.2000, Бюл. № 29. 4 с.
- <sup>1790</sup> Ульяненко Л.Л., Филипас А.С., Алексахин Р.Л. Использование биологически активных веществ при реабилитации техногенно загрязненных сельхозугодий. *Вестн Российской академии с.–х. наук*. 1999. № 2. P. 49–51.
- <sup>1791</sup> Maslin P., Maier R.M. Biosurfactant – induced protection against cadmium toxicity during phenanthrene degradation in soil. *Abstr. 99th Gen. Meet. Amer. Soc. Microb. (Chicago, May 30 – June 3, 1999)*. Washington (D.C.). 1999. P. 591.
- <sup>1792</sup> Gao Y., He J., Ling W. Effects of organic acids on cooper and cadmium desorption from contaminated soils. *Environment International*. 2003. Vol. 29. P. 613–618.
- <sup>1793</sup> Mulligan C.N., Yong R.N., Gibbs B.F. Surfactant-enhanced remediation of contaminated soil: a review. *Engineering Geology*. 2001. Vol. 60. P. 371–380.
- <sup>1794</sup> Sanchez A., Ballester A., Blazquez M.L. Biosorption of copper and zinc by *Cymodocea nodosa*. *FEMS Microbiology Reviews*. 1999. Vol. 23. P. 527–536.
- <sup>1795</sup> Schneegurt M.A., Jain J.C., Menicucci J.A. Biomass byproducts for the remediation of wastewaters contaminated with toxic metals. *Environmental Science & Technology*, 2001. Vol. 35. P. 3786–3791.
- <sup>1796</sup> Khan F.I., Husain T., Hejazi R. An overview and analysis of site remediation technologies. *Environmental Microbiology*. 2004. Vol. 71. P. 95–122.
- <sup>1797</sup> Афанасьев Р.А., Мерзлая Г.Е., Кривова Л.С., Нестерович И.А. Последствие удобрений как фактор плодородия дерново-подзолистой почвы. *Плодородие*. 2004. № 3. С. 21–25.
- <sup>1798</sup> LeBlanc R.J., Matthews P., Richard R.P.. Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource. *United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT)*. 2008. 608 с.
- <sup>1799</sup> Гюнтер Л.И., Беляева С.Д. К проблеме утилизации ОСВ в качестве удобрения. *Городское хозяйство и экология*. 1997. № 2. С. 38.
- <sup>1800</sup> Беляева С.Д. К проблеме поллютантов в удобрениях. *Городское хозяйство и экология*. 1997. № 2. С. 40–41.
- <sup>1801</sup> Kayama M. Comparison of the Aluminum Tolerance of *Miscanthus sinensis* Anderss. and *Miscanthus sacchariflorus* Benthams in Hydroculture. *International Journal of Plant Sciences*. 2001. Vol. 162(5). P. 1025–1031.
- <sup>1802</sup> Киреева Н.А. Фитотоксичность антропогенно-загрязнённых почв. Отв. ред. Р. Р. Ахметов; АН респ. Башкортостан, Отд-ние биол. наук, Башк. гос. Ун-т, Уфим. гос. авиац. техн. Ун-т. Уфа: Гилем, 2003. 266 с.
- <sup>1803</sup> Evanko C.R., Dzombak D.A. Remediation of Metals-Contaminated Soils and Groundwater. *Technology Evaluation Report TE-97-01*. 1997. 89 p.
- <sup>1804</sup> U.S. EPA, Report: Recent Developments for In Situ Treatment of Metals-contaminated Soils, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, draft. 1996. 87 p.
- <sup>1805</sup> U.S. EPA, Engineering Bulletin: Technology Alternatives for the Remediation of Soils Contaminated with Arsenic, Cadmium, Chromium, Mercury, and Lead, U.S. Environmental

---

Protection Agency, Office of Emergency and Remedial Response, Cincinnati, OH, draft. 1997. 77 p.

<sup>1806</sup> Fernando A., Rettenmaier N., Soldatos P., Panoutsou C. Sustainability of Perennial Crops Production for Bioenergy and Bioproducts. *Perennial Grasses for Bioenergy and Bioproducts*. 2018. P. 245–283.

<sup>1807</sup> Ягафарова Г.Г., Хлесткин Р.Н. Биопрепарат для уменьшения загрязнения воды и почвы. *Башкирский химический журнал*. 1994. № 1(3). С. 46–47.

<sup>1808</sup> Ho Sa V., Brodsky Philip H. In-situ remediation of contaminated heterogeneous soils. U.S. US 5476992 A 19.12.1995. 17 p.

<sup>1809</sup> Briseid T. Remediation of contaminated soils and waste materials. Bioleaching and biosorption of heavy metals. Subtask 2.6. Experimental study with waste and electron donor. Subtask 2.9. Isolation /selection H<sub>2</sub>S tolerant SRB's. Report, STEP-CT-90-0073; Order № PB95-224804GAR: 58. Avail. HTIS From: Gov. Rep. Announce. Index (U.S.) 1995; 95(17), Abstr. 17-01, 1994. 715 p.

<sup>1810</sup> Entry J.A., Vance N.C., Hamilton M.A., Zabowski D. In-situ remediation of soil contaminated with low concentrations of radionuclide's. In-Situ Rem.: Sci. Basis Curr. Future Technol., Hanford Symp. Health Environ, 33rd, V.2, Bettele Press: Columbus, Ohio. 1994. P. 1055–1066.

<sup>1811</sup> Сорокин Д.Ю., Лысенко А.М., Митюшина Л.Л. Выделение и характеристика алкалофильных хемоорганотрофных бактерий, окисляющих восстановленные неорганические серные соединения до тетрагидрата. *Микробиология*. 1996. Вып. 65. С. 370–383.

<sup>1812</sup> Van Den Bos Valerie. Depollution des sols: Cinq biocentres en projet. *Usine Nouvelle*. 1997. № 2605. P. 28.

<sup>1813</sup> Лурье Е.Л. Биологические методы утилизации активного ила. *Региональная конф. молодых ученых "Современные проблемы экологии, микробиологии и иммунологии" (Пермь, 18–20 янв., 1999): тез. докл. и программа*. Пермь. 1999. С. 43.

<sup>1814</sup> Gomez C., Bosecker K. Leaching heavy metals from contaminated soil by using *Thiobacillus ferrooxidans* or *Thiobacillus thiooxidans*. *Geomicrobiology Journal*. 1999. Vol. 16. P. 233–244.

<sup>1815</sup> Löser C., Zehnsdorf A., Hoffman P., Seidel H. Remediation of heavy metal polluted sediment by suspension and solid bed leaching: Estimate of metal removal efficiency. *Chemosphere*. 2007. № 66. P. 1699–1705.

<sup>1816</sup> Сахвадзе Л., Трапаидзе М., Джишиашвили Л. Биорекультивация нарушенных ландшафтов с использованием удобрений, изготовленных на базе местного сырья. *Минералы*. 2001. № 2. С. 59–60.

<sup>1817</sup> Никифорова Е.М., Лазукова Г.Г. Экогеохимия городских ландшафтов. Москва: Изд-во МГУ. 1995. С. 57–90.

<sup>1818</sup> Позняк С.С. Содержание некоторых тяжелых металлов в растительности полевых и луговых агрофитоценозов в условиях техногенного загрязнения почвенного покрова. *Вестник Томского ГУ. Сер. биол.* 2011. Вып. 1(13). С. 123–137.

<sup>1819</sup> Longhua W., Zigin G. Effect of organic material on the transformation and translocation of metal oxides in white soil and their effect on soil fertility. *Chinesse Journal of Applied Ecology*. 1999. Vol. 10(4). P. 423–426.

<sup>1820</sup> Xingkai X., Sujun Z.. Influence of rhizosphere organic material for heavy metals in the coastal saline soil and distribution of natural soil forms of iron. *Chainese Journal of Applied Ecology*. 1999. Vol. 10(4). P. 430–432.

<sup>1821</sup> Пат. на винахід 58557 UA. Спосіб очистки ґрунту від важких металів та радіонуклідів / Г.М. Ніковська, З.Р. Ульберг, Л.О. Коваль; опубл. 15.08.2003, Бюл № 8. 4 с.

<sup>1822</sup> Patent US № 6074988 Soilless growth medium including soluble silicon / Paul A. King, Shivakumar Reddy; Fielded: 14.01.1998; Publ. 13.06.2000. 6 p.

<sup>1823</sup> Кутукова Ю.Д., Плеханова И.О. Влияние мелиорантов на состояние тяжелых металлов в почвах и растениях при использовании осадков сточных вод в качестве удобрения. *Агрoхимия*. 2002. №12. С. 668–743.

<sup>1824</sup> Лысенко Л.Л., Пономарев М.И., Корнилович Б.Ю. Проблема загрязнения почв тяжелыми металлами, перспективы решения. *Экотехнологии и ресурсосбережение*. 2001. № 4. С. 58–63.

<sup>1825</sup> Мажайский Ю.Ф. Восстановление земель, загрязненных тяжелыми металлами. *Мелиорация и водное хозяйство*. 2001. №2. С. 34–36.

<sup>1826</sup> Яковишина Т.Ф. Детоксикация загрязненных тяжелыми металлами черноземов обыкновенных северной Степи Украины: дис.... канд. с.–х. наук: 03.00.16 / Яковишина Татьяна Федоровна. Днепропетровск. 2006. С. 22–26.

<sup>1827</sup> Яковишина Т.Ф. Детоксикация загрязненных тяжелыми металлами черноземов обыкновенных северной Степи Украины: дис.... канд. с.–х. наук: 03.00.16 / Яковишина Татьяна Федоровна. Днепропетровск. 2006. С. 28–33.

<sup>1828</sup> Чернавская М.М., Плескачева Т.Б., Воронежцева Н.И. и др. Разработка защитных механизмов при экологических загрязнениях почв тяжелыми металлами на основе биоаккумуляции. *Обз. инф. науч. и техн. аспекты охраны окружающей среды. ВИНТИ*. 1997. №4. С. 23–26.

<sup>1829</sup> Jianwei W.H., Chen J., Berti W.R., Cunningham S.D. Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environmental Science & Technology*. 1997. Vol. 31(3). P. 800–805.

<sup>1830</sup> Настинова Г.Э., Доржиева В.И. Морфофизиологические и экологические особенности кормовых культур-биомелиорантов. *Проблемы сохранения биоразнообразия аридных регионов России: мат-лы междунар. науч.-практ. конф.* Волгоград, 1998. С. 196.

<sup>1831</sup> Мониторинг пестицидов в объектах природной среды: физико-химические, экологические и токсико-гигиенические характеристики пестицидов (химических средств защиты растений): справочник: в 2 ч. Н. Новгород: ВекторТис, 2007. Ч. 1. 198 с.

<sup>1832</sup> Белоусов В.С. Фитомелиорация деградирующих почв с помощью сорговых культур. *Селекция, семеновод. технол. воздел. перераб. сорго: тез. докл. междунар. науч.-практ. конф.* Зерноград, 2–4 сент. 1999. С. 17–18.

<sup>1833</sup> Янчев И.И. Возможности на конопа (*Cannabis sativa* L.) за ограничаване на почвеното замърсяване с тежки метали. *Растениевъдство наука*. 2000. Вып. 37(7). С. 532–537.

<sup>1834</sup> Пархоменко Н.А. Исследование взаимосвязей накопления тяжелых металлов в системе почва-растение при агроэкологическом мониторинге природной среды вдоль автотрасс. *Современные проблемы геодезии и оптики: 53 Междунар. науч.-тех. конф., посвящ. 70-летию СГГА (Новосибирск, 11–21 марта 2003): сб. материалов конф.* Ч. 2. Новосибирск. 2003. С. 11–12.



- <sup>1835</sup> Wang H., Sun X. Studies on heavy metal pollution in soil-plant system: *A review*. *Forest Studies*. 2003. №5(1). P. 55–62.
- <sup>1836</sup> Li Y.-M., Chaney R.L., Brewer E.P. Phytoextraction of nickel and cobalt by hyper accumulator *Alyssum* species grown on nickel-contaminated soils. *Environmental Science & Technology*. 2003. Vol. 37(7). P. 1463–1468.
- <sup>1837</sup> Ильинский А.В. Биологическая очистка почв, загрязненных тяжелыми металлами. *Агротехнический вестник*. 2003. №5. С. 30–32.
- <sup>1838</sup> Баран С., Кжыва Е. Фиторемедиация почв, загрязненных свинцом и кадмием, при помощи рабитника. *Влияние природных и антропогенных факторов на социозкосистемы*. 2003. № 2. С. 39–44.
- <sup>1839</sup> Asp S., Hultin S., Stolt P. Cadmium accumulation in wheat and durum wheat in relation to Cd extracted from the soil and Cd in the soil solution: *Tez. International Symposium on Soil and Plant Analysis, Edmonton July 21–27, 2001. Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2002. Vol. 33 (15–18). P. 2404–2416.
- <sup>1840</sup> Ильин В.Б. Оценка защитных возможностей системы почва-растение при модельном загрязнении почвы Pb по результатам вегетационных опытов. *Агротехника*. 2004. №4. С. 52–57.
- <sup>1841</sup> Stilwell D.E., Gorny K.D. Contamination of soil with copper, chromium, and arsenic under decks built from pressure treated wood. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 1997. Vol. 58(1). P. 22–29.
- <sup>1842</sup> Józwiakowski K., Gilewska M. Analiza gruntowo-korzeniowej oczyszczalni scieków na obszarze chronionego krajobrazu. *Ogólnopol. conf. nauk. Przyr. i techn. probl. ochr. i kształt. środow. rol, Poznań, 4–5 wrzes.* 1997. Vol. 19(1). P. 71–78.
- <sup>1843</sup> Gioaguen V., Morvan H. Removal of heavy metal ions from aqueous solution by modified bards. *Journal of Environmental Science and Health. Seria A*. 1997. Vol. 32(4). P. 901–912.
- <sup>1844</sup> Clicquot de Mentque Cecile. La phytoremediation ou les bienfaits des plantes. *Environmental Magazine*. 1998. Vol. 1569. P. 51.
- <sup>1845</sup> Eriksson J., Ledin S. Changes in phytoavailability and concentration of cadmium in soil following long term *Salix* cropping. *Water, Air, & Soil Pollution*. 1999. Vol. 114 (1–2). P. 171–184.
- <sup>1846</sup> Blaylock M.J., Elless M.P., Huang J.W., Duchonkov S.M. Phytoremediation of lead-contaminated soil at a New Jersey brown field site. *Remediation*. 1999. Vol. 9(3). P. 93–101.
- <sup>1847</sup> Zhu D., Schwab A.P., Banks M.K. Heavy metal leaching from mine tailings as affected by plants. *Journal of Environmental Quality*. 1999. Vol. 28(6). P. 1727–1732.
- <sup>1848</sup> Carvalho Kathleen M., Gallardo Maria T., McGettigan Mellissa J., Martin Dean F. Remediation of selenium contamination by plants and microbes: *An annotated bibliography. Fla Science*. 2000. Vol. 63(3). P. 133–141.
- <sup>1849</sup> Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Фитоэкстракция ТМ из загрязненных почв. *Агротехника*. 2003. P. 77–85.
- <sup>1850</sup> Галиулин Р.В., Галиулина Р.А., Возняк В.М. Фитоэкстракция Cu и Ni из загрязненного выщелоченного чернозема. *Агротехника*. 2004. №12. P. 36–40.
- <sup>1851</sup> Phillips T.M., Liu D., Seech A.G. Bioremediation in field box plots of a soil contaminated with wood-preservatives: A comparison of treatment condition using toxicity testing as a monitoring technique. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2000. Vol. 121(1–4). P. 173–187.

- <sup>1852</sup> Wang Q.-R., Cui Y.-S., Dong Y.-T. Phytomelioration – an effective approach to cleaning of soils contaminated by heavy metals. *Acta Ecologica Sinica*. 2001. Vol. 21(2). P. 326–331.
- <sup>1853</sup> Hurttl R.F., Weber Ed. Forest ecosystem development in post-mining landscapes: A case study of the Lusatian lignite district. *Naturwissenschaften*. 2001. Vol. 88 (8). P. 322–329.
- <sup>1854</sup> Patent US № 6205708 Treatment material pumping system / Gatliff Edward G. Filed: 17.11.1998; Publ. 27.03.01. 11 p.
- <sup>1855</sup> Bateman J.C., Chanasyk D.S. Effects of deep ripping and organic matter amendments of Ap horizons of soil reconstructed after coal strip-mining. *Canadian Journal of Soil Science*. 2001. Vol. 81(1). P. 113–120.
- <sup>1856</sup> Long X., Yang X., Ni W. Current state and prospects of cleaning soil polluted by heavy metals. *Chinesse Journal of Applied Ecology*. 2002. Vol. 13(6). P. 757–762.
- <sup>1857</sup> Kanmegne J., Bayomock L.A., Duguma B., Lapido D.O. Screening of 18 agroforestry species for highly acid and aluminum toxic soils of the humid tropics. *Agroforestry Systems*. 2000. Vol. 49 (1). P. 31–39.
- <sup>1858</sup> Штика О.С. Оцінка ефективності сучасних технологій ремедіації ґрунтів, забруднених важкими металами. Київ: НАУ. 2014. С. 47–60.
- <sup>1859</sup> Guo G., Zhou Q., Ma Q.L. Availability and assessment of fixing additives for the in situ remediation of heavy metal contaminated soils: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2006. Vol. 116. № 1–3. P. 513–528.
- <sup>1860</sup> Smith L.A. Means J.L., Chen A. Remedial options for metals-contaminated sites. USA: Lewis Publishers. 1995. 240 p.
- <sup>1861</sup> Ling W., Shen Q., Gao Y., Gu X., Yang Z.. Use of bentonite to control the release of copper from contaminated soils. *Australian Journal of Soil Research*. 2007. Vol. 45. № 8. P. 618–623.
- <sup>1862</sup> Basta N.T., Gradwohl R. Remediation of Heavy Metal-Contaminated Soil Using Rock Phosphate. *Better Crops with Plant Food*. 1998. Vol. 82. №. 4. P. 29–31.
- <sup>1863</sup> Fawzy E.M. Soil remediation using in situ immobilization techniques. *Chemistry and Ecology*. 2008. Vol. 24. № 2. P. 147–156.
- <sup>1864</sup> Kumpiene J., Lagerkvist A., Maurice Ch. Stabilization of Pb- and Cu-contaminated soil using coal fly ash and peat. *Environmental Pollution*. 2007. Vol. 145. № 1. P. 365–366.
- <sup>1865</sup> Adejumo S.A., Togun A.O., Adediran J.A., Ogundiran M.B. In situ remediation of heavy metal contaminated soil using Mexian Sunflower (*Tithonia diversifolia*) and Cassava waste composts. *World Journal of Agricultural Sciences*. 2011. № 7(2). P. 224–233.
- <sup>1866</sup> Farrell M., Perkins W.T., Hobbs P.J., Griffith G. W., Jones D. L. Migration of heavy metals in soil as influenced by compost amendments. *Environmental Pollution*. 2010. Vol. 158. № 1. P. 55–64.
- <sup>1867</sup> Santiago M., Santhama S. Remediation of chromium contaminated soils: Potential for phyto and bioremediation. *Materials of 19th World Congress of Soil Science [“Soil Solutions for a Changing World”]. (Brisbane, Australia, 1–6 August 2010)*. 2010. P. 211–214.
- <sup>1868</sup> Blaylock M.J. Field demonstrations of phytoremediation of lead-contaminated soils. In: Terry N, Bañuelos GS (eds) *Phytoremediation of contaminated soil and water*. CRC Press, Boca Raton. 2000. P. 1–12.
- <sup>1869</sup> Gadepalle V.P., Oukia S.K., Van Herwijnen R., Hutchings T. Effects of amended compost on mobility and uptake of arsenic by rye grass in contaminated soil. *Chemosphere*. 2008. № 72. № 7. P. 1056–1061.

- <sup>1870</sup> Van Herwijnen R., Hutchings T.R., Al-Tabbaa A., Moffat A.J., Johns M.L., Oukia S.K. Remediation of metal contaminated soil with mineral-amended composts. *Environmental Pollution*. 2007. Vol. 150. № 3. P. 347–354.
- <sup>1871</sup> Alexander M. Biodegradation of chemicals of environmental concern. *Science* 1981. Vol. 211. P. 132–138.
- <sup>1872</sup> Alexander M. Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants. *Environ Sci Technol*. 2000. Vol. 34. P. 4259–4265.
- <sup>1873</sup> Alloway B.J. Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their bioavailability (3rd ed.). *Environmental Pollution*. 2012. Vol. 22. Springer, Dordrecht. P. 105–115.
- <sup>1874</sup> Backes C.A., McLaren R.G., Rate A.W., Swift R.S. Kinetics of cadmium and cobalt desorption from iron and manganese oxides. *Soil Science Society of America Journal*. 1995. Vol. 59. P. 778–785.
- <sup>1875</sup> Bert V., Douay F., Faure O., Cadière F. Les Phytotechnologies Appliquées aux Sites et Sols Pollués, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME), Angers Cedex, France. 2013. 526 p.
- <sup>1876</sup> Cappuyns V. Environmental impacts of soil remediation activities: quantitative and qualitative tools applied on three case studies. *Journal of Cleaner Production*. 2013. Vol. 52. P. 145–154.
- <sup>1877</sup> Malik G., Hooda S., Majeed S., Pandey V.C. Understanding assisted phytoremediation: *Potential tools to enhance plant performance*. 2022. P. 1-24.
- <sup>1878</sup> Nowack B. Environmental Chemistry of Aminopolycarboxylate Chelating Agents. *Environmental Science & Technology*. 2002. Vol. 36 (19). P. 4009–4016
- <sup>1879</sup> Bell R.M., Failey R.A. Plant uptake of organic pollutants. In: Jones, K.C. (Ed.), *Organic Contaminants in the Environment: Environmental Pathways & Effects*. Elsevier Applied Science, 1991. P. 189–206.
- <sup>1880</sup> CRC CARE Guideline on Regulatory Considerations, National Remediation Framework. Version 0.1, CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment, Callaghan, NSW, Australia. 2018. 188 p.
- <sup>1881</sup> Burlakovs J., Vircaivs M. Heavy metal remediation technologies in Latvia: possible applications and preliminary case study results. *Ecological Chemistry and Engineering S*. 2012. Vol. 19. P. 533–547.
- <sup>1882</sup> Cabrera F., Clemente L., Díaz Barrientos E., López R., Murillo J.M. Heavy metal pollution of soils affected by the Guadiamar toxic flood. *Sci Total Environ*. 1999. Vol. 242. P. 117–129.
- <sup>1883</sup> Caliman F.A., Robu B.M., Smaranda C., Pavel V.L., Gavrilescu M. Soil and groundwater cleanup: benefits and limits of emerging technologies. *Clean Technol & Environ Policy*. 2011. №13. P. 241–268.
- <sup>1884</sup> Selim H. M. E. Heavy metals release in soils / H. M. E. Selim, D. L. Sparks. London: Lewis Publishers, 2001. P. 249.
- <sup>1885</sup> Королёв В. А. Очистка грунтов от загрязнений. М.: Интерпериодика, 2001. 365 с.
- <sup>1886</sup> Dermont G., Bergeron M., Mercier G., Richer-Lafleche M. Metal-contaminated soils: remediation practices and treatment technologies. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*. 2008. Vol. 12. № 3. P. 188–209.
- <sup>1887</sup> Ghosh M., Singh S. Review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its products. *Asian Journal on Energy and Environment*. 2005. № 6(04). P. 214–231.

- 
- <sup>1888</sup> Mohapatra B., Dhamale T., Saha B.K., Phale P.S.. Microbial degradation of aromatic pollutants: metabolic routes, pathway diversity, and strategies for bioremediation. 2022. P. 365-394.
- <sup>1889</sup> CRC CARE Technology Guide: Bioremediation, National Remediation Framework. Version 0.1, CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment, Callaghan, NSW, Australia. 2018. P 18–32.
- <sup>1890</sup> Reddy K.S., Chinthamreddy R. Enhanced electrokinetic remediation of heavy metals in glacial till soils using different electrolyte solutions. *Journal of Environmental Engineering*. 2004. Vol. 130. № 4. P. 442–455.
- <sup>1891</sup> Reddy K.R., Cameselle C. Electrochemical remediation technologies for polluted soils, sediments and groundwater. New Jersey: John Wiley & Sons Inc. Hoboken, 2009. P. 569–571.
- <sup>1892</sup> Favara P.J., Krieger T.M., Boughton B., Fisher A.S., Bhargava M. Guidance for performing footprint analyses and life-cycle assessments for the remediation industry. Remediation (New York, NY). 2011. № 21. P. 39–79.
- <sup>1893</sup> Greičiūtė K., Vasarevičius S. Decontamination of heavy-metal polluted by using electrokinetic remediation. *Geologija*. 2007. №. 57. P. 55–56.
- <sup>1894</sup> Paramkusam B.R., Tiwari R.P., Srivastava R.K. Enhanced electrokinetic remediation of soil contaminated with heavy metals. GeoCongress 2008: *Geotechnics of Waste Management and Remediation*. 2008. P. 439–446.
- <sup>1895</sup> Hamon R.E., McLaughlin M.J. Use of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* for bioavailable contaminant stripping. Fifth International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (ICOBTE), Vienna, 1999. P. 908–909.
- <sup>1896</sup> Adriano D.C. Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metal. Adriano. NY: Springer. 2003. 879 p.
- <sup>1897</sup> Genever M, Allan M, Bos S, (Asbestos Safety and Eradication Agency) (2017) Case studies of asbestos contaminated land: final report, Commonwealth of Australia, Rawtec Pty. Ltd., Reincarnate and Prensa Pty. Ltd., Sydney, Australia. 55 p.
- <sup>1898</sup> Rajić L., Dalmacija B., Ugarčina Perović S., Bokorov M. Electrokinetic treatment of Cu contaminated kaolin: using an Fe/Cu galvanic cell. *International Journal of Electrochemical Science*. 2012. № 7. P. 58–67.
- <sup>1899</sup> Feldmann J., Cullen W.R. Occurrence of volatile transition metal compounds in landfill gas: synthesis of molybdenum and tungsten carbonyls in the environment. *Environmental Science & Technology*. 1997. Vol. 31. P. 2125–2129.
- <sup>1900</sup> Maini G., Sharman A.K., Sunderland G., Knowles C.J., Jackman S. An integrated method incorporating sulfur-oxidising bacteria and electrokinetics to enhance removal of copper from contaminated soil. *Environmental Science & Technology*. 2000. № 34(6). P. 1081–1087.
- <sup>1901</sup> O'Connor C.S., Lepp N.W., Edwards R., Sunderland G. The combined use of electrokinetic remediation and phytoremediation to decontaminate metal polluted soils: A laboratory-scale feasibility study. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2003. № 84 (1–2). P. 141–158.
- <sup>1902</sup> Groffman P.M., Boulware N.J., Zipperer W.C., Pouyat R.V., Band L.E., Colosimo M.F. Soil nitrogen cycle processes in urban riparian zones. *Environ Sci Technol*. 2002. Vol. 36. P. 4547–4552.
- <sup>1903</sup> Galiulin R.F., Bashkin V.N., Galiulin R.A. Airbone soil contamination by heavy metals in Russia and Poland, and its remediation. *Land Contamination and Reclamation*. 2002. № 10 (3). P. 179–187.

- <sup>1904</sup> Sarma H. Metal hyperaccumulation in plants: a review focusing on phytoremediation technology. *Journal of Environmental Science and Technology*. 2011. № 4. P. 118–138.
- <sup>1905</sup> Naseem M.R., Husain S.Z., Nazir I. Heavy metal contamination and accumulation in soil and wild plant species from industrial area of Islamabad, Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*. 2010. № 42(1). P. 291–301.
- <sup>1906</sup> Harrison R.M., Alloway B.J. Land contamination and reclamation. In: Harrison RM (ed) *Understanding our environment: an introduction to environmental chemistry and pollution*. Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK. 1999. P. 199–236.
- <sup>1907</sup> Herzig R., Nehnevajova E., Pfister C., Schwitzguebel J.-P., Ricci A., Keller C. Feasibility of labile Zn phytoextraction using enhanced tobacco and sunflower: results of five- and one-year field-scale experiments in Switzerland. *International Journal of Phytoremediation*. 2014. Vol. 16. P. 735–754.
- <sup>1908</sup> Bilyk T.I., Shtyka O.S., Avdeyeva A.O., Padalka A.O. Bioavailability of pollutants in water and soil environments. *Proceedings of the National Aviation University*. 2008. № 2(35). P. 78–80.
- <sup>1909</sup> Archer M.J.G., Caldwell R.A. Response of six Australian plant species to heavy metal contamination at an abandoned mine site. *Water Air and Soil Pollution*. 2004. № 157. P. 257–267.
- <sup>1910</sup> Dushenkov S. Trends in phytoremediation of radionuclides. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 249. № 1. P. 167–175.
- <sup>1911</sup> Durán Zuazo V.H., Pleguezuelo R.C.R. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2008. № 28. P. 65–86.
- <sup>1912</sup> Semple K.T., Morriss A.W.J., Paton G.I. Bioavailability of hydrophobic organic contaminants in soils: fundamental concepts and techniques for analysis. *European Journal of Soil Science*. 2003. Vol. 54. P. 809–818.
- <sup>1913</sup> Meers E., Ruttens A., Hopgood M., Lesage E., Tack F.M.G. Potential of *Brassica rapa*, *Cannabis sativa*, *Helianthus annuus* and *Zea mays* for phytoextraction of heavy metals from calcareous dredged sediment derived soils. *Chemosphere*. 2005. № 61. P. 561–572.
- <sup>1914</sup> Das P., Samantaray S., Rout G.R. Studies on cadmium toxicity in plants: a review. *Environ Pollution*. 1997. Vol. 98(1). P. 29–36.
- <sup>1915</sup> Marchiol L., Assolari S., Sacco P., Zebri G. Phytoextraction of heavy metals by canola (*Brassica napus*) and radish (*Raphanus sativus*) grown on multicontaminated soil. *Environmental Pollution*. 2004. № 132. P. 21–27.
- <sup>1916</sup> Gupta S., Nayek S., Saha R.N., Satpati S. Assessment of heavy metal accumulation in macrophyte, agricultural soil and crop plants adjacent to discharge zone of sponge iron factory. *Environmental Geology*. 2008. Vol. 55. № 4. P. 731–739.
- <sup>1917</sup> Dickinson N.M., Baker A.J.M., Doronila A., Laidlaw S., Reeves R. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. № 11. P. 97–114.
- <sup>1918</sup> Никитина В.С., Абдуллин М.И. Растительные фенольные соединения – индикаторы промышленного загрязнения среды. *VII Междунар. симпозиум по фенольным соединениям: фонд. и прикл. аспекты: матер докл. 19 – 23 октября 2009 г. М., 2009. С. 188 – 189.*
- <sup>1919</sup> Лайдинен Г.Ф., Казнина Н.М., Батова Ю.В., Титов А.Ф. Состояние травянистой растительности в условиях промышленного загрязнения (на примере Южной Карелии). *Растительные ресурсы*. 2011. Т. 47. Вып. 4. С. 51–62.

- 
- <sup>1920</sup> Павлов И.Н. Глобальные изменения среды обитания древесных растений. Красноярск: Изд-во Сиб. гос. тех. ун-та, 2003. 156 с.
- <sup>1921</sup> Батова Ю.В., Титов А.Ф., Казнина Н.М., Лайдинен Г.Ф. Накопление кадмия и его распределение по органам у растений ячменя разного возраста. *Труды Карельского научного центра РАН. Серия Экспериментальная биология*. 2012. № 2. С. 32–37.
- <sup>1922</sup> Kim B.-K., Baek K., Ko S.-H., Yang J.-W. Research and field experiences on electrokinetic remediation in South Korea. *Separation and Purification Technology*. 2011. Vol. 79. P. 116–123.
- <sup>1923</sup> Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Очистка почв от тяжелых металлов с помощью растений. *Вестник Российской академии наук*. 2008. Т. 78. № 3. С. 247–249.
- <sup>1924</sup> Higgins M.R., Olson T.M. Life-cycle case study comparison of permeable reactive barrier versus pump-and-treat remediation. *Environmental Science & Technology*. 2009. Vol. 43. P. 9432–9438.
- <sup>1925</sup> Kadlec R.H., Wallace S.D. Treatment wetlands, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton. 2009. 1016 p.
- <sup>1926</sup> Hodson M.E. The need for sustainable soil remediation. *Elements*. 2010. № 6. P. 363–368.
- <sup>1927</sup> Jing R., Fusi S., Kjellerup B.V. Remediation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in contaminated soils and sediment: State of knowledge and perspectives. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*. 2018. №6. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00079>.
- <sup>1928</sup> Puhui J., Tieheng S., Song Yu., Ackland L.M., Liu Y. Strategies for enhancing the phytoremediation of cadmium-contaminated agricultural soils by *Solanum nigrum* L. *Environmental Pollution*. 2011. № 159. P. 762–768.
- <sup>1929</sup> Lemming G., Hauschild M.Z., Bjerg P.L. Life cycle assessment of soil and groundwater remediation technologies: literature review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 2009. №15. P. 115.
- <sup>1930</sup> Jones D., Healey J. Organic amendments for remediation: putting waste to good use. *Elements*. 2010. №6. P. 369–374.
- <sup>1931</sup> Lombi E., Hamon R.E. Remediation of polluted soils. In: Hillel D (ed) *Encyclopedia of soils in the environment*. Elsevier, Oxford. 2005. P. 379–385.
- <sup>1932</sup> Lung S.C., Lim B.L. Assimilation of phytate-phosphorus by the extracellular phytase activity of tobacco (*Nicotiana tabacum*) is affected by the availability of soluble phytate. *Plant and Soil*. 2006. Vol. 279. P. 187–199.
- <sup>1933</sup> Madejón P., Domínguez M.T., Madejón E., Cabrera F., Marañón T., Murillo J.M. Soil-plant relationships and contamination by trace elements: A review of twenty years of experimentation and monitoring after the Aznalcóllar (SW Spain) mine accident. *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 625. P. 50–63.
- <sup>1934</sup> Malaviya P., Singh A. Constructed wetlands for management of urban stormwater runoff. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2012. Vol. 42. P. 2153–2214.
- <sup>1935</sup> McGrath S.P., Lombi E., Gray C.W., Caille N. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*. *Environmental Pollution*. 2006. Vol. 141. № 1. P. 115–125.
- <sup>1936</sup> Lombi E., Zhao F.J., Dunham S.J., McGrath S.P. Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. *Journal of Environmental Quality*. 2001. Vol. 30. № 6. P. 1920.

- 
- <sup>1937</sup> McGrath S.P., Zhao J., Lombi E. Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. In: *Advances in agronomy*. Academic Press, Cambridge, MA. 2002. Vol. 75. P. 1–56.
- <sup>1938</sup> Mijovilovich A., Leitenmaier B., Meyer-Klaucker W., Kroneck P.M. Complexation and toxicity of copper in higher plants. II. Different mechanisms for copper versus cadmium detoxication in copper-sensitive cadmium/zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Physiology*. 2009. № 151. P. 715–731.
- <sup>1939</sup> Cho-Ruk K., Kurukote J., Supprung P., Perennial plants in the phytoremediation of lead contaminated soils. *Vctayasuporn. Biotechnology*. 2006. № 5 (1). P. 1–4.
- <sup>1940</sup> Khodaverdi H., Homai M. Investigated modeling of phytoremediation of soil contaminated with cadmium and lead. *Science and Technology of Agriculture and Natural Resources*. 2008. № 42. P. 417–426.
- <sup>1941</sup> Wei S., Zhou Q., Xiao H., Yang Ch. Hyperaccumulative property comparison of 24 weed species to heavy metals using a pot culture experiment. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2009. № 152. P. 299–307.
- <sup>1942</sup> Nosheen M., Arshid P., Qaisar M., Sheikh S.A. Phytoremediation of arsenic (As) and mercury (Hg) contaminated soil. *World Applied Sciences Journal*. 2010. №8 (1). P. 113–118.
- <sup>1943</sup> Jankong P., Visoottiviseth P., Khokiattiwong S. Enhanced phytoremediation of arsenic contaminated land. *Chemosphere*. 2007. № 68. P. 1906–1912.
- <sup>1944</sup> Kadukova J., Manousaki E., Kalogerakis N. Pb and Cd accumulation and phytoexcretion by salt cedar (*Tamarix smyrnensis* Bunge). *Journal of Phytoremediation*. 2008. №10(1). P. 31–46.
- <sup>1945</sup> McNear D.H.Jr. The rhizosphere – roots, soil and everything in between. *National Education Knowledge*. 2013. №4. P. 1–8.
- <sup>1946</sup> McKone T.E., Maddalena R.L. Plant uptake of organic pollutants from soil: bioconcentration estimates based on models and experiments. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2007. Vol. 26. P. 2494–2504.
- <sup>1947</sup> Megharaj M., Ramakrishnan B., Venkateswarlu K., Sethunathan N., Naidu R. Bioremediation approaches for organic pollutants: a critical perspective. *Environment International*. 2011. Vol. 37. P. 1362–1375.
- <sup>1948</sup> Freitas E.V., do Nascimento C.W. The use of NTA for lead phytoextraction from soil from a battery recycling site. *Journal of Hazardous Materials*. 2009. № 171(1–3). P. 833–837.
- <sup>1949</sup> Karami A., Karami Sh., Zulkifli H. Phytoremediation of heavy metals with several efficiency enhancer methods. *African Journal of Biotechnology*. 2010. Vol. 9. № 25. P. 3689–3698.
- <sup>1950</sup> Коротченко И.С. Использование горчицы сарептской в качестве фиторемедианта при загрязнении почв кадмием. *Наука и образование*. 2013. URL:[http://www.rusnauka.com/page\\_ru.htm](http://www.rusnauka.com/page_ru.htm).
- <sup>1951</sup> Dawood M., Fei Ch., Jing Z., Guoping Z. Comparison of EDTA and citric acid enhanced phytoextraction of heavy metals in artificially metal contaminated soil by *Typha angustifolia*. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. № 11. P. 558–574.
- <sup>1952</sup> Sinhal V.K., Srivastava A., Singh V.P. EDTA and citric acid mediated phytoextraction of Zn, Cu, Pb and Cd through marigold (*Tagetes erecta*). *Journal of Environmental Biology*. 2010. № 31. P. 255–259.

- 
- <sup>1953</sup> Do Nascimento C.W., Amarasiriwardena D., Xing B. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil. *Environmental Pollution*. 2006. №140(1). P. 114–115.
- <sup>1954</sup> Moradi A.M., Smits K.O., Sharp J. Coupled thermally-enhanced bioremediation and renewable energy storage system: conceptual framework and modeling investigation. *Water*. 2018. №10. P. 1288.
- <sup>1955</sup> Komlos J., Traver R.G. Long-term orthophosphate removal in a field-scale storm-water bioinfiltration rain garden. *Journal of Environmental Engineering*. 2012. Vol. 138. P. 991–998.
- <sup>1956</sup> Mench M., Lepp N., Bert V., Schwitzguébel J.P., Gawronski S.W., Schröder P., Vangronsveld J. Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: Outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *Journal of Soils and Sediments*. 2010. Vol. 10. P. 1039–1070.
- <sup>1957</sup> Hogland W., Marques M., Nimmermark S. Landfill mining and waste characterization: A strategy of remediation of contaminated areas. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. 2004. Vol. 6(2). P. 119–124.
- <sup>1958</sup> Sun Yu., Zhou Q., Xu Y., Wang L., Liang X. The role of EDTA on cadmium phytoextraction in a cadmium–hyperaccumulator *Rorippa globosa*. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*. 2011. Vol. 3, № 3. P. 45–46.
- <sup>1959</sup> Mossop K.F., Davidson C.M., Ure A.M., Shand C.A., Hillier S.J. Effect of EDTA on the fractionation and uptake by *Taraxacum officinale* of potentially toxic elements in soil from former chemical manufacturing sites. *Plant and Soil*. 2009. Vol. 320. P. 117–129.
- <sup>1960</sup> Корсун С.Г. Застосування посівів ріпаку ярого для фітореємедіації ґрунтів. *Збірник наукових праць Уманського національного університету садівництва*. Вип. 74. Ч. 1. Агрономія. 2010. С. 83–84.
- <sup>1961</sup> Mousset E., Oturan M.A., Van Hullebusch E.D., Guibaud G., Esposito G. Soil washing/flushing treatments of organic pollutants enhanced by cyclodextrins and integrated treatments: state of the art. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2014. Vol. 44. P. 705–795.
- <sup>1962</sup> Пащенко Я.В., Накисько С.Г. Некоторые методические подходы к изучению буферности почв к тяжелым металлам. *Вісник ХДАУ*. 1999. №1. С. 214–217.
- <sup>1963</sup> Важенин И.Г. Почва как активная система самоочищения от токсического воздействия тяжелых металлов. *Химия в сельском хозяйстве*. 1982. № 3. С. 3–5.
- <sup>1964</sup> Рекомендації щодо використання сільськогосподарських угідь населених пунктів, які за радіологічними показниками можуть бути виведені за межі 2-ї зони. К.: Атіка, 2008. 108 с.
- <sup>1965</sup> Дідух М.І., Орловський М.Й. Ріпак для відродження Народицького району. Житомир. 2012. 63 с.
- <sup>1966</sup> Корсун С.Г. Застосування посівів ріпаку ярого для фітореємедіації ґрунтів. *Збірник наукових праць Уманського національного університету садівництва*. Вип. 74. Ч. 1. Агрономія. 2010. С. 83–86.
- <sup>1967</sup> Бабкин В.В., Завалин А.А. Физиолого-биохимические аспекты действия тяжелых металлов на растения. *Химия в сельском хозяйстве*. 1995. № 5. С. 17–21.
- <sup>1968</sup> Корсун С.Г. Застосування посівів ріпаку ярого для фітореємедіації ґрунтів. *Збірник наукових праць Уманського національного університету садівництва*. Вип. 74. Ч. 1. Агрономія. 2010. С 86



- <sup>1969</sup> Корсун С.Г. Застосування посівів ріпаку ярого для фітореMediaції ґрунтів. *Збірник наукових праць Уманського національного університету садівництва*. Вип. 74. Ч. 1. Агронoмія. 2010. С. 88.
- <sup>1970</sup> Кирпичников Н.А., Черных Н.А., Черных Н.Н., Цыганок С.И. Контроль за поступлением микроэлементов в растения. *Химизация сельского хозяйства*. 1991. №10. С. 45–49.
- <sup>1971</sup> Mueller N.C., Nowack B. Nanoparticles for remediation: Solving big problems with little particles. *Elements*. 2010. № 6. P. 395–400.
- <sup>1972</sup> Mulligan C.N., Yong R.N. Natural attenuation of contaminated soils. *Environment International*. 2004. Vol. 30. P. 587–601.
- <sup>1973</sup> Brown S.L., Chaney R.L., Angle J.S., Baker A.J. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*. 1994. Vol. 23. P. 1151–1157.
- <sup>1974</sup> Brooks R.R. Plants that hyperaccumulate heavy metals. Wallingford: CAB Intl. 1998. P. 305–324.
- <sup>1975</sup> Ferro A., Chard J., Kjelgren R., Chard B., Turner D., Montague T. Groundwater capture using hybrid poplar trees: evaluation of a system in Ogden, Utah. *International Journal of Phytoremediation*. 2001. Vol. 3. P. 87–104.
- <sup>1976</sup> Lindegaard K.N., Barker J.H.A. Breeding willows for biomass. *Aspects of applied biology Abbreviation*. 1997. Vol. 49. P. 155–162.
- <sup>1977</sup> Greger M., Landberg T. Use of willow in phytoextraction. *International Journal of Phytoremediation*. 1999 (1). P. 115–123.
- <sup>1978</sup> Łukaszewicz J.P., Wesółowski R., Cyganiuk A. Environment of *Salix viminalis* wood in metal Ions by means of phytoextraction. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2009. Vol. 18 (3). P. 507–511.
- <sup>1979</sup> Mleczek M., Magdziak Z., Rissmann I., Goliński P. Effect of different soil conditions on selected heavy metal accumulation by *Salix viminalis* tissues. *Journal of Environmental Science and Health. Part A*. 2009. Vol. 44(14). P. 1609–1616.
- <sup>1980</sup> Landberg T, Greger M. Differences in uptake and tolerance to heavy metals in *Salix* from unpolluted and polluted areas. *Applied Geochemistry*. 1996. Vol. 11. P. 175–80.
- <sup>1981</sup> Porębska G., Ostrowska A. Heavy Metal Accumulation in Wild Plants: Implications for Phytoremediation. *Polish Journal of Environmental Studies*. 1999. Vol. 8, № 6. P. 433–442.
- <sup>1982</sup> Пацула О.І., Фецюх А.Б., Буньо Л.В. Використання *Salix viminalis* L. для фітореMediaції ґрунтів, забруднених важкими металами. *Екологічні науки*. 2018. Вип. 1(20). Том 2. С. 101–107.
- <sup>1983</sup> Mulligan C.N., Yong R.N., Gibbs B.F. Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology*. 2001. Vol. 60. P. 193–207.
- <sup>1984</sup> Eriksson J, Ledin S. Changes in phytoavailability and concentration of cadmium in soil following long term *Salix* cropping. *Water, Air, & Soil Pollution*. 1999. Vol. 114. P. 171–184.
- <sup>1985</sup> Фецюх А.Б., Буньо Л.В., Пацула О.І. Вміст важких металів у рослин *Salix viminalis* L. за росту на засоленому субстраті з хвостосховища м. Стебник. «*Біологія: від молекули до біосфери*», Харків, 29 листопада 2 грудня 2016. 2016. С. 101–107.
- <sup>1986</sup> Mulligan C.N., Yong R.N., Gibbs B.F. Surfactant-enhanced remediation of contaminated soil: a review. *Engineering Geology*. 2001. Vol. 60. P. 371–380.

- <sup>1987</sup> Ostman G. Cadmium in Salix – a study of the capacity of Salix to remove cadmium from arable soils. In: Aronsson P., Perttu K., editors. Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. *A biological purification system. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences*; 1994. P. 153–155.
- <sup>1988</sup> Naidu R. Recent advances in contaminated site remediation. *Water Air Soil Pollution*. 2013. Vol. 224. P. 1705.
- <sup>1989</sup> Gąsecka M., Mleczek M., Magdziak Z., Drzewiecka K., Goliński P., Chadzinikolau T. Physiological and Morphological Changes in *Salix viminalis* as a Result of Plant Exposure to Copper. *Proc. 15th ICHMET*, Gdańsk, September 2010. P. 350–353.
- <sup>1990</sup> Nriagu J.O. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*. 1989. Vol. 338. P. 47–49.
- <sup>1991</sup> Omar H., Rohani S. Treatment of landfill waste, leachate and landfill gas: a review. *Frontiers of Chemical Science and Engineering*. 2015. №9. P. 15–32.
- <sup>1992</sup> O'Day P.A., Vlassopoulos D. Mineral-based amendments for remediation. *Elements*. 2010. № 6. P. 375–381.
- <sup>1993</sup> Ткачук О.П. Використання багаторічних бобових трав для зниження вмісту важких металів у ґрунті. *Збалансоване природокористування*. 2015. № 4. С. 138–140.
- <sup>1994</sup> Гирля Л.М. ФітореMediaція – ефективний шлях зниження вмісту важких металів у ґрунтах. *Екологія: Наукові праці*. 2011. Вип. 140. Т. 152. С. 57–59.
- <sup>1995</sup> Ткачук О.П. Використання багаторічних бобових трав для зниження вмісту важких металів у ґрунті. *Збалансоване природокористування*. 2015. № 4. С. 138.
- <sup>1996</sup> Ткачук О.П. Використання багаторічних бобових трав для зниження вмісту важких металів у ґрунті. *Збалансоване природокористування*. 2015. № 4. С. 139.
- <sup>1997</sup> Cardon D.L., Villafan S.M., Tovar A.R., Jimenez S.P. Growth response and heavy metals tolerance of *Axonopus affinis*, inoculated with plant growth-promoting rhizobacteria. *African Journal of Biotechnology*. 2010. Vol. 9. № 51. P. 8772–8782.
- <sup>1998</sup> Belimov A.A., Kunakova A.M., Safronova V.I., Stepanok V.V. Employment of rhizobacteria for the inoculation of barley plants cultivated soil contaminated with lead and cadmium. *Microbiology*. 2004. № 73. P. 99–106.
- <sup>1999</sup> Meuser H. Soil remediation and rehabilitation: treatment of contaminated and disturbed land, 23. Springer, Dordrecht. 2012. P. 5–36.
- <sup>2000</sup> Abou-Shanab R., Ghanem K., Ghanem N., Al-Kolaibe A. The role of bacteria on heavy-metal extraction and uptake by plants growing on multi-metal-contaminated soils. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 2008. Vol. 24. № 2. P. 253–262.
- <sup>2001</sup> Dinu L.D., Anghel L., Jurcoane S. Isolation of heavy metal resistant bacterial strains from the battery manufactured polluted environment. *Romanian Biotechnological Letters*. 2011. Vol. 16. № 6. P. 102–106.
- <sup>2002</sup> Koo S.Y., Cho K.S. Isolation and characterization of a plant growth-promoting rhizobacterium *Serratia* sp. SY5. *Journal of Microbiology and Biotechnology*. 2009. № 19. P. 1431–1438.
- <sup>2003</sup> Ma Y., Rajkumar M., Freitas H. Improvement of plant growth and nickel uptake by nickel resistant-plant-growth-promoting bacteria. *Journal of Hazardous Materials*. 2009. № 166. P. 1154–1161.
- <sup>2004</sup> Patterson B.M., Ma Y., Grassi M.E., Robertson B.S., Davis G.B., Lipman M. et al. Assessment of different carbon sources and delivery techniques to promote an in situ reactive

---

zone for bioprecipitation of metals in groundwater. In: Boshoff GA, Bone BD (eds) Permeable reactive barriers. IAHS Publication. IAHS Press, Wallingford. 2005. P. 97–104.

<sup>2005</sup> Robertson W.D., Anderson M.R. Nitrogen removal from landfill leachate using an infiltration bed coupled with a denitrification barrier. *Ground Water Monitor & Remediation*. 1999. Vol. 19. P. 73–80.

<sup>2006</sup> Robertson W.D., Cherry J.A. In situ denitrification of septic-system nitrate using reactive porous media barriers: field trials. *Groundwater*. 1995. Vol. 33. P. 99–111.

<sup>2007</sup> Braud A., Jezequel K., Bazot S., Lebeau T. Enhanced phytoextraction of an agricultural Cr- and Pb-contaminated soil by bioaugmentation with siderophore-producing bacteria. *Chemosphere*. 2009. № 74. P. 280–286.

<sup>2008</sup> He C.Q., Tan G.E., Liang X., Du W. Effect of Zn-tolerant bacterial strains on growth and Zn accumulation in *Orychophragmus violaceus*. *Applied Soil Ecology*. 2010. № 44. P. 1–5.

<sup>2009</sup> Sinha S., Mukherjee S.K. Cadmium-induced siderophore production by a high Cd-resistant bacterial strain relieved Cd toxicity in plants through root colonization. *Current Opinion in Microbiology*. 2008. № 56. P. 55–60.

<sup>2010</sup> Dary M., Chamber-Perez M.A., Palomares A.J., Pajuelo E. In situ phytostabilisation of heavy metal polluted soils using *Lupinus luteus* inoculated with metal resistant plant-growth promoting rhizobacteria. *Journal of Hazardous Materials*. 2010. № 177. P. 323–330.

<sup>2011</sup> Santos A., Rosa J.M. In Situ Chemical Oxidation (ISCO). In: de Albergaria JTVS, Nouws HPA (eds) Soil remediation: applications and new technologies. CRC Press, Boca Raton. 2016. P. 75–94.

<sup>2012</sup> Sarkar J., Kazy S.K., Gupta A., Dutta A., Mohapatra B., Roy A. Biostimulation of indigenous microbial community for bioremediation of petroleum refinery sludge. *Frontiers in Microbiology*. 2016. 7. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01407>.

<sup>2013</sup> Rulkens W.H., Tichy R., Grotenhuis J.T.C. Remediation of polluted soil and sediment: perspectives and failures. *Water Science & Technology*. 1998. Vol. 37. P. 27–35.

<sup>2014</sup> Abou-Shanab R., Ghanem K., Ghanem N., Al-Kolaibe A. The role of bacteria on heavy-metal extraction and uptake by plants growing on multi-metal-contaminated soils. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 2008. Vol. 24. №2. P. 253–262.

<sup>2015</sup> Scheckel K.G., Diamond G.L., Burgess M.F., Klotzbach J.M., Maddaloni M., Miller B.W. Amending soils with phosphate as means to mitigate soil lead hazard: a critical review of the state of the science. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*. 2013. Vol. 16. P. 337–380.

<sup>2016</sup> Li W.C., Ye Z.H., Wong M.H. Effects of bacteria on enhanced metal uptake of the Cd/Zn-hyperaccumulating plant *Sedum alfredii*. *Journal of Experimental Botany*. 2007. № 58(15–16). P. 4173–4182.

<sup>2017</sup> Salam M.M.A., Kaipainen E., Mohsin M., Villa A., Kuittinen S., Pulkkinen P., Pelkonen P., Mehtätalo L., Pappinen A. Effects of contaminated soil on the growth performance of young *Salix* (*Salix schwerinii* E. L. Wolf) and the potential for phytoremediation of heavy metals. *Journal of Environmental Management*. 2016. Vol. 183. P. 467–477.

<sup>2018</sup> Wu S.C., Cheung K.C., Luo Y.M., Wong M.H. Effects of inoculation of plant growth-promoting rhizobacteria on metal uptake by *Brassica juncea*. *Environmental Pollution*. 2006. № 140. P. 124–35.

<sup>2019</sup> Vaxevanidou K., Papassiopi N., Paspaliaris I. Removal of heavy metals and arsenic from contaminated soils using bioremediation and chelant extraction techniques. *Chemosphere*. 2008. № 70. P. 1329–1337.

---

<sup>2020</sup> Ogbo E.M., Okhuoya J.A. Bioavailability of some heavy metals in crude oil contaminated soils remediation with *Pleurotus tuberregium* Fr. Singer. *Asian Journal of Biological Sciences*. 2011. № 4 (1). P. 53–61.

<sup>2021</sup> Di Gregorio S., Barbaferri M., Lampis S., Sanangelantoni A.M. Combined application of Triton X-100 and Sinorhizobium sp. Pb002 inoculum for the improvement of lead phytoextraction by *Brassica juncea* in EDTA amended soil. *Chemosphere*. 2006. № 63. P. 293–299.

<sup>2022</sup> Shepherd K.A., Ellis P.A., Rivett M.O. Integrated understanding of urban land, groundwater, baseflow and surface-water quality – the City of Birmingham, UK. *Sci Total Environ*. 2006. Vol. 360. P. 180–195.

<sup>2023</sup> European Commission Soil protection – the story behind the strategy. European Communities, Luxembourg. 26 p.

<sup>2024</sup> Kjeldsen P. Behaviour of cyanides in soil and groundwater: A review. *Water Air Soil Pollution*. 1999. Vol. 115. P. 279–307.

<sup>2025</sup> Самохвалова В.Л. Отдельные подходы к фитомелиорации почв при загрязнении тяжелыми металлами. Промислова ботаніка: стан та перспективи розвитку: *Матеріали міжн. конф. «Промислова ботаніка: стан та перспективи розвитку» (Донецьк, 24–26 вересня 2007 р.)*. Донецьк. 2007. С. 387–391.

<sup>2026</sup> Пат. на корисну модель 20299 UA. Спосіб детоксикації важких металів у системі ґрунт-рослина / А.І. Фатєєв, В.Л. Самохвалова. Опубл. 15.01.2007. Бюл. № 1. 10 с.

<sup>2027</sup> Фатєєв А.І., Самохвалова В.Л. Детоксикація важких металів у ґрунтовій системі: Науково-методичне видання (методичні рекомендації). Х.: КП «Міськдрук», 2012. 70 с.

<sup>2028</sup> Самохвалова В.Л., Фатєєв А.І., Зуза С.Г., Зуза В.О. Спосіб ремедіації ґрунту техногенно забрудненого важкими металами. *Агрохімія та ґрунтознавство*. 2013. Вип. 80. С. 101–110.

<sup>2029</sup> Самохвалова В.Л., Фатєєв А.І., Зуза С.Г., Зуза В.О. Спосіб екологічної ремедіації ґрунту техногенно забрудненого переважно кадмієм, свинцем, цинком та хромом. *Агрохімія та ґрунтознавство*. 2014. Вип. 81. С. 51–59.

<sup>2030</sup> Самохвалова В.Л., Погромська Я.А., Фатєєв А.І. Екологічна реабілітація ґрунтів техногенно забруднених переважно кадмієм, цинком та міддю. *Ґрунтознавство*. 2014. Т. 15. № 1–2. С. 42–52.

<sup>2031</sup> Патент на корисну модель 95649 UA. Спосіб прогнозування вмісту рухомих форм важких металів та мікроелементів у ґрунтовій системі для ефективності ремедіації і використання / В.Л. Самохвалова, В.І. Лопушняк, А.І. Фатєєв, В.М. Горякіна. Опубл. 25.12.2014, Бюл. № 24. 8 с.

<sup>2032</sup> Патент на корисну модель 50789 UA. Спосіб очищення ґрунтів породного відвалу вугільних шахт від важких металів / М.Я. Гавриляк, В.І. Баранов. Опубл. 25.06.2010, Бюл. № 12. 9 с.

<sup>2033</sup> Патент на корисну модель 4726 UA. Спосіб очищення техногенно забруднених ґрунтів від важких металів / М.М. Дронь, Ф.О. Чмиленко, Н.М. Смітюк. Опубл. 15.02.2005, Бюл. № 2. 4 с.

<sup>2034</sup> Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути ее развития. К.: Наукова думка, 1991. 204 с.

<sup>2035</sup> Протопопова В.В., Мосякін С.Л., Шевера М.В. Фітоінвазії в Україні як загроза біорізноманіттю: сучасний стан і завдання на майбутнє. К.: Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного, 2002. 32 с.

- <sup>2036</sup> Карантинні шкідливі організми / О.М. Мовчан, І.Д. Устінов, І.Л. Марков та ін. К.: Світ. 2000. 200 с.
- <sup>2037</sup> Ерємина Н.В., Головка Н.С., Симененко С.Т. Влияние амброзии полыннолистной на экологическое состояние города [Електронний ресурс]. *Прикладна екологія*. 2009. № 1. Режим доступу: <http://dspace.snu.edu.ua:8080/jspui/123456789>.
- <sup>2038</sup> Жалдак С.М. Еколого-ценотичні особливості *Ambrosia artemisiifolia* в умовах передгірного Криму. *Екосистеми, їх оптимізація та охорона*. 2011. Вип. 5. С. 66–70.
- <sup>2039</sup> Патент на корисну модель 76416 UA. Фіторемедіаційний спосіб очищення ґрунтів від важких металів / О.П. Корж, І.Г. Савченко, Н.О. Гура. Опубл. 10.01.2013, Бюл. № 1. 6 с.
- <sup>2040</sup> Самохвалова В.Л., Фатєєв А.І., Зуза С.Г., Погромська Я.А., Зуза В.О., Панасенко Є.В., Горпинченко П.Ю. Фіторемедіація техногенно забруднених ґрунтів. *Агроекологічний журнал*. 2015. № 1. С. 92–100.
- <sup>2041</sup> Smolders E., Oorts K., van Sprang P., Schoeters I., Janssen C.R., McGrath S.P., McLaughlin M.J. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2009. Vol. 28. P. 1633–1642.
- <sup>2042</sup> Tack F.M.G., Meers E. Assisted phytoextraction: helping plants to help us. *Elements*. 2010. № 6. P. 383–388.
- <sup>2043</sup> Zhang K., Johnson L., Vara Prasad P.V., Pei Z., Wang D. Big bluestem as a bioenergy crop: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2015. Vol. 52. P. 740–756.
- <sup>2044</sup> Патент на корисну модель 4726 UA. Спосіб очищення техногенно забруднених ґрунтів від важких металів / М.М. Дронь, Ф.О. Чмиленко, Н.М. Смітюк; опубл. 15.02.2005. Бюл. № 2. 4 с.
- <sup>2045</sup> Патент на корисну модель 50789 UA. Спосіб очищення ґрунтів породного відвалу вугільних шахт від важких металів / М.Я. Гавриляк, В.І. Баранов; опубл. 25.06.2010. Бюл. № 12. 4 с.
- <sup>2046</sup> Патент на корисну модель 76416 UA. Фіторемедіаційний спосіб очищення ґрунтів від важких металів / О.П. Корж, І.Г. Савченко, Н.О. Гура; опубл. 10.01.2013. Бюл. № 1. 4 с.
- <sup>2047</sup> Патент на корисну модель 45299 UA. Спосіб рекультивації териконів / О.В. Бутюгін, М.Б. Узденніков, М.В. Гнеденко; опубл. 0. 11.2009, Бюл. № 21. 5 с.
- <sup>2048</sup> Патент на винахід 90279 UA. Стрес-толерантна трансгенна рослина пшениці / С. Макнейл, AU, Д. Чемберлейн, AU, Р. Боувер, NZ; опубл. 26.04.2010. Бюл. № 8. 6 с.
- <sup>2049</sup> Патент на корисну модель 25274 UA. Спосіб вирощування сільськогосподарських культур на ґрунтах, забруднених радіонуклідами і/або важкими металами / С.М. Абрамов, В.І. Сопельник; опубл. 10.08.2007. Бюл. № 12. 5 с.
- <sup>2050</sup> Патент на корисну модель 26085 UA. Агроекологічний препарат «біокольчуга» / С.М. Абрамов, В.І. Сопельник; опубл. 10.09.2007. Бюл. № 14. 5 с.
- <sup>2051</sup> Патент на корисну модель 34132 UA. Органомінеральне пастоподібне добриво / С.М. Абрамов, В.І. Сопельник, К.В. Сопельник; опубл. 25.07.2008. Бюл. № 14. 4 с.
- <sup>2052</sup> Патент на корисну модель 38149 UA. Спосіб рекультивації териконів / О.В. Бутюгін, М.Б. Узденніков, Ю.М. Зубкова, М.В. Гнеденко; опубл. 25.12.2008. Бюл. № 24. 3 с.

<sup>2053</sup> Патент на корисну модель 25456 UA. Кондуктометричний біосенсор для визначення концентрації іонів важких металів у водних розчинах / О.О. Солдаткін, С.В. Дзядевич, О.П. Солдаткін, Г.В. Єльська; опубл. 10.08.2007, Бюл. № 12. 3 с.

<sup>2054</sup> Патент на корисну модель 27284 UA. Мультибіосенсор для визначення концентрацій токсичних речовин у водних розчинах / О.О. Солдаткін, В.М. Архіпова, С.В. Дзядевич, О.А. Назаренко, О.П. Солдаткін, Г.В. Єльська, О.С. Павлюченко, О.Л. Кукла; опубл. 25.10.2007. Бюл. № 18. 4 с.

<sup>2055</sup> Патент на корисну модель 56958 UA. Спосіб управління міграцією біоелементів у системі «грунт – корми – організм курей-несучок – людина» / Л.Г. Засипка, Л.О. Тарасенко, І.В. Макаріхіна, П.С. Ніков, М.П. Любчак, Л.В. Степанова, В.В. Бабієнко; опубл. 25.01.2011. Бюл. № 2. 4 с.

<sup>2056</sup> List of hyperaccumulators. URL: [https://en.wikipedia.org/wiki/List\\_of\\_hyperaccumulators](https://en.wikipedia.org/wiki/List_of_hyperaccumulators).

<sup>2057</sup> McCutcheon S.C., Schnoor J.L. Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants. 2003. New Jersey, John Wiley & Sons. P. 891.

<sup>2058</sup> Grauer U.E., Horst W.J. Effect of pH and nitrogen source on aluminium tolerance of rye (*Secale cereale* L.) and yellow lupin (*Lupinus luteus* L.). 1990. *Plant and Soil*. Vol. 127. P. 13–21.

<sup>2059</sup> Zojaji F., Hassani A.H., Sayadi M.H. Bioaccumulation of chromium by *Zea mays* in wastewater-irrigated soil: An experimental study. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*. 2014. Vol. 4(2). P. 62–67.

<sup>2060</sup> Watanabe T., Osaki M., Yoshihara T., Tadano T. Distribution and chemical speciation of aluminum in the Al-accumulator plant *Melastoma malabathricum* L.. *Plant and Soil*. 1998. Vol. 201 (2). P. 165–173.

<sup>2061</sup> Warm Climate Production Guidelines for Japanese Hydrangeas. By Rick Shoellhorn and Alexis A. Richardson. Environmental Horticulture Department, Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. 544 p.

<sup>2062</sup> Zhou Q.X., Cui S., Wei S.H., Zhang W., Cao L., Ren L.P. Effects of exogenous chelators on phytoavailability and toxicity of Pb in *Zinnia elegans* Jacq. *Journal of Hazardous Materials*. 2007. Vol. 146. P. 341–346.

<sup>2063</sup> Vepraskas M.J., Polizzotto M., Faulkner S.P. Redox chemistry of hydric soils. In: Vepraskas MJ, Craft CB (eds) *Wetland soils: genesis, hydrology, landscapes, and classification*, 2nd edn. CRC Press LLC, Boca Raton. 2016. P. 105–131.

<sup>2064</sup> Guidi Nissim W., Pitre F.E., Kadri H., Desjardins D., Labrecque M. Early Response Of Willow To Increasing Silver Concentration Exposure. *International Journal of Phytoremediation*. 2014. Vol. 16 (4). P. 660–670.

<sup>2065</sup> A Resource Guide: The Phytoremediation of Lead to Urban, Residential Soils. Site adapted from a report from Northwestern University written by Joseph L. Fiegl, Bryan P. McDonnell, Jill A. Kostel, Mary E. Finster, and Dr. Kimberly Gray. 2011. [https://web.archive.org/web/20110224034628/http://www.civil.northwestern.edu/ehe/html\\_kag/kimweb/MEOP/INDEX.HTM](https://web.archive.org/web/20110224034628/http://www.civil.northwestern.edu/ehe/html_kag/kimweb/MEOP/INDEX.HTM).

<sup>2066</sup> Zojaji F., Hassani A.H., Sayadi M.H. Bioaccumulation of chromium by *Zea mays* in wastewater-irrigated soil: An experimental study. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*. 2014. Vol. 4(2). P. 62–67.

- 
- <sup>2067</sup> Schmidt U. Enhancing Phytoextraction: The Effect of Chemical Soil Manipulation on Mobility, Plant Accumulation, and Leaching of Heavy Metals. *Journal of Environmental Quality*. 2003. Vol. 32 (6). P. 1939–1954.
- <sup>2068</sup> Yu X.Z., Zhou P.H., Yang Y.M. The potential for phytoremediation of iron cyanide complex by willows. *Ecotoxicology*. 2006. Vol. 15 (5). P. 461–467.
- <sup>2069</sup> Zubair M., Shakir M., Ali Q., Rani N., Fatima N., Farooq S., Shafiq S., Kanwal N., Ali F., Nasir I.A. Rhizobacteria and phytoremediation of heavy metals. *Environmental Technology Reviews*. 2016. Vol. 5. P. 112–119.
- <sup>2070</sup> Borovička J., Řanda Z., Jelínek E., Kotrba P., Dunn C.E. Hyperaccumulation of silver by *Amanita strobiliformis* and related species of the section *Lepidella*. *Mycological Research*. 2007. Vol. 111 (Pt 11). P. 1339–1344.
- <sup>2071</sup> Haverkamp R.G., Marshall A.T., van Agterveld D. Pick your Carats: Nanoparticles of Gold-Silver-Copper Alloy Produced In Vivo. *Journal of Nanoparticle Research*. 2007. Vol. 9 (4). P. 697–700.
- <sup>2072</sup> Wong M.H. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*. 2003. Vol. 50(6). P. 775–780.
- <sup>2073</sup> Zacchini M., Pietrini F., Mugnozza G.S., Iori V., Pietrosanti L., Massacci A. Metal tolerance, accumulation and translocation in poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Water Air Soil Pollution*. 2009. Vol. 197. P. 23–34.
- <sup>2074</sup> Zhang J., Liu J., Liu R. Effects of pyrolysis temperature and heating time on biochar obtained from the pyrolysis of straw and lignosulfonate. *Bioresource Technology*. 2015. Vol. 176. P. 288–291.
- <sup>2075</sup> Porter E.K., Peterson P.J. Arsenic accumulation by plants on mine waste (United Kingdom). *Science of The Total Environment*. 1975. Vol. 4. Issue 4. P. 365–371.
- <sup>2076</sup> Braeuer S., Goessler W., Kameník J., Konvalinková T., Žigová A., Borovička J. Arsenic hyperaccumulation and speciation in the edible ink stain bolete (*Cyanoboletus pulverulentus*). *Food Chemistry*. 2018. Vol. 242. P. 225–231.
- <sup>2077</sup> Wang J., Zhao F.J., Meharg A.A., Raab A., Feldmann J., McGrath S.P. Mechanisms of Arsenic Hyperaccumulation in *Pteris vittata*. Uptake Kinetics, Interactions with Phosphate, and Arsenic Speciation. *Plant Physiology*. 2002. Vol. 130 (3). P. 1552–1561.
- <sup>2078</sup> Tu C., Ma L.Q., Bondada B. Arsenic Accumulation in the Hyperaccumulator Chinese Brake and Its Utilization Potential for Phytoremediation. *Journal of Environmental Quality*. 2002. Vol. 31(5). P. 1671–1675.
- <sup>2079</sup> Stijve, T., Vellinga, E.C. Herrmann, A. Arsenic accumulation in some higher fungi. *Persoonia*. 1990. №14. P. 161–166.
- <sup>2080</sup> Borovička J. Nová lokalita baňky velkokališné. *Mykologický Sborník*. 2004. Vol. 81 (3). P. 97–99.
- <sup>2081</sup> Vergnano O., Pancaro L., Formica C, Investigation on a nickel-accumulating plant *T/wyww bertolonn Desv.* I nickel, calcium and magnesium content and distribution during growth. *Webbia*. 1977. № 32. P. 175–188.
- <sup>2082</sup> Priel T., Hershinkel M. Zinc influx and physiological consequences in the  $\beta$ -insulinoma cell line, Min6. *Biochemical and Biophysical Research Communications*. 2006. Vol. 346. P. 205–212.
- <sup>2083</sup> Vergnano O., Gabbrielli R. Ecophysiological and geochemical aspects of nickel, chromium and cobalt accumulation in the vegetation of some Italian ophiolitic outcrops. *Ofioliti*. 1979. №4. P. 199–208.

- 
- <sup>2084</sup> Vicente S., Maniasso N., Queiroz Z.F., Zagatto E.A.G. Spectro-photometric flow-injection determination of nickel in biological materials. *Talanta*. 2002. Vol. 57. P. 475–480.
- <sup>2085</sup> Bennetta L.E., Burkhead J.L., Halea K.L., Terry N., Pilona M., Pilon-Smits E.A.H. Analysis of Transgenic Indian Mustard Plants for Phytoremediation of Metal-Contaminated Mine Tailings. *Journal of Environmental Quality*. 2003. Vol. 32 (2). P. 432.
- <sup>2086</sup> Umweltbundesamt Current state and future prospects of remedial soil protection – background paper, Umweltbundesamt (German Environment Agency), Dessau-Roßlau, Germany. 2009. 14 p.
- <sup>2087</sup> Vincent L., Sauvage T., Lacroix O., Saillard M., Blondiaux G., Guinard L. Simplified methodology of the ultra-thin layer activation technique. *Nucl. Instr. Methods Phys. Res., Section B: Beam Interac. Mat. Atoms*. 2002. Vol. 190. P. 831–834.
- <sup>2088</sup> Vivanco J.M., Guimaraes R.L., Flores H.E. Underground plant metabolism: the biosynthetic potential of roots. In: Waisel Y, Eshel A, Kafkafi U (eds), *Plant Roots. The Hidden Half*. Marcel Dekker, Inc., New York. 2002. P. 1045–1070.
- <sup>2089</sup> Walker C., Vestberg M. A simple and inexpensive method for producing and maintaining closed pot cultures of arbus-cular mycorrhizal fungi. *Agricultural Sciences Finland*. 1994. №3. P. 233–240.
- <sup>2090</sup> Handbook of Energy Crops. By J. Duke. Available only online. An excellent source of information on numerous plants. 2009. P. 589.
- <sup>2091</sup> Biology Briefs. *BioScience*. 1976. Vol. 26 (3). P. 223–224.
- <sup>2092</sup> Smolders E., Oorts K., van Sprang P., Schoeters I., Janssen C.R., McGrath S.P., McLaughlin M.J. Toxicity of trace metals in soil as affected by soil type and aging after contamination: Using calibrated bioavailability models to set ecological soil standards. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2009. Vol. 28. P. 1633–1642.
- <sup>2093</sup> Phytoremediation of radionuclides. Archived 2012-01-11 at the Wayback Machine. 2012. 415 p.
- <sup>2094</sup> Lan J.K. Recent developments of phytoremediation. *Journal of Geological Hazards and Environment Preservation*. 2004. Vol. 15 (1). P. 46–51.
- <sup>2095</sup> Tropical feeds. Feed information summaries and nutritive values. By B. Gohl. 1981. FAO Animal Production and Health Series 12. FAO, Rome. 459 p.
- <sup>2096</sup> Pietrzak U., McPhail D.C. Copper accumulation, distribution and fractionation in vineyard soils of Victoria, Australia. *Geoderma*. 2004. Vol. 122. P. 151–166.
- <sup>2097</sup> Walker T.S., Bais H.P., Grotewold E., Vivanco J.M. Root exudation and rhizosphere biology. *Plant Physiology*. 2003. Vol. 132. P. 44–51.
- <sup>2098</sup> Wall M.A., Boyd R.S. Nickel accumulation in serpentine arthropods from the Red Hills, California. *The Pan-Pacific Entomologist*. 2002. Vol. 78. P. 168–176.
- <sup>2099</sup> Warcup J.H. The mycorrhizal association of some Australian Inuleae. *Muelleria*. 1990. № 7. P. 179–187.
- <sup>2100</sup> Carrillo G.R., Cajuste L.J. Heavy Metals in Soils and Alfalfa (*Medicago sativa* L.) Irrigated with Three Sources of Wastewater. *Journal of Environmental Science and Health*. 1992. A 27. P. 1771–1783.
- <sup>2101</sup> Sen A.K., Mondal N.G., Mondal, S. Studies of uptake and toxic effects of Cr (VI) on *Pistia stratiotes*. *Water Science. Technology*. 1987. №7. P. 119–127.
- <sup>2102</sup> Warcup J.H., McGee P.A. The mycorrhizal association of some Australian Asteraceae. *New Phytologist*. 1983. Vol. 95. P. 667–672.



- 
- <sup>2103</sup> Wang F., Wang H., Al-Tabbaa A. Leachability and heavy metal speciation of 17-year old stabilised/solidified contaminated site soils. *Journal of Hazardous Materials*. 2014. Vol. 278. P. 144–151.
- <sup>2104</sup> Harrison R.M., Laxen D.P.H., Wilson S.J. Chemical associations of lead, cadmium, copper, and zinc in street dusts and roadside soils. *Environmental Science & Technology*. 1981. Vol. 15. P. 1378–1383.
- <sup>2105</sup> Watt R.K., Ludden P.W. Nickel-binding proteins. *Cellular and Molecular Life Sciences*. 1999. Vol. 56. P. 604–625.
- <sup>2106</sup> Wither E.D., Brooks R.R. Hyperaccumulation of nickel by some plants of Southeast Asia. *Journal of Geochemical Exploration*. 1977. №8. P. 579–583.
- <sup>2107</sup> Youngs W.D., Rutzke M., Gutenmann W.H., Lisk D.J. Nickel and vanadium in foliage in the vicinity of an oil-fired power plant. *Chemosphere*. 1993. Vol. 27. P. 1269–1272.
- <sup>2108</sup> Leblebici, Z., Aksoy, A. Growth and Lead Accumulation Capacity of *Lemna minor* and *Spirodela polyrhiza* (Lemnaceae): Interactions with Nutrient Enrichment. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2011. Vol. 214. P. 175–184.
- <sup>2109</sup> Wild H. Indigenous plants and chromium in Rhodesia. *Kirkia*. 1974. №9 P 233–241.
- <sup>2110</sup> Delorme A., Gagliardi J.V., Angle J.S., Chaney R.L. Influence of the zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl. and the nonmetal accumulator *Trifolium pratense* L. on soil microbial populations. *Canadian Journal of Microbiology*. 2001. Vol. 47 (8). P. 773–776.
- <sup>2111</sup> Zdenek P. The danger of cumulation of nickel in cereals on contaminated soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 1997. Vol. 63. P. 25–29.
- <sup>2112</sup> S. Zhang, M. Chen, T. Li, X. Xu, L. Deng, A newly found cadmium accumulator – *Malva sinensis*. Cavan. *Journal of Hazardous Materials*. 2010. Vol. 173. P. 705–709.
- <sup>2113</sup> Zeller S., Feller U. Long-distance transport of cobalt and nickel in maturing wheat. *European Journal of Agronomy*. 1999. №10. P. 91–98.
- <sup>2114</sup> Prasad N.M.V. Nickelophilous plants and their significance in phytotechnologies. *Brazilian Journal of Plant Physiology*. 2005. Vol. 17 (1). P. 113–128.
- <sup>2115</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 83–85.
- <sup>2116</sup> Lombi E., Zhao F.J., Dunham S.J., McGrath S.P. Phytoremediation of Heavy Metal, Contaminated Soils, Natural Hyperaccumulation versus Chemically Enhanced Phytoextraction. *Journal of Environmental Quality*. 2001. Vol. 30 (6). P.1919–1926.
- <sup>2117</sup> Bulmer C.E., Lavkulich L.M. Pedogenic and geochemical processes of ultramafic soils along a climatic gradient in southwestern British Columbia. *Canadian Journal of Soil Science*. 1994. Vol. 74. P. 165–177.
- <sup>2118</sup> Kucharski R., Sas-Nowosielska A., Małkowski E., Japenga J., Kuperberg J., Pogrzeba M., et al. The use of indigenous plant species and calcium phosphate for the stabilization of highly metal-polluted sites in southern Poland. *Plant and Soil*. 2005. Vol. 273. P. 291–305.
- <sup>2119</sup> Rate A.W. Multielement geochemistry identifies the spatial pattern of soil and sediment contamination in an urban parkland, Western Australia. *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 627. P. 1106–1120.
- <sup>2120</sup> U.S. EPA Fourth Five-Year Review Report for the Lipari Landfill Superfund Site Gloucester County, New Jersey. Document 528294, U.S. Environmental Protection Agency, Region 2, New York, NY, USA. 2017. 22 p.

- 
- <sup>2121</sup> Zhao F., Lombi E., McGrath S. Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 249(1). P. 37–43.
- <sup>2122</sup> Zheng R.L., Cai C., Liang J.H., Huang Q., Chen Z., Huang Y.Z., Arp H.P.H., Sun G.X. The effects of biochars from rice residue on the formation of iron plaque and the accumulation of Cd, Zn, Pb, As in rice (*Oryza sativa* L.) seedlings. *Chemosphere*. Vol. 89. P. 856–863.
- <sup>2123</sup> Brooks R.R. Copper and cobalt uptake by Haumanium species. *Plant and Soil*. 1977. Vol. 48 (2). P. 541–544.
- <sup>2124</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 85–90.
- <sup>2125</sup> Su C., Jiang L.Q., Zhang W.J. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: situation, impact and remediation techniques. *Environmental Skeptics and Critics*. 2014. Vol. 3(2). P. 24–38.
- <sup>2126</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 87–88.
- <sup>2127</sup> Szabova T., Bartha S. Stanovenie prechodovych koeficientov pre stroncium v systeme voda-rozlina v localitach vystavby. *Radioactiv. Zivot. Presorted*. 1985. Vol. 8(1). P. 17–32.
- <sup>2128</sup> Brune A., Dietz K.J. A comparative analysis of element composition of roots and leaves of barley seedlings grown in the presence of toxic cadmium, molybdenum, nickel and zinc concentrations. *J. Plant Nutr.* 1995. Vol. 18. P. 853–868.
- <sup>2129</sup> Ali H., Naseer M., Sajad M.A. Phytoremediation of heavy metals by *Trifolium alexandrinum*. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2012. Vol. 2. P. 1459–1469.
- <sup>2130</sup> Molas J., Baran S. Relationship between the chemical form of nickel applied to the soil and its uptake and toxicity to barley plants (*Hordeum vulgare* L.) *Geoderma*. 2004. Vol. 122: P. 247–255.
- <sup>2131</sup> Altinözlü H., Karagöz A., Polat T., Ünver I. Nickel hyperaccumulation by natural plants in Turkish serpentine soils. *Turkish Journal of Botany*. 2012. Vol. 36. P. 269–280.
- <sup>2132</sup> Alvarenga P., Gonçalves A., Fernandes R., De Varennes A., Vallini G., Duarte E. Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization:(I) Effects on soil chemical characteristics. *Chemosphere*. 2009. Vol. 74. P. 1292–1300.
- <sup>2133</sup> Arshad M., Saleem M., Hussain S. Perspectives of bacterial ACC deaminase in phytoremediation. *Trends in Biotechnology*. 2007. Vol. 25. P. 356–362.
- <sup>2134</sup> Hamon R.E., McLaughlin M.J., Gilkes R.J., Rate A.W., Zarcinas B., Robertson A., Cozens G., Radford N., Bettenay L. Geochemical indices allow estimation of heavy metal background concentrations in soils. *Global Biogeochemical Cycles*. 2004, Vol. 18. P. 15–22.
- <sup>2135</sup> Aggangan N.S., Dell B., Malajczuk N. Effects of chromium and nickel on growth of the ectomycorrhizal fungus *Pisolithus* and formation of ectomycorrhizas on *Eucalyptus urophylla* S.T. Blake. *Geoderma*. 1998. Vol. 84. P. 15–27.
- <sup>2136</sup> Monni S., Salemaa M., Millar N. The tolerance of *Em-petrum nigrum* to copper and nickel. *Environmental Pollution*. 2000. Vol. 109. P. 221–229.
- <sup>2137</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 93–94.

- <sup>2138</sup> Ashraf S., Ali Q., Zahir Z.A., Ashraf S., Asghar H.N. Phytoremediation: environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019. Vol. 174. P. 714–727.
- <sup>2139</sup> Assunção A., Martins P.D.C., De Folter S., Vooijs R., Schat H., Aarts M. Elevated expression of metal transporter genes in three accessions of the metal hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant, Cell & Environment*. 2001. Vol. 24. P. 217–226.
- <sup>2140</sup> Takafumi M.; Kanae E.; Shin-ichiro I. Manganese hyperaccumulation from non-contaminated soil in *Chengiopanax sciadophylloides* Franch. et Sav. and its correlation with calcium accumulation. *Soil Science and Plant Nutrition*. 2013. Vol. 59 (4). P. 591–602.
- <sup>2141</sup> Axelsen K.B., Palmgren M.G. Inventory of the superfamily of P-type ion pumps in *Arabidopsis*. *Plant Physiology*. 2001. Vol. 126. P. 696–706.
- <sup>2142</sup> Baker A.J.M., Walker P.L. Ecophysiology of Metal Uptake by Tolerant Plants. In: Shaw, A.J., Ed., *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*. 1990. CRC Press, Boca Raton. P. 167–170.
- <sup>2143</sup> Bani A., Pavlova D., Echevarria G., Mullaj A., Reeves R.D., Morel J.L., et al. Nickel hyperaccumulation by the species of *Alyssum* and *Thlaspi* (Brassicaceae) from the ultramafic soils of the Balkans. *Botanica Serbica*. 2010. Vol. 34. P. 3–14.
- <sup>2144</sup> Morrey D.R., Balkwill K., Balkwill M.J. Studies on serpentine flora: Preliminary analyses of soils and vegetation associated with serpentinite rock formations in the southeastern Transvaal. *South African Journal of Botany*. 1989. Vol. 55. P. 171–177.
- <sup>2145</sup> U.S. EPA A Citizen's Guide to In-situ Chemical Reduction. EPA 542-F-12-012, United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, DC, USA. 2012. 18 p.
- <sup>2146</sup> Banuelos G., Cardon G., Mackey B., Ben-Asher J., Wu L., Beuselinck P., et al. Boron and selenium removal in boron-laden soils by four sprinkler irrigated plant species. *Journal of Environmental Quality*. 1993. Vol. 22. P. 786–792.
- <sup>2147</sup> Banuelos G., Meek D. Accumulation of selenium in plants grown on selenium-treated soil. *Journal of Environmental Quality*. 1990. Vol. 19. P. 772–777.
- <sup>2148</sup> Bastow E.L., Garcia De La Torre V.S., Maclean A.E., Green R.T., Merlot S., Thomine S. et al. Vacuolar iron stores gated by NRAMP3 and NRAMP4 are the primary source of iron in germinating seeds. *Plant Physiology*. 2018. Vol. 177. P. 1267–1276.
- <sup>2149</sup> Becerra-Castro C., Prieto-Fernández Á, Álvarez-López V., Monterroso C., Cabello-Conejo M., Acea M., et al. Nickel solubilizing capacity and characterization of rhizobacteria isolated from hyperaccumulating and non-hyperaccumulating subspecies of *Alyssum serpyllifolium*. *International Journal of Phytoremediation*. 2011. Vol. 13. P. 229–244.
- <sup>2150</sup> Novita V.Z., Moersidik S.S., Priadi C.R. Phytoremediation Potential of *Pistia stratiotes* to Reduce High Concentration of Copper (Cu) in Acid Mine Drainage *OP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. 2019. 355 012063.
- <sup>2151</sup> Berken A., Mulholland M.M., Leduc D.L., Terry N. Genetic engineering of plants to enhance selenium phytoremediation. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2002. Vol. 21. P. 567–582.
- <sup>2152</sup> Berti W.R., Cunningham S.D. «Phytostabilization of metals» in *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean-up the Environment*, eds I. Raskin and B. D. Ensley (New York, NY: John Wiley & Sons, Inc.). 2000. P. 71–88.

- 
- <sup>2153</sup> Bizily S.P., Rugh C.L., Meagher R.B. Phytodetoxification of hazardous organomercurials by genetically engineered plants. *Nature Biotechnology*. 2000. Vol. 18. P. 213–217.
- <sup>2154</sup> Blaylock M., Huang J. «Phytoextraction of metals,» in *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean-up the Environment*, eds I. Raskin and B. D. Ensley (New York, NY: John Wiley & Sons, Inc). 2000. P. 303–320.
- <sup>2155</sup> Tanner P.A., Ma H.L., Yu P.K.N. Fingerprinting metals in urban street dust of Beijing, Shanghai, and Hong Kong. *Environmental Science & Technology*. 2008. Vol. 42. P. 7111–7117.
- <sup>2156</sup> Anderson T.R., Howes A.W., Slatter K., Dutton M.F. Studies on the nickel hyperaccumulator, *Berkheya coddii*. In: Jaffre T, Reeves RD, Becquer T (eds), *The ecology of ultramafic and metalliferous areas. Proceedings of the Second International Conference on Serpentine Ecology, Nou-mea (1995)*. 1997. P. 2261–266.
- <sup>2157</sup> Moskalyk R.R., Alfantazi A.M. Nickel laterite processing and electrowinning practice. *Miner. Engin.* 2002. Vol. 15. P. 593–605.
- <sup>2158</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 97–100.
- <sup>2159</sup> Brewer E.P., Saunders J.A., Angle J.S., Chaney R.L., McIntosh M.S. Somatic hybridization between the zinc accumulator *Thlaspi caerulescens* and *Brassica napus*. *Theoretical and Applied Genetics*. 1999. Vol. 99. P. 761–771.
- <sup>2160</sup> U.S. EPA Resource guide for electrokinetics laboratory and field processes applicable to radioactive and hazardous mixed wastes in soil and groundwater from 1992 to 1997. EPA 402-R-97-006, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Radiation and Indoor Air Radiation Protection Division, Washington, DC, USA. 1997. 83 p.
- <sup>2161</sup> Brown S.L., Chaney R., Angle J., Baker A. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for zinc- and cadmium-contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*. 1994. Vol. 23. P. 1151–1157.
- <sup>2162</sup> Buendía-González L., Orozco-Villafuerte J., Cruz-Sosa F., Barrera-Díaz C., Vernon-Carter E. *Prosopis laevigata* a potential chromium (VI) and cadmium (II) hyperaccumulator desert plant. *Bioresource Technology*. 2010. Vol. 101. P. 5862–5867.
- <sup>2163</sup> Cailliatte R., Schikora A., Briat J.-F., Mari S., Curie C. (). High-affinity manganese uptake by the metal transporter NRAMP1 is essential for Arabidopsis growth in low manganese conditions. *Plant Cell*. 2010. Vol. 22. P. 904–917.
- <sup>2164</sup> Chaney R.L., Broadhurst, C.L., Centofanti T. Phytoremediation of soil trace elements, in *Trace Elements in Soils*, ed. P. S. Hooda (Chichester: John Wiley & Sons, Inc.). 2010. P. 311–352.
- <sup>2165</sup> Chehregani A., Malayeri B.E. Removal of heavy metals by native accumulator plants. *International Journal of Agriculture And Biology*. 2007. Vol. 9. P. 462–465.
- <sup>2166</sup> Chen B., Stein A.F., Castell N., Gonzalez-Castanedo Y., De La Campa A.S., De La Rosa J. Modeling and evaluation of urban pollution events of atmospheric heavy metals from a large Cu-smelter. *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 539. P. 17–25.
- <sup>2167</sup> Davis A.P., Shokouhian M., Ni S. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*. 2001. Vol. 44. P. 997–1009.
- <sup>2168</sup> Antil R.S., Gupta A.P., Narwal R.P. Nitrogen transformation and microbial biomass content in soil contaminated with nickel and cadmium from industrial wastewater irrigation. *Urban Water*. 2001. № 3. P. 299–302.

- 
- <sup>2169</sup> Moya J.L., Ros R., Picazo I. Influence of cadmium and nickel on growth, net photosynthesis and carbohydrate distribution in rice plants. *Photosynthesis Research*. 1993.. №6. P. 75–80.
- <sup>2170</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 103–105.
- <sup>2171</sup> Phytoremediation Decision Tree. ITRC The Interstate Technology and Regulatory Cooperation Work Group Phytoremediation Work Team. 1999. 36 p.
- <sup>2172</sup> U.S. ACE Soil vapor extraction and bioventing, Engineer Manual. EM\_1110-1-4001, U.S. Army Corps of Engineers, Washington, DC, USA. 2002. 4254 p.
- <sup>2173</sup> Patel A. Geotechnical investigations and improvement of ground conditions. Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering. Elsevier Science & Technology, San Diego. 2019. 615 p.
- <sup>2174</sup> Oma K.H., Farnsworth R.K., Rusin J.M. In situ vitrification: application analysis for stabilization of transuranic waste, Pacific Northwest Laboratory for U.S. Department of Energy, Richland, WA, USA. 1982. Web. doi:10.2172/6725441.
- <sup>2175</sup> National Environment Protection Council Schedule B (1): Guideline on the Investigation Levels for Soil and Groundwater, National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure (Amended). Commonwealth of Australia, Canberra. 2013. P. 10–30.
- <sup>2176</sup> Chen B.D., Li X.L., Tao H.Q., Christie P., Wong M.H. The role of arbuscular mycorrhiza in zinc uptake by red clover growing in a calcareous soil spiked with various quantities of zinc. *Chemosphere* 2003. Vol. 50. P. 839–846.
- <sup>2177</sup> Clemens S. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie* 2006. Vol. 88. P. 1707–1719.
- <sup>2178</sup> DalCorso G., Fasani E., Manara A., Visioli G., Furini A. Heavy metal pollutions: state of the art and innovation in phytoremediation. *International Journal of Molecular Sciences*. 2019. Vol. 20. e3412.
- <sup>2179</sup> Mielke H.W., Laidlaw M.A.S., Gonzales C. Lead (Pb) legacy from vehicle traffic in eight California urbanized areas: Continuing influence of lead dust on children’s health. *Science of the Total Environment*. 2010. Vol. 408. P. 3965–3975.
- <sup>2180</sup> Arianoutsou M., Rundel P.W., Berry W.L. Serpentine endemics as biological indicators of soil elemental concentrations. In: *Markert B (ed), Plants as biomonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment*. 1993. P. 179–189.
- <sup>2181</sup> Munch D. Concentration profiles of arsenic, cadmium, chromium, copper, lead, mercury, nickel, zinc, vanadium and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) in forest soil beside an urban road. *Science of the Total Environment*. 1993. Vol. 138. P. 47–55.
- <sup>2182</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 107–109.
- <sup>2183</sup> Dalvi A.A., Bhalerao S.A. Response of plants towards heavy metal toxicity: an overview of avoidance, tolerance and uptake mechanism. *Annals of Plant Sciences*. 2013. Vol 2. P. 362–368.
- <sup>2184</sup> Wegscheidl C., Layden I., Bryce I. Bioreactors: key aspects for effective design, operation and monitoring., Department of Agriculture and Fisheries, State of Queensland, Toowoomba, QLD, Australia. 2018. P. 18–42.

- <sup>2185</sup> Das N., Bhattacharya S., Maiti M.K. Enhanced cadmium accumulation and tolerance in transgenic tobacco overexpressing rice metal tolerance protein gene OsMTP1 is promising for phytoremediation. *Plant Physiology and Biochemistry*. 2016. Vol. 105. P. 297–309.
- <sup>2186</sup> de la Rosa G., Peralta-Videa J.R., Montes M., Parsons J.G., Cano-Aguilera I., Gardea-Torresdey J.L. Cadmium uptake and translocation in tumbleweed (*Salsola kali*), a potential Cd-hyperaccumulator desert plant species: ICP/OES and XAS studies. *Chemosphere*. 2004. Vol. 55. P. 1159–1168.
- <sup>2187</sup> Murch S.J., Haq K., Rupasinghe H.P.V., Saxena P.K. Nickel contamination affects growth and secondary metabolite composition of St. John's wort (*Hypericum perforatum* L.) *Environmental and Experimental Botany*. 2003. Vol. 49. P. 251–257.
- <sup>2188</sup> de Souza M.P., Lytle C.M., Mulholland M.M., Otte M.L., Terry N. Selenium assimilation and volatilization from dimethylselenoniopropionate by *Indian mustard*. *Plant Physiology*. 2000. Vol. 122. P. 1281–1288.
- <sup>2189</sup> Dhanwal P., Kumar A., Dudeja S., Chhokar V., Beniwal V. (2017). Recent advances in phytoremediation technology, in *Advances in Environmental Biotechnology*, eds R. Kumar, A.K. Sharma, S.S. Ahluwalia (Singapore: Springer). 2017. P. 227–241.
- <sup>2190</sup> Domínguez-Solís J.R., López-Martín M.C., Ager F.J., Ynsa M.D., Romero L.C., Gotor C. Increased cysteine availability is essential for cadmium tolerance and accumulation in *Arabidopsis thaliana*. *Plant Biotechnology*. 2004. Vol. 2. P. 469–476.
- <sup>2191</sup> Béze L.E., Rose J., Mouillet V., Farcas F., Masion A., Chaurand P., Bottero J.-Y. Location and evolution of the speciation of vanadium in bitumen and model of reclaimed bituminous mixes during ageing: Can vanadium serve as a tracer of the aged and fresh parts of the reclaimed asphalt pavement mixture? *Fuel*. 2012. Vol. 102. P. 423–430.
- <sup>2192</sup> Augustyniak M., Mesjasz-Przybyłowicz J., Nakonieczny M., Dybowska M., Przybyłowicz W., Migula P. Food relations between *Chrysolina pardalina* and *Berkheya cod-ii*, a nickel hyperaccumulator from South African ultramafic outcrops. *Fresenius Environmental Bulletin*. 2002. Vol. 11. P. 85–90.
- <sup>2193</sup> Neumann P.M., Charnel A. Comparative phloem mobility of nickel in nonsenescent plants. *Plant Physiology*. 1986. Vol. 81, P. 689–691.
- <sup>2194</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 110–112.
- <sup>2195</sup> Eapen S., D'souza S. Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. *Biotechnology Advances*. 2005. Vol. 23. P. 97–114.
- <sup>2196</sup> Demiguel E., Degrado M.J., Llamas J.F., Martindorado A., Mazadiego L.F. The overlooked contribution of compost application to the trace element load in the urban soil of Madrid (Spain). *Science of the Total Environment*. 1998. Vol. 215. P. 113–122.
- <sup>2197</sup> Stijve. T. Selenium content of mushrooms. *Zeitschrift für Lebensmittel. Untersuchung und Forschung A*. 1977. Vol. 164 (3). P. 201–203.
- <sup>2198</sup> de Souza M.P., Chu D., Zhao M., Zayed A.M., Ruzin S.E., Schichnes D., Terry N. Rhizosphere Bacteria Enhance Selenium Accumulation and Volatilization by *Indian mustard*. *Plant Physiology*. 1999. Vol. 119 (2). P. 565–574.
- <sup>2199</sup> Gaillard J.-F., Webb S.M., Quintana J.P.G. Quick X-ray absorption spectroscopy for determining metal speciation in environmental samples. *Journal of Synchrotron Radiation*. 2001. №8. P. 928–930.

- 
- <sup>2200</sup> Lin Z.-Q., de Souza M.P., Pickering I.J., Terry N. Evaluation of the Macroalga, Muskgrass, for the Phytoremediation of Selenium-Contaminated Agricultural Drainage Water by Microcosms. *Journal of Environmental Quality*. 2002. Vol. 31 (6). P. 2104–2110.
- <sup>2201</sup> Brooks R.R., Shaw S., Marfil A.A. The chemical form and physiological function of nickel in some Iberian Alyssum species. *Physiologia Plantarum*. 1981. Vol. 51. P. 167–170.
- <sup>2202</sup> Epelde L., Becerril J.M., Mijangos I., Garbisu C. Evaluation of the efficiency of a phytostabilization process with biological indicators of soil health. *Journal of Environmental Quality*. 2009. Vol. 38. P. 2041–2049.
- <sup>2203</sup> Ernst W.H. Phytoextraction of mine wastes-options and impossibilities. *Chemie der Erde / Geochemistry*. 2005. Vol. 65. P. 29–42.
- <sup>2204</sup> Ernst W.H., Verkleij J., Schat H. Metal tolerance in plants. *Acta Botanica Neerlandica*. 1992. Vol. 41. P. 229–248.
- <sup>2205</sup> Farahat E., Linderholm H.W. The effect of long-term wastewater irrigation on accumulation and transfer of heavy metals in *Cupressus sempervirens* leaves and adjacent soils. *Sci. Total Environ*. 2015. Vol. 51. P. 1–7.
- <sup>2206</sup> Fasani E., Manara A., Martini F., Furini A., DalCorso G. The potential of genetic engineering of plants for the remediation of soils contaminated with heavy metals. *Plant Cell Environment*. 2018. Vol. 41. P. 1201–1232.
- <sup>2207</sup> García-Salgado S., García-Casillas D., Quijano-Nieto M.A., Bonilla-Simón M.M. (). Arsenic and heavy metal uptake and accumulation in native plant species from soils polluted by mining activities. *Water Air Soil Pollution*. 2012. Vol. 223. P. 559–572.
- <sup>2208</sup> Gerhardt K.E., Gerwing P.D., Greenberg B.M. Opinion: taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. *Plant Science*. 2017. Vol. 256. P. 170–185.
- <sup>2209</sup> Callender E., Rice K.C. The urban environmental gradient: Anthropogenic influences on the spatial and temporal distributions of lead and zinc in sediments. *Environmental Science & Technology*. 2000. Vol. 34. P. 232–238.
- <sup>2210</sup> Gaw S.K., Wilkins A.L., Kim N.D., Palmer G.T., Robinson P. Trace element and ΣDDT concentrations in horticultural soils from the Tasman, Waikato and Auckland regions of New Zealand. *Science of the Total Environment*. 2006. Vol. 355. P. 31–47.
- <sup>2211</sup> Ginn B.R., Szymanowski J.S., Fein J.B. Metal and proton binding onto the roots of *Fescue rubra*. *Chemical Geology*. 2008. Vol. 253. P. 130–135.
- <sup>2212</sup> Glick B.R. Bacteria with ACC deaminase can promote plant growth and help to feed the world. *Microbiological Research*. 2014. Vol. 169. P. 30–39.
- <sup>2213</sup> Yong R.N., Mulligan C.N. Natural attenuation of contaminants in soils. CRC Press LLC, Baton Rouge. 2003. 318 p.
- <sup>2214</sup> Gueriot M.L. The ZIP family of metal transporters. *Biochimica et Biophysica Acta*. 2000. Vol. 1465. P. 190–198.
- <sup>2215</sup> Yong R.N., Mulligan C.N. Natural and enhanced attenuation of contaminants in soils, 2nd edn. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton. 2019. 307 p.
- <sup>2216</sup> Gupta D.K., Nicoloso F.T., Schetinger M.R.C., Rossato L.V., Pereira L.B., Castro G.Y., et al. Antioxidant defense mechanism in hydroponically grown *Zea mays* seedlings under moderate lead stress. *Journal of Hazardous Materials*. 2009. Vol. 172. P. 479–484.
- <sup>2217</sup> Bringezu K., Lichtenberger O., Leopold I., Neumann D. Heavy Metal Tolerance of *Silene vulgaris*. *Journal of Plant Physiology*. 1999. Vol. 154. Issue 4. P. 536–546.

- <sup>2218</sup> Gupta D.K., Vandenhove H., Inouhe M. Role of phytochelatins in heavy metal stress and detoxification mechanisms in plants, in *Heavy Metal Stress in Plants*, eds D.K. Gupta, F.J. Corpas, and J.M. Palma (Berlin: Springer). 2013. P. 73–94.
- <sup>2219</sup> Gustin J.L., Zanis M.J., Salt D.E. Structure and evolution of the plant cation diffusion facilitator family of ion transporters. *BMC Ecology and Evolution*. 2011. Vol. 11. P. 76–82.
- <sup>2220</sup> Nicks L., Chambers M.F. Apioneering study of the potential of phytomining for nickel. In: Brooks RR (ed), *Plants that hyperaccumulate heavy metals*,. CAB, Wallingford, UK. 1998. P. 313–326.
- <sup>2221</sup> Ljung K., Maley F., Cook A. Canal estate development in an acid sulfate soil- Implications for human metal exposure. *Landsc. Urban Plan.* 2010. Vol. 97. P. 123–131.
- <sup>2222</sup> Hamzah A., Hapsari R.I., Wisnubroto E.I. (). Phytoremediation of Cadmium-contaminated agricultural land using indigenous plants. *International Journal of Environmental and Agriculture Research*. 2016. Vol. 2. P. 8–14.
- <sup>2223</sup> Hanikenne M., Baurain D. Origin and evolution of metal P-type ATPases in Plantae (Archaeplastida). *Frontiers in Plant Science*. 2014. Vol. 4. P. 544–560.
- <sup>2224</sup> Harper F., Baker A., Balkwill K., Smith J. Nickel uptake, translocation and hyperaccumulation in *Berkheya coddii*, in *Proceedings of the 3rd International Conference on Serpentine Ecology, Kruger National Park*. 1999. P. 15–21.
- <sup>2225</sup> Orndorff Z.W., Daniels W.L., Fanning D.S. Reclamation of acid sulfate soils using lime-stabilized biosolids. *Journal of Environmental Quality*. 2008. Vol. 37. P. 1447–1455.
- <sup>2226</sup> Axtell N.R., Steven P.K. Sternberg S.P.K., Claussen K. Lead and nickel removal using *Microspora* and *Lemna minor*. *Bioresource Technology*. 2003. Vol. 89. P. 41–48.
- <sup>2227</sup> Boyd R.S., Shaw J.J., Martens S.N. Nickel hyperaccumulation in *S. polygaloids* (Brassicaceae) as a defense against pathogens. *American Journal of Botany*. 1994. Vol. 81. P. 294–300.
- <sup>2228</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 114–116.
- <sup>2229</sup> Appleyard S., Wong S., Willis-Jones B., Angeloni J., Watkins R. Groundwater acidification caused by urban development in Perth, Western Australia: Source, distribution, and implications for management. *Australian Journal of Soil Research*. 2004. Vol. 42. P. 579–585.
- <sup>2230</sup> Hyperaccumulators table – 2 : Nickel. URL: [https://en.wikipedia.org/wiki/Hyperaccumulators\\_table\\_%E2%80%93\\_2\\_:\\_Nickel](https://en.wikipedia.org/wiki/Hyperaccumulators_table_%E2%80%93_2_:_Nickel).
- <sup>2231</sup> Boyd R.S. Hyperaccumulation as a plant defensive strategy. In: Brooks RR (ed), *Plants that hyperaccumulate Heavy Metals*. 1998. P. 181–201.
- <sup>2232</sup> Boyd R.S., Martens S.N. Nickel hyperaccumulation by *Thlaspi montanum* var. *montanum* (Brassicaceae): a constitutive trait. *American Journal of Botany*. 1998. Vol. 85. P. 259–265.
- <sup>2233</sup> Boyd R.S., Martens S.N. The significance of metal hyperaccumulation for biotic interactions. *Chemoecology*. 1998. № 8. P. 1–7.
- <sup>2234</sup> Boyd R.S., Martens S.N. Aphids are unaffected by the elemental defence of the nickel hyperaccumulator *Streptanthus polygaloides* (Brassicaceae). *Chemoecology*. 1999. Vol. 9. P. 1–7.
- <sup>2235</sup> Psaras G.K., Manetas Y. Nickel Localization in Seeds of the Metal Hyperaccumulator *Thlaspi pindicum* Hausskn., par. *Annals of Botany*. 2001. 88. P: 514.



---

<sup>2236</sup> Boyd R.S., Jaffre T. Phytoenrichment of soil Ni content by *Sebertia acuminata* in New Caledonia and the concept of elemental allelopathy. *South African Journal of Science*. 2001. Vol. 97. P. 535–538.

<sup>2237</sup> Boyd R.S., Martens S.N. The raison d'être for metal hyperaccumulation by plants. In: Baker AJM, Proctor J, Reeves RD (eds), *The vegetation of ultramafic (serpentine) soils*. 1992. P. 279–289.

<sup>2238</sup> Boyd R.S., Martens S.N. Nickel hyperaccumulated by *Thlaspi montanum* var. *montanum* is acutely toxic to an insect herbivore. *Oikos*. 1994. Vol. 70. P. 21–25.

<sup>2239</sup> Hasan M.M., Uddin M.N., Ara-Sharmeen F.I., Alharby H., Alzahrani Y., Hakeem K. R., et al. Assisting phytoremediation of heavy metals using chemical amendments. *Plants*. 2019. Vol. 8. P. 295–300.

<sup>2240</sup> He B., Yang X., Ni W., Wei Y., Long X., Ye Z. *Sedum alfredii*: a new lead accumulating ecotype. *Journal of Integrative Plant Biology*. 2002. Vol. 44. P. 1365–1370.

<sup>2241</sup> Muthukumar B., Yakubov B., Salt D.E. Transcriptional activation and localization of expression of *Brassica juncea* putative metal transport protein BjMTP1. *BMC Plant Biology*. 2007. №7. P. 32.

<sup>2242</sup> Witkowski E.T.F., Weiersbye-Witkowski I.M., Przybylowicz W.J., Mesjasz-Przybylowicz J.: Nuclear microprobe studies of elemental distributions in dormant seeds of *Burkea africana*. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*. 1997. B130. P. 381–387.

<sup>2243</sup> Boyd R.S., Martens S.N. (1998). Nickel hyperaccumulation by *Thlaspi montanum* var. *montanum* (Brassicaceae): a constitutive trait. *American Journal of Botany*. 1998. Vol. 85. P. 259–265.

<sup>2244</sup> Boyd R.S., Martens S.N. The significance of metal hyperaccumulation for biotic interactions. *Chemoecology*. 1998. № 8. P. 1–7.

<sup>2245</sup> Hooda V. Phytoremediation of toxic metals from soil and waste water. *Journal of Environmental Biology*. 28 (2 Suppl.) 2007. P. 367–376.

<sup>2246</sup> Huang H., Gupta D.K., Tian S., Yang X.E., Li T. Lead tolerance and physiological adaptation mechanism in roots of accumulating and non-accumulating ecotypes of *Sedum alfredii*. *Environmental Science and Pollution Research*. 2012. Vol. 19. P. 1640–1651.

<sup>2247</sup> Reeves R., Baker A.J.M. Metal-accumulating plants. In: Raskin I, Ensley BD ed. *Phytoremediation of toxic metals using plants to clean up the environment*. New York, John Wiley & Sons Inc. 2000. P. 193–229.

<sup>2248</sup> Howard-Williams, C. The ecology of *Becium homblei* in Central Africa with special reference to metalliferous soils. *Journal of Ecology*. 1970. Vol. 58 (3). P. 745–376.

<sup>2249</sup> Brooks R.R., Chambers M.F., Nicks L.J., Robinson B.H., Jovanovic D., Radovic R., Mares L., Stankovic M., Markovic B. Nickel hydrogenation catalyst for tallow hydrogenation and for the selective hydrogenation of sunflower seed oil and soybean oil. *Catalysis Today*. 1998. Vol. 43. P. 21–28.

<sup>2250</sup> Jacob J.M., Karthik C., Saratale R.G., Kumar S.S., Prabakar D., Kadirvelu K., et al. (). Biological approaches to tackle heavy metal pollution: a survey of literature. *Journal of Environmental Management*. 2018. Vol. 217. P. 56–70.

<sup>2251</sup> Brooks R.R., Lee J., Reeves R.D., Jaffre T. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*. 1977. №7. P. 50–51.

- <sup>2252</sup> Javed M.T., Tanwir K., Akram M.S., Shahid M., Niazi N.K., Lindberg S. Chapter 20 – Phytoremediation of cadmium-polluted water/sediment by aquatic macrophytes: role of plant-induced pH changes, in *Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants*, eds M. Hasanuzzaman, M. N. V. Prasad, and M. Fujita (London: Academic Press). 2019. P. 495–529.
- <sup>2253</sup> Cataldo D.A., McFadden K.M., Garland T.R., Wildung R.E.. Organic constituents and complexation of nickel, iron, cadmium and plutonium in soybean xylem exudates. *Plant Physiology*. 1998. Vol. 86. P. 734–739.
- <sup>2254</sup> Brooks R.R., Lee J., Reeves R.D., Jaffre T. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*. 1977. №7. P. 53–54.
- <sup>2255</sup> Boyd R.S., Jaffré T., Odom J.W. Variation in Nickel Content in the Nickel-Hyperaccumulating Shrub *Psychotria douarrei* (Rubiaceae) from New Caledonia. *Biotropica*. 1999. Vol. 31. P. 403.
- <sup>2256</sup> Chaney R.L., Angle J.S., Baker A.J.M., Li Y.M. Method for phytomining of nickel, cobalt and other metals from soil. US Patent, 1999. 5944872. 12 p.
- <sup>2257</sup> Brooks R.R., Lee J., Reeves R.D., Jaffre T. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*. 1977. №7. P. 53.
- <sup>2258</sup> Fernando E., Quimado M., Doronila A. *Rinorea niccolifera* (Violaceae), a new, nickel-hyperaccumulating species from Luzon Island, Philippines. *PhytoKeys*. 2014. №37. P. 1–13.
- <sup>2259</sup> Jozefczak M., Remans T., Vangronsveld J., Cuypers A. Glutathione is a key player in metal-induced oxidative stress defenses. *International Journal of Molecular Sciences*. 2012. Vol. 13. P. 3145–3175.
- <sup>2260</sup> Brooks R.R., Morrison R.S., Reeves R.D., Dudley T.R., Akman Y. Hyperaccumulation of nickel by *Alyssum Linnaeus* (Cruciferae). *Proceedings of the Royal Society of London. Series B*. 1979. Vol. 203. P. 387–403.
- <sup>2261</sup> Przybylowicz W.J., Pineda C.A., Prozesky VM., Mesjasz-Przybylowicz J. Investigation of Ni. hyperaccumulation by the true elemental imaging. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*. 1995. B104. P. 176–181.
- <sup>2262</sup> Proctor J. Tropical rain forests. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*. 1989. Vol. 13(3). P. 409–430.
- <sup>2263</sup> Kalve S., Sarangi B.K., Pandey R.A., Chakrabarti T. Arsenic and chromium hyperaccumulation by an ecotype of *Pteris vittata*-prospective for phytoextraction from contaminated water and soil. *Current Science India*. 2011. Vol. 100. P. 888–894.
- <sup>2264</sup> Koptsik G. Problems and prospects concerning the phytoremediation of heavy metal polluted soils: a review. *Eurasian Soil Sciences*. 2014. Vol. 47. P. 923–939.
- <sup>2265</sup> Srivastav A.K., Singh S., Sasayama Y. Vitamin D<sub>3</sub> induced changes in the prolactin cells of the fish, *Heteropneustes fossilis* reared in artificial freshwater, calcium-rich freshwater or calciumdeficient freshwater. *Reproductive Biology and Endocrinology*. 1995. №7. P: 72–82.
- <sup>2266</sup> Batianoff G.N., Reeves R.D., Specht R.L. *Stackhousia tryonii* Bailey: a nickel-accumulating serpentine-endemic species of Central Queensland. *Australian Journal of Botany*. 1990. Vol. 38. P. 121–130.
- <sup>2267</sup> Chaney R.L., Lee Y.M., Brown S.L., Homer F.A., Malik M., Angle J.S., Baker A.J.M., Reeves R.D., Chin M. Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: approaches and progress. In: Terry N, Banuelos G (eds),

---

Phytoremediation of contaminated soil and water. CRC, Boca Raton, Fla., USA. 2000. P. 129-158.

<sup>2268</sup> Chang A.C., Granato T.C., Page A.L. A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel and zinc in agricultural and application of municipal sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*. 1992. Vol. 21. P. 521–536.

<sup>2269</sup> Cole M.M. Geobotanical and biogeochemical investigation in the sclerophyllous woodland and scrub associations of the eastern Goldfields area of Western Australia with partial reference to the role of *Hybanthus floribundus* (Lindl.) F. Muell. A nickel indicator and accumulator plant. *Journal of Applied Ecology*. 1974. Vol. 10. P. 269–320.

<sup>2270</sup> Koźmińska A., Wiszniewska A., Hanus-Fajerska E., Muszyńska E. Recent strategies of increasing metal tolerance and phytoremediation potential using genetic transformation of plants. *Plant Biotechnology Reports*. 2018. Vol. 12. P. 1–14.

<sup>2271</sup> Krämer U., Pickering I.J., Prince R.C., Raskin I., Salt D.E. Subcellular localization and speciation of nickel in hyperaccumulator and non-accumulator *Thlaspi* species. *Plant Physiology*. 2000. Vol. 122, P. 1343–1354

<sup>2272</sup> Delorme T.A., Gagliardi J.V., Angle J.S., Chaney R.L. Nickel accumulation by European species. *Canadian Journal of Microbiology*. 2001. Vol. 47(8). P. 773–776.

<sup>2273</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 118–120.

<sup>2274</sup> Nicolaidou J.A., Nott A. Heavy metal pollution induced by a ferro-nickel smelting plant in Greece. *Science of the Total Environment*. 1989. Vol. 84. P. 113–117.

<sup>2275</sup> Brooks R.R., Robinson B.H. The potential use of hyperaccumulators and other plants for phytomining. In: Brooks RR (ed), *Plants that hyperaccumulate heavy metals – their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining*. CAB, Cambridge, UK. 1998. P. 327–356.

<sup>2276</sup> Costa M. Molecular biology of nickel carcinogenesis. *Fresenius J. Anal. Chem.* 1998. Vol. 361. P. 381–385.

<sup>2277</sup> de Caritat P., Danilova S., Ger Y.J., Reimann C., Storr G. Groundwater composition near the nickel-copper smelting industry on the Kola Peninsula, central Barents Region (NW Russia and NE Norway). *Journal of Hydrology*. 1998. Vol. 208. P. 92–107.

<sup>2278</sup> De Varennes A., Torres M.O., Coutinho J.F., Rocha M.M.G.S., Neto M.M.P.M. (1996) Effects of heavy metals on the growth and mineral composition of a nickel hyperaccumulator. *Journal of Plant Nutrition*. 1996. Vol. 19. P. 669–676.

<sup>2279</sup> Denys S., Echevarria G., Leclerc-Cessac E., Massoura S., Morel J.L. Assessment of plant uptake of radioactive nickel from soils. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002. Vol. 62. P. 195–205.

<sup>2280</sup> Dixon R.K. Response of ectomycorrhizal *Quercus rubra* to soil cadmium, nickel and lead. *Soil Biology and Biochemistry*. 1988. Vol. 20. P. 555–559.

<sup>2281</sup> Doksoopulo E.P. Nickel in rocks, soils, waters and plants adjacent to the Chorchanskaya Group. Izdatel Tbiliskovo Universiteta, Tbilisi. 1961. 342 p.

<sup>2282</sup> Dudley T.R. A new nickelophilous species of *Alyssum* (Cruciferae) from Portugal, *Alyssum pintodasilvae*. *Feddes Repertorium*. 1986. Vol. 97. P. 135–138.

<sup>2283</sup> Dudley T.R. A nickel hyperaccumulating species of *Alyssum* (Cruciferae) from Spain: *Alyssum malacitanum* (Rivas Goday). *Feddes Repertorium*. 1986. Vol. 97. P. 139-142.

- 
- <sup>2284</sup> Boyd R.S., Wall M.A. Responses of generalist predators fed high-Ni *Melanotrichus boydi* (Heteroptera: Miridae): elemental defense against the third trophic level. *Am. Midi. Nat.* 2001. Vol. 146. P. 186–198.
- <sup>2285</sup> Eitinger T., Friedrich B. A topological model for the high affinity nickel transporter of *Alcaligenes eutrophus*. *Molecular Microbiology*. 1994. Vol. 12. P. 1025–1032.
- <sup>2286</sup> Baker A.J.M., Proctor J., van Balgooy M.M.J., Reeves R.D. Hyperaccumulation of nickel by the flora of the ultramafics of Palawan. *Republic of the Philippines*. P. 291–304.
- <sup>2287</sup> Robert A., Mugford I.S.T., Rees J.D., Campbell M.M., J. Smith A.C. Constitutively High Expression of the Histidine Biosynthetic Pathway Contributes to Nickel Tolerance in Hyperaccumulator Plants. *The Plant Cell*. 2005. Vol. 17. P. 2089–2106.
- <sup>2288</sup> Kennen K. *Phyto: principles and resources for site remediation and landscape design*. First edition. Routledge. 2015. P. 289–305.
- <sup>2289</sup> Meeinkuirt W., Pokethitiyook P, Kruatrachue M., Tanhan P, Chaiyarat R. Phytostabilization of a Pb-contaminated mine tailing by various tree species in pot and field trial experiments. *International Journal of Phytoremediation*. 2012. Vol. 14 (9). P. 925–938.
- <sup>2290</sup> Alvarenga R., Varennes A., Cunha-Queda A.. The effect of compost treatments and a plant cover with *Agrostis tenuis* on the immobilization/mobilization of trace elements in a mine-contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2014. Vol. 16 (2). P. 138–154.
- <sup>2291</sup> Dahmani-Muller H., Van Oort F., Gelie B., Balabane M. 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution*. Vol. 109 (2). P. 231–238.
- <sup>2292</sup> Perrino E.V., Brunetti G., Farrag K.. Plant communities in multi-metal contaminated soils: a case study in the national park of Alta Murgia (Apulia Region – Southern Italy). *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 16. P. 883.
- <sup>2293</sup> Gabbrielli R., Mattioni C., Vergnano O. Accumulation mechanisms and heavy metal tolerance of a nickel hyperaccumulator. *Journal of Plant Nutrition*. 1991. Vol. 14. P. 1067–1080.
- <sup>2294</sup> Zhang Z., Sugawara K., Hatayama M., Huang Y., Inoue C.. Screening of As-accumulating plants using a foliar application and a native accumulation of As. *International Journal of Phytoremediation*. 2014. Vol. 16 (3). P. 257–266.
- <sup>2295</sup> Monaci F., Leidi E., Mingorance M., Valdes B., Oliva S., Bargagli R.. Selective uptake of major and trace elements in *Erica andevalensis*, an endemic species to extreme habitats in the Iberian Pyrite Belt. *Journal of Environmental Sciences*. 2011. Vol. 23 (3). P. 444–446.
- <sup>2296</sup> Gabbrielli R, Gremigni P, Morassi LB, Pandolfini T, Bonatti PM Some aspects of Ni tolerance in *Alysum ber-tolonii* Desv.: strategies of metal distribution and accumulation. In: Jaffre T, Reeves RD, Becquer T (eds), *Ecologie des Milieux sur Roches Ultramafiques et sur Sols Mctal-liferes. The ecology of ultramafic and metalliferous areas*. Orstom, Numea. 1997. P. 225-227.
- <sup>2297</sup> Ulriksen C., Ginocchio R., Mench M., Neaman A. Lime and compost promote plant recolonization of metal-polluted, acidic soils. *International Journal of Phytoremediation*. 2012. Vol. 14 (8). P. 820–833.
- <sup>2298</sup> Lasat M.M. The use of plants for the removal of toxic metals from contaminated soil. Online publication. 2000. <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/9100FZE1.PDF>.
- <sup>2299</sup> Freitas H., Prasad M.N.V., Pratas J. Plant community tolerant to trace elements growing on the degraded soils of Sao Domingos mine in the south east of Portugal: environmental implications. *Environment International*. 2004. Vol. 30. P. 65–72.

---

<sup>2300</sup> Farago M.E., Mahmood I., Clark A.J. The amino acid content of *Hybanthus floribundus*, a nickel accumulating plant and the difficulty of detecting nickel amino acid complexes by chromatographic methods. *Inorganic and Nuclear Chemistry Letters*. 1980. Vol. 16. P. 481–484.

<sup>2301</sup> Yoon J., Cao X., Zhou Q., Ma L. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment* 2006. Vol. 368 (2). P. 456–464.

<sup>2302</sup> Frank R., Stonefield K.I., Suda P., Potter J.W. Impact of nickel contamination on the production of vegetables on an organic soil, Ontario, Canada, 1980–1981. *Science of the Total Environment*. 1982. Vol. 26. P. 41–65.

<sup>2303</sup> Cortes-Jimenez E., Mugica-Alvarez V., Gonzalez-Chavez M., Carrillo-Gonzalez R., Gordillo M., Mier M. Natural revegetation of alkaline tailing heaps at Taxco, Guerrero, Mexico. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 15 (2). P. 127–130.

<sup>2304</sup> Meera M., Agamuthu P. Phytoextraction of As and Fe using *Hibiscus cannabinus* L. from soil polluted with landfill leachate. *International Journal of Phytoremediation*. 2012. Vol. 14 (2). P. 186–199.

<sup>2305</sup> Wu Q., Wang S., Thangavel P., Li Q., Zheng H., Bai J., Qiu R. Phytostabilization potential of *Jatropha curcas* L. in polymetallic acid mine tailings. *International Journal of Phytoremediation*. 2011. Vol. 13(8). P. 788–804.

<sup>2306</sup> Fratesi R., Ruffini N., Malavolta M., Bellezze T. Contemporary use of Ni and Bi in hot-dip galvanizing. *Surface and Coatings Technology*. 2002. Vol. 157. P. 34–39.

<sup>2307</sup> Oller A.R., Costa M., Oberdorster G. Carcinogenicity assessment of selected nickel compounds. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 1997. Vol. 143. P. 152–166.

<sup>2308</sup> Outridge P.M., Sheuhammer A.M. Bioaccumulation and toxicology of nickel: implications for wild mammals and birds. *Environmental Reviews*. 1993. №1. P. 172–197.

<sup>2309</sup> Guo P., Wang T., Liu Y., Xia Y., Wang G., Shen Z., Chen Y. Phytostabilization potential of evening primrose (*Oenothera glazioviana*) for copper-contaminated sites. *Environmental Science and Pollution Research*. 2013. Vol. 21 (1). P. 1–10.

<sup>2310</sup> Dominguez M., Madrid F., Maranon T., Murillo J. Cadmium availability in soil and retention in oak roots: potential for phytostabilization. *Chemosphere*. 2009. Vol. 76 (4). P. 480–486.

<sup>2311</sup> Pignattelli S., Colzi I., Buccianti A., Cecchi L., Ametoli M., Monnanni R., Gabbrielli R., Gonnelli C. Exploring element accumulation patterns of a metal excluder plant naturally colonizing a highly contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*. 2012. Vol. 227. P. 362–369.

<sup>2312</sup> Eitinger T., Mandrand-Berthelot M.A. Nickel transport systems in microorganisms. *Archives of Microbiology*. 2000. Vol. 173. P. 1–9.

<sup>2313</sup> Епик Т.Р., Міхуч В.Г., Варга А., Зрай Г., Сех Е. Effect of lead, nickel and vanadium contamination on organic acid transport in xylem sap of cucumber. *Journal of Inorganic Biochemistry*. 1999. Vol. 75. P. 219–223.

<sup>2314</sup> Farago M.E., Clark A.J., Pitt M.J. Plants which accumulate metals. Part I. The metal content of three Australian plants growing over mineralised sites. *Inorganica Chimica Acta*. 1977. Vol. 24. P. 53–56.

<sup>2315</sup> Farago M.E., Cole M.M. Nickel and plants. In: Siegel H, Siegel A (eds), *Metal Ions in Biological Systems, nickel and its Role in Biology*, Vol. 23. Marcel Dekker, New York. 1988. P. 47–90.

- 
- <sup>2316</sup> Massoura S., Echevarria G., Leclerc-Cessac E., Morel J. Response of excluder, indicator, and hyperaccumulator plants to nickel availability in soils. *Soil Research*. 2005. Vol. 42 (8). P. 933–938.
- <sup>2317</sup> Craw D., Rufaut C., Haffert L., Paterson L. Plant colonization and arsenic uptake on high arsenic mine wastes, New Zealand. *Water, Air, and Soil Pollution* 2007. Vol. 179 (1–4). P. 358–359.
- <sup>2318</sup> Lee J., Sung K. Effects of chelates on soil microbial properties, plant growth and heavy metal accumulation in plants. *Ecological Engineering*. 2014. Vol. 73. P. 386–394.
- <sup>2319</sup> Francesconi K., Visoottiviseth P., Sridokchan W., Goessler W. Arsenic species in an arsenic hyperaccumulating fern, *Pityrogramma calomelanos*: a potential phytoremediator of arsenic-contaminated soils. *Journal of the Science of the Total Environment*. 2002. Vol. 284. P. 27–35.
- <sup>2320</sup> Niazi N., Singh B., Van Zwieten L., Kachenko A. Phytoremediation potential of *Pityrogramma calomelanos* var. *austroamericana* and *Pteris vittata* L. grown at a highly variable arsenic contaminated site. *International Journal of Phytoremediation* 2011. Vol. 13 (9). P. 912–932.
- <sup>2321</sup> Wang A.S., Angle J.S., Chaney R.L., Delorme T.L., Reeves R.D. Soil pH effects on uptake of Cd and Zn by *Thlaspi caerulescens*. *Plant and Soil*. 2006. Vol. 281. P. 325–337.
- <sup>2322</sup> Zhao F., Dunham S., McGrath S. Arsenic hyperaccumulation by different fern species. *New Phytologist*. 2002. Vol. 156(1). P. 27.
- <sup>2323</sup> Zhao F., Dunham S., McGrath S. Arsenic hyperaccumulation by different fern species. *New Phytologist*. 2002. Vol. 156(1). P. 29.
- <sup>2324</sup> Perrier N., Colin F., Jaffr T., Ambrosi J.-P., Rose J., Bottero J.-Y. Nickel speciation in *Sebertia acuminata*, a plant growing on a lateritic soil of New Caledonia. *Computational Geosciences*. 2004. Vol. 336. P. 567–577.
- <sup>2325</sup> Peterka J., Kuzel S., Illes L., Moudry J. Determining the content of elements in Amaranth (*Amaranthus* L.). ISEB Phytoremediation, UFZ Ctr Envir. Leipzig, 2001. p. 91.
- <sup>2326</sup> Zhao F., Dunham S., McGrath S. Arsenic hyperaccumulation by different fern species. *New Phytologist*. 2002. Vol. 156(1). P. 28.
- <sup>2327</sup> Blaylock M. Arsenic Phytoextraction Phase 4 Field Verification Study Spring Valley FUDS, Operable Units 4 and 5, Washington, DC, 2007 Final Report. Contract № W912DR-07-P-0205. Edenspace Systems Corporation. Chantilly, VA. Provided by Michael Blaylock, September 2013. 89 p.
- <sup>2328</sup> Ciurli A., Lenzi L., Alpi A., Pardossi A. Arsenic uptake and translocation by plants in pot and field experiments. *International Journal of Phytoremediation* 16 (7–8), Special Issue: The 9th International Phytotechnology Society Conference – Hasselt, Belgium 2012. 2014. P. 804–823.
- <sup>2329</sup> Danh L.T., Truong P., Mammucari R., Tran T., Foster N. Vetiver grass, *Vetiveria zizanioides*: a choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 11(8). P. 664–691.
- <sup>2330</sup> Hue N.V. Arsenic chemistry and remediation in Hawaiian soils. *International Journal of Phytoremediation* 2013. Vol. 15. P. 105–116.
- <sup>2331</sup> Kertulis-Tartar G., Ma L., Tu C., Chirenje T. Phytoremediation of an arsenic-contaminated site using *Pteris vittata* L.: a two-year study. *International Journal of Phytoremediation*. 2006. Vol. 8(4). P. 311–322.

---

<sup>2332</sup> Джибите Т., Пономаренко Е., Биковенс О. Характеристика антиоксидантных свойств лигнинов и родственных полифенолов. VII Междунар. симпозиум по фенольным соединениям: фонд. и прикл. аспекты: матер докл. 19 – 23 октября 2009 г. М., 2009. С. 80–81.

<sup>2333</sup> Mandai A., Purakayastha T., Patra A., Sanyal S. Phytoremediation of arsenic contaminated soil by *Pteris vittata* L. II. Effect on arsenic uptake and rice yield. *International Journal of Phytoremediation*. 2012. Vol. 14 (6). P. 621–628.

<sup>2334</sup> Oxelfelt F., Tamagnini P., Salema R., Lindblad P. Hydrogen uptake in Nostoc strain PCC 73102: Effects of nickel, hydrogen, carbon and nitrogen. *Plant Physiology and Biochemistry*. 1995. Vol. 33. P. 617–623.

<sup>2335</sup> Ouyang Y. Phytoextraction: simulating uptake and translocation of arsenic in a soil-plant system. *International Journal of Phytoremediation*. 2005. Vol. 7 (1). P. 3–17.

<sup>2336</sup> Salido A., Hasty K., Lim J., Butcher D. Phytoremediation of arsenic and lead in contaminated soil using Chinese brake ferns (*Pteris vittata*) and Indian mustard (*Brassica juncea*). *International Journal of Phytoremediation* 2003. Vol. 5 (2). P. 89–103.

<sup>2337</sup> Li X., Zhang X., Yang Y., Li B., Wu Y., Sun H., et al. (). Cadmium accumulation characteristics in turnip landraces from China and assessment of their phytoremediation potential for contaminated soils. *Frontiers in Plant Science*. 2016. Vol. 7. P. 1862.

<sup>2338</sup> Gomes P, Valente T., Pamplona J., Sequeira Braga M.A., Pissarra J., Grande Gil J.A., De La Torre M.L. Metal uptake by native plants and revegetation potential of mining sulfide-rich waste-dumps. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 16. P. 1087–1103.

<sup>2339</sup> Gisbert C., Almela C., Velez D., López-Moya J.R., De Haro A., Serrano R., Montoro R., Navarro-Aviñó J. Identification of As accumulation plant species growing on highly contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation* 2008. Vol. 10. P. 185–196.

<sup>2340</sup> Gardea-Torresdey J.L., Tiemann K.J., Gonzalez J.H., Cano-Aguilera I., Henning J.A., Townsend M.S. Removal of nickel ions from aqueous solution by biomass and silica-immobilized biomass of *Medicago sativa* (alfalfa). *Journal of Hazardous Materials*. 1996. Vol. 49. P. 205–216.

<sup>2341</sup> Anjum N.A., Pereira M.E., Durate A.C., Ahmad I., Umar S., Khan N.A. Phytotechnologies: Remediation of Environmental Contaminants. New York: CRC Press. 2013. P. 156–193.

<sup>2342</sup> Gabbrielli R., Pandolfini T., Vergnano O, Palandri M.R. Comparison of two serpentine species with different nickel tolerance strategies. *Plant and Soil*. 1990. Vol. 122. P. 271–277.

<sup>2343</sup> Lone M.I., He Z.-L., Stoffella P.J., Yang X.-E. (). Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: progresses and perspectives. *Journal of Zhejiang University: Science B* 2008. Vol. 9. P. 210–220.

<sup>2344</sup> Mahar A., Wang P., Ali A., Awasthi M.K., Lahori A.H., Wang Q., et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2016. Vol. 126. P. 111–121.

<sup>2345</sup> Mastretta C., Taghavi S., Van Der Lelie D., Mengoni A., Galardi F., Gonnelli C., et al. Endophytic bacteria from seeds of *Nicotiana tabacum* can reduce cadmium phytotoxicity. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 11. P. 251–267.

<sup>2346</sup> Mahmud R., Inoue N., Kasajima S.-Y., Shaheen R. Assessment of potential indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic-contaminated areas of Bangladesh. *International Journal of Phytoremediation* 2008. Vol. 10. P. 119–132.

- <sup>2347</sup> Memon A.R., Schröder, P. Implications of metal accumulation mechanisms to phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*. 2009. Vol. 16. P. 162–175.
- <sup>2348</sup> Kumpiene J., Fitts J.P., Mench M. Arsenic fractionation in mine spoils 10 years after aided phytostabilization. *Environment Pollution*. 2012. Vol. 166. P. 82–88.
- <sup>2349</sup> Parida B.K., Chhibba I.M., Nayyar V.K. Influence of nickel-contaminated soils on fenugreek (*Trigonella corniculata* L.) growth and mineral composition. *Scientia Horticulturae*. 2003. Vol. 98. P. 113–119.
- <sup>2350</sup> Pearsans M.W., Yan X., Patnoc J.M.M.L., Kramer U., Salt D.E. Molecular dissection of the role of histidine in nickel hyperaccumulation in *Thlaspi goesingense* (Halacsy). *Plant Physiology*. 1999. Vol. 121. P. 1117–1126.
- <sup>2351</sup> Polacco J.C. Is nickel a universal component of plant ureases? *Plant Sci. Lett.* 1977. №10. P. 249–255.
- <sup>2352</sup> Lee J., Reeves R.D., Brooks R.R., Jaffré T. Isolation and identification of a citrate-complex of nickel from nickel-accumulating plants. *Phytochemistry* 1977. Vol. 16. P. 1503–1505.
- <sup>2353</sup> Speir T. W., August J. A., Feltham C.W. Assessment of the feasibility of using CCA (copper, chromium and arsenic) – treated and boric acid-treated sawdust as soil amendments, I. Plant growth and element uptake. *Plant and Soil*. 1992. Vol. 142 P. 235–248.
- <sup>2354</sup> Pelosi P., Fiorentini R., Galoppini C. On the nature of nickel compounds in *Alyssum bertolonii* Desv. *Agricultural and Biological Chemistry*. 1976. Vol. 40. P. 1641–1642.
- <sup>2355</sup> Selamat S.N., Abdullah S.R.S., Idris M. Phytoremediation of lead (Pb) and arsenic (As) by *Melastoma malabathricum* L. from contaminated soil in separate exposure. *International Journal of Phytoremediation* 2013. Vol. 16. P. 694–703.
- <sup>2356</sup> Karimi N., Ghaderian S.M., Raab A., Feldmann J., Meharg, A.A. An arsenic-accumulating, hypertolerant brassica, *Isatis capadocica*. *New Phytologist*. 2009. Vol. 184(1). P. 41–47.
- <sup>2357</sup> Carbonell-Barrachina A.A., Burlo–Carbonell E, Mataix-Beneyto J. Arsenic uptake, distribution, and accumulation in bean plants: effect of arsenite and salinity on plant growth and yield. *Journal of Plant Nutrition*. 1997. Vol. 20. P. 1419–1430.
- <sup>2358</sup> Plenchette C., Fortin J.A., Furlan V. Growth response of several plant species to mycorrhizae in a soil of moderate P fertility. I. Mycorrhizal dependency under field conditions. *Plant and Soil*. 1983. Vol. 70. P. 199–209.
- <sup>2359</sup> Madejón, P, Ciadamidaro, L., Marañón, T., and Murillo, J. M. 2012. Long-term biomonitoring of soil contamination using poplar trees: accumulation of trace elements in leaves and fruits. *International Journal of Phytoremediation* 15. P. 602–614.
- <sup>2360</sup> Ebbs S., Hatfield S., Nagarajan V., Blaylock M. A comparison of the dietary arsenic exposures from ingestion of contaminated soil and hyperaccumulating *Pteris ferns* used in a residential phytoremediation project. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 12. P. 121–132.
- <sup>2361</sup> Peralta-Videa J.R., Gardea-Torresdey J.L., Gomez E., Tiemann K.J., Parsons J.G., Carrillo G. Effect of mixed cadmium, copper, nickel and zinc at different pHs upon alfalfa growth and heavy metal uptake. *Environ. Pollut.* 2002. Vol. 119. P. 291–301.
- <sup>2362</sup> Chintakovid W., Visoottiviseth P, Khokiattiwong S., Lauengsuchonkul S. Potential of the hybrid marigolds for arsenic phytoremediation and income generation of remediators in Ron Phibun District, Thailand. *Chemosphere*. 2008. Vol. 70 (8). P. 1532–1537.



- <sup>2363</sup> Anderson and Coats J.R. (Eds.) *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*, American Chemical Society Symposium Series 664. Washington, DC: American Chemical Society. 2012. P. 177–185.
- <sup>2364</sup> Pollard A.J. Metal hyperaccumulation: a model system for coevolutionary studies. *New Phytologist*. 2000. Vol. 146. P. 179–181.
- <sup>2365</sup> Baceva K., Stafilov T., Matevski V. Bioaccumulation of heavy metals by endemic *Viola* species from the soil in the vicinity of the As-Sb-Tl Mine «Allchar», Republic of Macedonia. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 16. P. 347–365.
- <sup>2366</sup> Pollard A.J., Baker A.J.M. Deterrence of herbivory by zinc hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens* (Brassicaceae). *New Phytologist*. 1997. Vol. 135. P. 655–658.
- <sup>2367</sup> Pollard A.J., Dandridge K.L., Jhee E.M. Ecological genetics and the evolution of trace element hyperaccumulation in plants. In: Terry N, Banuelos GS (eds), *Phytoremediation of contaminated soil and water*. CRC Press, Boca-Raton. 2000. P. 251–264.
- <sup>2368</sup> Brooks R.R., Trow J.M., Blviken B. Biogeochemical anomalies in fennoscandia: A study of copper, lead and nickel levels in *Melandrium dioicum* and *Viscaria alpina*. *Journal of Geochemical Exploration*. 1979. Vol. 11. P. 73–87.
- <sup>2369</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 119–121.
- <sup>2370</sup> Reeves R.D. Hyperaccumulation of trace elements by plants. In J.-L. Morel et al. (Eds.) *Phytoremediation of Metal-Contaminated soils*. Netherlands: Springer. 2006. P. 131–136.
- <sup>2371</sup> Reeves R.D. Hyperaccumulation of trace elements by plants. In J.-L. Morel et al. (Eds.) *Phytoremediation of Metal-Contaminated soils*. Netherlands: Springer. 2006. P. 141–148.
- <sup>2372</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 81–90.
- <sup>2373</sup> Baker A.J.M., Brooks R.R. Terrestrial Higher Plants which Hyperaccumulate Metallic Elements. A Review of Their Distribution, Ecology and Phytochemistry. *Biorecovery*. 1989. №1. P. 103–112.
- <sup>2374</sup> Broadhurst C.L., Chaney R.L., Davis A.P, Cox A., Kumar K., Reeves R.D., Green C.E. Growth and cadmium phytoextraction by Swiss chard, maize, rice, *Noccaea caerulescens* and *Alyssum mirale* in pH adjusted biosolids amended soils. *International Journal of Phytoremediation*. 2015. Vol. 17(1–6). P. 25–39.
- <sup>2375</sup> Chaney R.L., Angle J.S., Mcintosh M.S. , Reeves R.D., Li Y.-M., Brewer E.P., Chen K.-Yu., Roseberg R.J., Perner H., Synkowski E.C., Broadhurst C. L., Wang S., Baker A.J.M. Using hyperaccumulator plants to phytoextract soil Ni and Cd. In *Verlag der Zeitschrift für Naturforschun*. 2005. Tübingen 60. P. 190–198.
- <sup>2376</sup> Lasat M.M., Pence N.S., Kochian L.V. Zinc phytoextraction in *Thlaspi caerulescens*. *International Journal of Phytoremediation* 2001. Vol. 3(1). P. 129–144.
- <sup>2377</sup> McGrath S.P., Dunham S.J., Correll R.L. Potential for phytoextraction of zinc and cadmium from soils using hyperaccumulator plants. In N. Terry and G. S. Bañuelos, (Eds.) *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Boca Raton, FL: CRC Press. 2000. 698 p.
- <sup>2378</sup> Reeves R.D. Hyperaccumulation of trace elements by plants. In J.-L. Morel et al. (Eds.) *Phytoremediation of Metal-Contaminated soils*. Netherlands: Springer. 2006. P. 131–156.
- <sup>2379</sup> Rouhi A.M. 1997. Plants to the rescue. *Chemical and Engineering News*. Vol. 75 (2). P. 21–23.

- 
- <sup>2380</sup> Salt D.E., Blaylock M., Kumar P.B.A.N., Dushenkov V., Ensley B.D., Chet I., Raskin I. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*. 1995. №13. P. 468–474.
- <sup>2381</sup> Schwartz C., Sirguy C., Peronny S., Reeves R.D., Bourgaud F., Morel J.L. Testing of outstanding individuals of *Thlaspi caerulescens* for cadmium phytoextraction. *International Journal of Phytoremediation*. 2006. Vol. 8 (4). P. 339–357.
- <sup>2382</sup> Simmons R.W., Chaney R.L., Angle J.S., Kruatrachue M., Klinphoklap S., Reeves R.D., Bellamy P. Towards practical cadmium phytoextraction with *Noccaea caerulescens*. *International Journal of Phytoremediation*. 2015. Vol. 17(1-6). P. 191–199.
- <sup>2383</sup> Whiting S.N., Reeves R.D., Richards D., Johnson M.S., Cooke J.A., Malaisse F., Paton A., Smith J.A.C., Angle J.S., Chaney R.L. Research priorities for conservation of metallophyte biodiversity and its sustainable uses in ecological restoration and site remediation. *Restoration Ecology*. 2004. Vol. 12. P. 106–116.
- <sup>2384</sup> Ha N.T.H., Sakakibara M., Sano S. Accumulation of Indium and other heavy metals by *Eleocharis acicularis*: An option for phytoremediation and phytomining. *Bioresource Technology*. 2011. Vol. 102. P. 2228–2234.
- <sup>2385</sup> Reeves R.D. Hyperaccumulation of trace elements by plants. In J.-L. Morel et al. (Eds.) *Phytoremediation of Metal-Contaminated soils*. Netherlands: Springer. 2006. P. 148–149.
- <sup>2386</sup> Maluckov B.S. Bioassisted phytomining of gold. *JOM*. 2015. Vol. 67. P. 1075–1078.
- <sup>2387</sup> Nkrumah P.N., Baker A.J.M., Chaney R.L., Erskine P.D., Echevarria G., Morel J.L., van der Ent A. Current status and challenges in developing nickel phytomining: An agronomic perspective. *Plant and Soil*. 2016. Vol. 406. P. 55–69.
- <sup>2388</sup> Zhang, Y., Li C. The knowledge domain and emerging trends in phytoremediation: A scientometric analysis with CiteSpace. *Environmental Science and Pollution Research*. 2020. P. 26.
- <sup>2389</sup> Reeves R.D. Hyperaccumulation of trace elements by plants. In J.-L. Morel et al. (Eds.) *Phytoremediation of Metal-Contaminated soils*. Netherlands: Springer. 2006. P. 152.
- <sup>2390</sup> Zhang L., Zhong Y., Geng Y. A bibliometric and visual study on urban mining. *Journal of Cleaner Production*. 2019. Vol. 239. P. 118067.
- <sup>2391</sup> Robinson B., Fernández J.E., Madejón P., Marañón T., Murillo J.M., Green S., Clothier B. Phytoextraction: An assessment of biogeochemical and economic viability. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 249. P. 117–125.
- <sup>2392</sup> Nkrumah P.N., Echevarria G., Erskine P.D., van der Ent A. Nickel hyperaccumulation in *Antidesma montis-silam*: From herbarium discovery to collection in the native habitat. *Ecological Research*. 2018. Vol. 33. P. 675–685.
- <sup>2393</sup> Bozhkov O., Tzvetkova C. Advantages of rhenium phytomining by lucerne and clover from ore dressing soils. In *Proceedings of the 7th WSEAS International Conference on Environment, Ecosystems and Development (EED '09), Canary Islands, Spain, 14–16 December 2009*. P. 127–131.
- <sup>2394</sup> Reeves R.D. Hyperaccumulation of trace elements by plants. In J.-L. Morel et al. (Eds.) *Phytoremediation of Metal-Contaminated soils*. Netherlands: Springer. 2006. P. 131–133.
- <sup>2395</sup> Jiang C.A., Wu Q.T., Goudon R., Echevarria G., Morel J.L. Biomass and metal yield of co-cropped *Alyssum murale* and *Lupinus albus*. *Australian Journal of Botany*. 2015. Vol. 63. P. 159–166.

- <sup>2396</sup> Boominathan R., Saha-Chaudhury N.M., Sahajwalla V., Doran P.M. Production of Nickel Bio-Ore from Hyperaccumulator Plant Biomass: Applications in Phytomining. *Biotechnology and Bioengineering*. 2004. Vol. 86. P. 243–250.
- <sup>2397</sup> Ha N.T.H., Sakakibara M., Sano S., Nhuan M.T. Uptake of metals and metalloids by plants growing in a lead-zinc mine area, Northern Vietnam. *Journal of Hazardous Materials*. 2011. Vol. 186. P. 1384–1391.
- <sup>2398</sup> Gerend J.S., Sattelmacher B. Influence of Ni Supply on Growth and Nitrogen Metabolism of *Brassica napus* L. Grown with  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , or urea as N Source. *Annals of Botany*. 1999. Vol. 83. P. 65–71.
- <sup>2399</sup> Li J.T., Liao B., Lan C.Y., Qiu J. W., Shu W.S. Nickel and cadmium in carambolas marketed in Guangzhou and Hong Kong, China: implications for human health. *Science Total Environment* 2007. Vol. 388. P. 405–412.
- <sup>2400</sup> Chen Z., Setagawa M., Kang Y., Sakurai K., Aikawa Y., Iwasaki K. Zinc and cadmium uptake from a metalliferous soil by a mixed culture of *Anthyrium yokoscense* and *Arabis flagellosa*. *Soil Science Plant Nutrition*. 2009. Vol. 55. P. 315–324.
- <sup>2401</sup> Reeves R.D. Hyperaccumulation of trace elements by plants. In J.-L. Morel et al. (Eds.) *Phytoremediation of Metal-Contaminated soils*. Netherlands: Springer. 2006. P. 131–156.
- <sup>2402</sup> Lu L., Tian S., Yang X., Peng H., Li T. Improved cadmium uptake and accumulation in the hyperaccumulator *Sedum alfredii*: the impact of citric acid and tartaric acid. *Journal of Zhejiang University. SCIENCE B*. 2013. Vol. 14 (2). P. 106–114.
- <sup>2403</sup> Kidd P.S. Llugany M., Poschenrieder C., Gunse B., Barcelo J. The role of root exudates in aluminium resistance and silicon-induced amelioration of aluminium toxicity in three varieties of maize (*Zea mays* L.). *J. Exp. Bot.* 2001. Vol. 52. P. 1339–1352.
- <sup>2404</sup> Kachout S.S., Mansoura A.B., Mechergui R., Leclerc J.C., Rejeb M.N., Ouerghi Z. Accumulation of Cu, Pb, Ni and Zn in the halophyte plant *Atriplex* grown on polluted soil. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 2012. Vol. 92 (2). P. 336–342.
- <sup>2405</sup> Prasad M.N.V. Phytoremediation of metal-polluted ecosystems: Hype for commercialization. *Russ. Journal of Plant Physiology*. 2003. Vol. 50. P. 686–701.
- <sup>2406</sup> Prasad M.N.V. Phytoremediation of metals and radionuclides in the environment: The case for natural hyperaccumulators, metal transporters, soil amending chelators and transgenic plants, In: MNV Prasad (ed), *Heavy Metal Stress in plants: From biomolecules to Ecosystems*, 2nd edn., Springer-Verlag. Heidelberg. Naro-sa New Delhi. 2004. P. 345–391.
- <sup>2407</sup> Purakayastha T.J., Viswanath T., Bhadraray S., Chhonkar P.K., Adhikari P.P, Suribabu K. Phytoextraction of zinc, copper, nickel and lead from a contaminated soil by different species of Brassica. *International Journal of Phytoremediation* 2008. Vol. 10. P. 61–72.
- <sup>2408</sup> Bauddh K., Singh R.P. Cadmium tolerance and its phytoremediation by two oil yielding plants *Ricinus communis* (L.) and *Brassica júncea* (L.) from the contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2011. Vol. 14. P. 772–785.
- <sup>2409</sup> Blaylock M.J., Huang, J.W. Phytoextraction of metals. In I. Raskin and B. D. Ensley (Eds.) *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*, New York: John Wiley and Sons, Inc. 2000. P. 53–70.
- <sup>2410</sup> Bluskov S., Arocena J.M., Omotoso O.O. Young J.P. Uptake, distribution, and speciation of chromium in *Brassica júncea*. *International Journal of Phytoremediation*. 2005. Vol. 7 (2). P. 153–165.
- <sup>2411</sup> Cabello-Conejo M.I., Becerra-Castro C., Prieto-Fernández A., Monterroso C., Saavedra-Ferro A., Mench M., Kidd P.S. Rhizobacterial inoculants can improve nickel

---

phytoextraction by the hyperaccumulator *Alyssum pintodasilvae*. *Plant Soil*. 2014. Vol. 379. P. 35–50.

<sup>2412</sup> Lai H.-Y., Chen S.-W., Chen Z.-S. Pot experiment to study the uptake of Cd and Pb by three Indian Mustards (*Brassica juncea*) grown in artificially contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*. 2008. Vol. 10. P. 91–105.

<sup>2413</sup> Homer F.A., Reeves R.D., Brooks R.R., Baker A.J.M. Characterization of the nickel-rich extract from the nickel hyperaccumulator *Dichapetalum gelonioides*. *Phytochemistry*. 1991. Vol. 30. P. 2141–2145.

<sup>2414</sup> Kaldorf M., Kuhn A.J., Schroder W.H., Hildebrandt U., Bothe H. Selective element deposits in maize colonized by a heavy metal tolerance conferring arbuscular mycorrhizal fungus. *Journal of Plant Physiology*. 1999. Vol. 154. P. 718–728.

<sup>2415</sup> Lagerwerff J.V., Specht A.W. Contamination of road side soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zinc. *Environmental Science & Technology*. 1970. Vol. 4. P. 583–586.

<sup>2416</sup> Martin H.W., Young T.R., Kaplan D.I., Simon L., Adriano D.C. Evaluation of three herbaceous index plant species for bioavailability of soil cadmium, chromium, nickel, and vanadium. *Plant and Soil*. 1996. Vol. 182. P. 199–207.

<sup>2417</sup> Phaenark C., Pokethitiyook P, Kruatrachue M., Ngernsansaruany C. Cadmium and zinc accumulation in plants from the Padaeng zinc mine area. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 11. P. 479–495.

<sup>2418</sup> Raskin I., Ensley B.D. *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*. New York: Wiley. 2000. P. 210–260.

<sup>2419</sup> Lee J., Reeves R.D., Brooks R.R., Jaffre T. Isolation and identification of a citrate complex of nickel from nickel-accumulating plants. *Phytochemistry*. 1977. Vol. 16. P. 1502–1505.

<sup>2420</sup> Lee J., Reeves R.D., Brooks R.R., Jaffre T. The relation between nickel and citric acid in some nickel-accumulating plants. *Phytochemistry*. 1978. Vol. 17. P. 1033–1035.

<sup>2421</sup> Batty L.C., Anslow M. Effect of a polycyclic aromatic hydrocarbon on the phytoremediation of zinc by two plant species (*Brassica juncea* and *Festuca arundinacea*). *International Journal of Phytoremediation*. 2008. Vol. 10 (3). P. 236–251.

<sup>2422</sup> Kiptoo J.K., Ngila J.C., Sawula G.M. Speciation studies of nickel and chromium in wastewater from an electroplating plant. *Talanta*. 2004. Vol. 64. P. 54–59.

<sup>2423</sup> Adesodun J.K., Atayese M.O., Agbaje T., Osadiaye B.A., Mafe O., Soretire A.A. Phytoremediation potentials of sunflowers (*Tithonia diversifolia* and *Helianthus annuus*) for metals in soils contaminated with zinc and lead nitrates. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2010. Vol. 207 (1-4). P. 195–201.

<sup>2424</sup> Cutright T., Gunda N., Kurt F. Simultaneous hyperaccumulation of multiple heavy metals by *Helianthus annuus* grown in a contaminated sandy-loam soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2010. Vol. 12. P. 562–573.

<sup>2425</sup> Cosio C. Hyperaccumulation of cadmium and zinc in *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri* at the leaf cellular level. *Plant Physiology*. 2004. Vol. 134. P. 716–725.

<sup>2426</sup> Nehnevajova E., Herzig R., Federer G., Erismann K.H., Schwitzguébel J.P. Screening of sunflower cultivars for metal phytoextraction in a contaminated field prior to mutagenesis. *International Journal of Phytoremediation*. 2005. Vol. 7 (4). P. 337–339.

<sup>2427</sup> Савочкин Ю.В. Морфофизиологические особенности развития семян сосны обыкновенной в условиях хронического действия ионов цинка: автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.01.05 / Савочкин Юрий Валерьевич. Москва, 2012. 25 с.

- <sup>2428</sup> Padmavathiamma P.K., Li L.Y. Phytoremediation of metal-contaminated soil in temperate humid regions of British Columbia, Canada. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 11. P. 575–590.
- <sup>2429</sup> Aristovskaya T.V., Zykina L.V. Microorganisms as indicators of  $R_2O_3$  and manganese accumulation processes in soils. *Pochvovedenie*. 1979. № 1. P. 88.
- <sup>2430</sup> Heath S.M., Southworth D., Allura J.A.D. Localization of nickel in epidermal subsidiary cells of leaves of *Thlaspi montanum* var. siskiyouense (Brassicaceae) using energy-dispersive X-ray microanalysis. *International Journal of Plant Sciences*. 1997. Vol. 158. P. 184–188.
- <sup>2431</sup> Kramer U., Cotter-Howells J.D., Chamock J.M., Baker A.J.M., Smith J.A.C. Free histidine as a metal chelator in plants that accumulate nickel. *Nature*. 1996. Vol. 379. P. 635–638.
- <sup>2432</sup> Kramer U., Grime G.W., Smith J.A.C., Hawes C.R., Baker A.J.M. Micro-PIXE as a technique for studying nickel localization in leaves of the hyperaccumulator plant *Alyssum lesbiacum*. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research. Ser. B*. 1997. Vol. 130. P. 346–350.
- <sup>2433</sup> Prasad M.N.V. Metals in the environment - analysis by biodiversity. Marcel Dekker Inc. New York. 2001. P. 208–232.
- <sup>2434</sup> Kramer U., Smith D., Wenzel W.W., Raskin J., Salt D.E. The role of metal transport and tolerance in nickel hyperaccumulation by *Thlaspi goesingense* Halacsy. *Plant Physiology*. 1997. H5. P. 1641–1650.
- <sup>2435</sup> Prasad M.N.V., Strzalka K. Physiology and biochemistry of metal toxicity and tolerance in plants. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. 2002. P. 25–56.
- <sup>2436</sup> Manousaki E., Galanaki K., Papadimitriou L., Kalogerakis N. Metal phytoremediation by the halophyte *Limoniastrum monopetalum* (L.) Boiss: two contrasting ecotypes. *International Journal of Phytoremediation*. 2014. Vol. 16 (7–8). P. 755–769.
- <sup>2437</sup> Фатина П.Н., Лапаева И.В., Давыдова Е.А. Фиторемедиация – эффективный и экономичный метод очистки почвы, загрязненной нефтью и нефтепродуктами. *Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе*. 2008. № 5. С. 75–78.
- <sup>2438</sup> Tiemann K.J., Gardea-Torresdey J.L., Gamez G., Dokken K. Interference studies for multi-metal binding by *Medicago sativa* (Alfalfa). In *Proceedings, Conference on Hazardous Waste Research*, Snow Bird, Utah. 1998. P. 42.
- <sup>2439</sup> Videa-Peralta J.R., Ramon J. Feasibility of using living alfalfa plants in the phytoextraction of cadmium (II), chromium (VI), copper (II), nickel (II), and zinc (II): Agar and soil studies. (Ph.D. thesis). The University of Texas, El Paso. 2002. AAT 3049704.
- <sup>2440</sup> Firdaus-e B., Tahira S.A. Metal accumulation potential of wild plants in tannery effluent contaminated soil of Kasur, Pakistan: field trials for toxic metal cleanup using *Suaeda fruticosa*. *Journal of Hazardous Materials*. 2011. Vol. 186. P. 443–450.
- <sup>2441</sup> Vasiliadou S., Dordas C. Increased concentration of soil cadmium effects on plant growth, dry matter accumulation, Cd, and Zn uptake of different tobacco cultivars (*Nicotiana tabacum* L.). *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 11. P. 115–130.
- <sup>2442</sup> Yancey N.A., McLean J.E., Grossi P., Sims R.C., Scouten W.H. Enhancing cadmium uptake in tobacco using soil amendments. In *Proceedings, Conference on Hazardous Waste Research*, Snow Bird, Utah. 1998. P. 25–26.
- <sup>2443</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Батова Ю.В. Содержание непротеиновых тиолов в клетках корня дикорастущих многолетних злаков при действии кадмия и свинца. *Труды КарНЦ РАН. Серия «Экспериментальная биология»*. 2014. №5. С. 182–187.

- 
- <sup>2444</sup> Murakami M., Ae N., Isikawa S. Phytoextraction of cadmium by rice, soybean, and maize. *Environmental Pollution*. 2007. Vol. 145. P. 96–103.
- <sup>2445</sup> Mahdieh M., Yazdani M., Mahdieh S. The high potential of Pelargonium roseum plant for phytoremediation of heavy metals. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2013 Vol. 105. P. 1–5.
- <sup>2446</sup> Hu Y., Nan Z., Jin C., Wang N., Luo H. Phytoextraction potential of Poplar (*Populus alba* L. var. *pyramidalis* Bunge) from calcareous agricultural soils contaminated by cadmium. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 16. P. 482–495.
- <sup>2447</sup> Ruttens A., Boulet J., Weyens N., Smeets K., Adriaensen K., Meers E., Van Slycken S., Tack R, Meiresonne L., Thewys T. Short rotation coppice culture of willows and poplars as energy crops on metal contaminated agricultural soils. *International Journal of Phytoremediation*. 2011. Vol. 13 (suppl). P. 194–207.
- <sup>2448</sup> Kersten W.J., Brooks R.R., Reeves R.D., Jaffr A. Nature of nickel complexes mPsychotria douarrei and other nickel- accumulating plants. *Phytochemistry*. 1980. Vol. 19. P. 1963–1965.
- <sup>2449</sup> Khknen M.A., Kairesalo T. The effects of nickel on the nutrient fluxes and on the growth of Elodea Canadensis. *Chemosphere*. 1998. Vol. 37. P. 1521–1530.
- <sup>2450</sup> Witters N., Mendelsohn R., Van Slycken S., Weyens N., Schreurs E., Meers E., Tack F., Carleer R., Vangronsveld J. Phytoremediation, a sustainable remediation technology? Conclusions from a case study. I: Energy production and carbon dioxide abatement. *Biomass and Bioenergy*, 2012. Vol. 39. P. 454–469.
- <sup>2451</sup> Иванцова Е.А. Оптимизация фитосанитарного состояния агробиоценозов Нижнего Поволжья: монография. Волгоград: ФГОУ ВПО ВГСХА ИПК «Нива», 2007. 184 с.
- <sup>2452</sup> Qiu R., Rang X., Tang Y., Du S., Zeng X., Brewer E. Zinc hyperaccumulation and uptake by *Potentilla griffithii* Hook. *International Journal of Phytoremediation*. 2006. Vol. 8(4). P. 299–310.
- <sup>2453</sup> Astier C., Gloaguen V., Faugeron C. Phytoremediation of cadmium-contaminated soils by young Douglas Fir trees: effects of cadmium exposure on cell wall composition. *International Journal of Phytoremediation*. 2014. Vol. 16. P. 790–803.
- <sup>2454</sup> Ding C., Zhang T., Wang X., Zhou F., Yang Y., Yin Y. Effects of soil type and genotype on cadmium accumulation by rootstalk crops: implications for phytomanagement. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 16. P. 1018–1030.
- <sup>2455</sup> Homer F.A., Morrison R.S., Brooks R.R., Clemens J., Reeves R.D. Comparative studies of nickel, cobalt, and copper uptake by some nickel hyperaccumulators of the genus Alyssum. *Plant Soil*. 1991. Vol. 138. P. 196–205.
- <sup>2456</sup> Proctor J., Woodell S.R.J. The ecology of serpentine soils. *Advances in Ecological Research*. 1975. № 9. P. 256–347.
- <sup>2457</sup> Gregurek D., Reimann C., Eugen F. Stumpfl Mineralogical fingerprints of industrial emissions – an example from Ni mining and smelting on the Kola Peninsula, NW Russia. *Science of the Total Environment*. 1998. Vol. 221. P. 189–200.
- <sup>2458</sup> Algreen M., Trapp S., Rein A.. Phytoscreening and phytoextraction of heavy metals at Danish polluted sites using willow and poplar trees. *Environmental Science and Pollution Research*. 2014. Vol. 21(15). P. 8992–9001.

- <sup>2459</sup> Evangelou M.W., Robinson B.H., Gunthardt-Goerg M.S., Schulin R. Metal uptake and allocation in trees grown on contaminated land: implications for biomass production. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 15(1). P. 77–90.
- <sup>2460</sup> Smith K.A., Paterson J.E. Manganese and cobalt; in B.J. Alloway (ed), *Heavy metals in soils*, 2<sup>nd</sup> edn. Blackie Academic and Professional, London. 1995. Chapter 9. P. 198–214.
- <sup>2461</sup> Hong C., Cutright T. EDTA and HEDTA effects on Cd, Cr, and Ni uptake by *Helianthus annuus*. *Chemosphere*. 2001. Vol. 45. P. 21–28.
- <sup>2462</sup> Kelly P.C., Brooks R.R., Dilli S., Jaffre T. Preliminary observation on the ecology and plant chemistry of some nickel-accumulating plant from New Caledonia. *Proceedings of the Royal Society of London, Section B*. 1987. Vol. 189. P. 69–80.
- <sup>2463</sup> Kruckeberg A.R., Reeves R.D. Nickel accumulation by serpentine species *Streptanthus* (Brassicaceae): field and greenhouse studies. *Madrono*. 1995. Vol. 42. P. 458–469.
- <sup>2464</sup> Prasad M.N.V. Phytoremediation of metals in the environment for sustainable development. *Proceedings of the Indian National Science Academy*. 2004. Vol. 70. P. 71–98.
- <sup>2465</sup> Prasad M.N.V., Freitas H. Feasible biotechnological and bioremediation strategies for serpentine soils and mine spoils. *Electronic Journal of Biotechnology*. 2:36-50. Online journal. 1999. Available from Internet: [http://www.ejbiotechnology.info / content/vol2/issuel/full/5/index.html](http://www.ejbiotechnology.info/content/vol2/issuel/full/5/index.html).
- <sup>2466</sup> Peterson L.R., Trivett V., Baker A.J.M., Aguiar C., Pollard P.J. Spread of metals through an invertebrate food chain as influenced by a plant that hyperaccumulates nickel. *Chemoecology*. 2003. Vol. 13. P. 103–108.
- <sup>2467</sup> Xiaomei L., Qitang W., Banks M.K. Effects of simultaneous establishment of *Sedum alfredii* and *Zea mays* on heavy metal accumulation in plants. *International Journal of Phytoremediation*. 2005. Vol. 7 (1). P. 43–53.
- <sup>2468</sup> Xing Y., Peng H., Gao L., Luo A., Yang X. A compound containing substituted indole ligand from a hyperaccumulator *Sedum alfredii* Hance under Zn exposure. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 15 (10). P. 952–964.
- <sup>2469</sup> Yang X., Long X., Ye H., He Z., Calvert D., Stoffella P. Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn-hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance). *Plant and Soil*. 2004. Vol. 259 (1–2). P. 181–189.
- <sup>2470</sup> Hale J.C., Ormrod D.P., Laffey P.J., Allen O.B. Effects of nickel and copper mixtures on tomato in sand culture. *Environmental Pollution. Series A. Ecological and Biological*. 1985. Vol. 39. P. 53–69.
- <sup>2471</sup> Xu L., Zhou S., Wu L., Li N., Cui L., Luo Y., Christie P. Cd and Zn tolerance and accumulation by *Sedum jinianum* in east China. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 11 (3). P. 283–295.
- <sup>2472</sup> Liu L., Wu L., Li N., Luo Y., Li S., Li Z., Han C., Jiang Y., Christie P. Rhizosphere concentrations of zinc and cadmium in a metal contaminated soil after repeated phytoextraction by *Sedum plumbizincicola*. *International Journal of Phytoremediation*. 2011. Vol. 13 (8). P. 750–764.
- <sup>2473</sup> Israr M., Jewell A., Kumar D., Sahi S.V. Interactive effects of lead, copper, nickel, and zinc on growth, metal uptake, and antioxidative metabolism of *Sesbania drummondii*. *Journal of Hazardous Materials*. 2011. Vol. 186. P. 1520–1526.
- <sup>2474</sup> Gardea-Torresdey J.L., Sias S., Tiemann K.J., Hernandez A., Rodriguez O., Arenas J. Evaluation of northern Chihuahuan Desert plants for phytoextraction of heavy metals from

---

contaminated soils. *Proceedings, Conference on Hazardous Waste Research*, Snow Bird, Utah. 1998. P. 26–27.

<sup>2475</sup> Ji P., Song Y., Sun T., Liu Y., Cao X., Xu D., Yang X., McRae T. In-situ cadmium phytoremediation using *Solanum nigrum* L.: the bio-accumulation characteristics trail. *International Journal of Phytoremediation* 2011. Vol. 13 (10). P. 1014–1023.

<sup>2476</sup> Wei S., Clark G., Doronila A.I., Jin J., Monsanto A.C. Cd hyperaccumulative characteristics of Australia ecotype *Solanum nigrum* L. and its implication in screening hyperaccumulators. *International Journal of Phytoremediation*. 2012. Vol. 15. P. 199–205.

<sup>2477</sup> Jeffries P., Gianinazzi S., Perotto S., Tuma K., Barea J.M. The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. *Biology and Fertility of Soils*. 2003. Vol. 37. P. 1–16.

<sup>2478</sup> Prasad M.N.V., Freitas H. Metal hyperaccumulation in plants – Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*. 2003. № 6. P. 275–321.

<sup>2479</sup> Joner E.J., Leyval C. Uptake of <sup>109</sup>Cd roots and hyphae of a *Glomus mossae*/*Trifolium subterraneum* mycorrhiza from soil amended with high and low concentrations of cadmium. *New Phytol.* 1997. Vol. 135. P. 353–360.

<sup>2480</sup> Lin C.-C., Lai H.-Y., Chen Z.-S. Bioavailability assessment and accumulation by five garden flower species grown in artificially cadmium-contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*. 2010. Vol. 12. P. 454–467.

<sup>2481</sup> Kelepertsis A.E. The use of the genus *Alyssum* as a reliable geobotanical-biogeochemical indicator in geological mapping of ultrabasic rocks in Greece. *Praktika tis Akademias Athinon*. 1990. №65. P. 170–176.

<sup>2482</sup> Reeves R.D. Hyperaccumulation of trace elements by plants. In J.-L. Morel et al. (Eds.) *Phytoremediation of Metal-Contaminated soils*. Netherlands: Springer. 2006. P. 118–120.

<sup>2483</sup> Homer F.A., Morrison R.S., Brooks R.R., Clemens J., Reeves R.D. Comparative studies of nickel, cobalt and copper uptake by some nickel hyperaccumulators of the genus *Alyssum*. *Plant Soil*. 1991. Vol. 138. P. 195–205.

<sup>2484</sup> Kabala C., Singh B.R. Fractionation and Mobility of Copper, Lead, and Zinc in Soil Profiles in the Vicinity of a Copper Smelter. *Journal of Environmental Quality*. 2001. № 30. P. 485–492.

<sup>2485</sup> Danh L.T., Truong P., Mammucari R., Foster N. A critical review of the arsenic uptake mechanisms and phytoremediation potential of *Reis vittata*. *International Journal of Phytoremediation*. 2014. Vol. 16 (5). P. 429–453.

<sup>2486</sup> Wu C., Liao B., Wang S.-L., Zhang J., Li J.-T. Pb and Zn accumulation in a Cd-hyperaccumulator (*Viola baoshanensis*). *International Journal of Phytoremediation*. 2010. Vol. 12. P. 574–585.

<sup>2487</sup> Zhuang P., Yang Q., Wang H., Shu W. Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field. *Water, Air and Soil Pollution*. 2007. Vol. 184 (1–4). P. 235–242.

<sup>2488</sup> Gregurek D., Reimann C., Stumpfl E.F. Trace elements and precious metals in snow samples from the immediate vicinity of nickel processing plants, Kola Peninsula, northwest Russia. *Environmental Pollution*. 1998. Vol. 102. P. 221–232.

<sup>2489</sup> Stritsis C., Steingrobe B., Claassen N. Cadmium dynamics in the rhizosphere and Cd uptake of different plant species evaluated by a mechanistic model. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 16. P. 1104–1118.

<sup>2490</sup> Thewys T., Witters N., Meers E., Vangronsveld J. Economic viability of phytoremediation of a cadmium contaminated agricultural area using energy maize. Part II: Economics of anaerobic digestion of metal contaminated maize in Belgium. *International Journal of Phytoremediation* 2010. Vol. 12 (7). P. 663–679.

<sup>2491</sup> Van Slycken S., Witters N., Meiresonne L., Meers E., Ruttens A., Van Peteghem P., Weyens N., Tack F.M., Vangronsveld J. Field evaluation of willow under short rotation coppice



---

for phytomanagement of metal-polluted agricultural soils. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 15 (7). P. 677–689.

<sup>2492</sup> Kruckeberg A.R., Adigzel N., Reeves R.D. Glimpses of the flora and ecology of Turkish (Anatolian) serpentines. *Karaca Arboretum Magazine*. 1999. Vol. 5. P. 67–86.

<sup>2493</sup> Mesjasz-Przybyłowicz J., Nakonieczny M., Migula P., Augustyniak M., Tarnawska M., Reimold U. et al. Uptake of cadmium, lead nickel and zinc from soil and water solutions by the nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii*. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica*. 2004. Vol. 46. P. 75–85.

<sup>2494</sup> Robinson B.H., Chiarucci A., Brooks R. R., Petit D. The nickel hyperaccumulator plant *Alyssum betrolonii* as a potential agent for phytoremediation and phytomining of nickel. *Journal of Geochemical Exploration* 1997. Vol. 59. P. 75–96.

<sup>2495</sup> Ghaderian S.M., Mohtadi A., Rahiminejad M.R., Baker A.J.M.. Nickel and other metal uptake and accumulation by species of *Alyssum* (Brassicaceae) from the ultramafics of Iran. *Environmental Pollution*. 2007. Vol. 145. P. 293–298.

<sup>2496</sup> Kupper H., Lombi E., Zhao F.J., Wieshammer G., McGrath S.P. Cellular compartmentation of nickel in the hyperaccumulators *Alyssum lesbiacum*, *Alyssum Bertolonii* and *Thlaspi goesingense*. *Journal of Experimental Botany*. 2001. Vol. 52. P. 2291–2300.

<sup>2497</sup> Bani A., Echevarria G., Sulce S., Morel J.L., Mullai A. In-situ phytoextraction of Ni by a native population of *Alyssum murale* on an ultramafic site (Albania). *Plant and Soil*. 2007. Vol. 293. P. 82–84.

<sup>2498</sup> Chaney R.L., Kukier U., Siebielec G.. Risk assessment for soil Ni, and remediation of soil-Ni phytotoxicity in situ or by phytoextraction. In *Proceedings Sudbury-2003 (Mining and the Environment III.) May 27–31, 2003. Laurentian University, Sudbury, Ontario, Canada*. 2003. P. 109–114.

<sup>2499</sup> Батова Ю.В., Казнина Н.М., Лайдинен Г.Ф., Титов А.Ф. Влияние кадмия на некоторые физиологические процессы у растений тимофеевки луговой (*Phleum pratense* L.). *Труды Карельского научного центра РАН. Серия Экспериментальная биология*. 2013. № 3. С. 52–58.

<sup>2500</sup> Титов А.Ф., Лайдинен Г.Ф., Казнина Н.М. Влияние ионов свинца на рост и морфофизиологические показатели растений ячменя и овса. *Физиология и биохимия культурных растений*. 2001. Т. 33. № 5. С. 387–393.

<sup>2501</sup> Goncalves S., Goncalves M.T., Freitas H., Martins-Lougao M.A. Mycorrhizae in a Portuguese serpentine community. In: Jaffre T, Reeves RD, Becquer T (eds), *The ecology of Ultramafic and Metalliferous Areas*. ORSTOM, Noumea, Doc. Sci. Tech. Ill 2. 1995. P. 87–89.

<sup>2502</sup> Mitch M.L. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanism. *Journal of Environmental Quality*. 2002. Vol. 31. P. 109–120.

<sup>2503</sup> Kruckeberg A., Peterson P., Samiullah Y. Hyperaccumulation of nickel by *Arenaria rubella* (Caryophyllaceae) from Washington State. *Madrono* 1993. Vol. 42. P. 458–469.

<sup>2504</sup> Keeling S.M., Stewart R.B., Anderson C.W., Robinson B.H. Nickel and cobalt phytoextraction by the hyperaccumulator *Berkheya coddii*: implications for polymetallic phytomining and phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*. 2003. Vol. 5. P. 235–244.

<sup>2505</sup> Morrey D.R. Studies on serpentine flora: Preliminary analyses of soils and vegetation associated with serpentine rock formations in the south-eastern Transvaal. *South African Journal of Botany*. 1989. Vol. 55. P. 171–177.

- 
- <sup>2506</sup> Goncalves S.C., Martins-Louao M.A., Freitas H. Ar-buscular mycorrhizas of *Festuca brigantina*, an endemic serpentinophyte from Portugal. *South African Journal of Science*. 2001. Vol. 97. P. 571–572.
- <sup>2507</sup> Robinson B.H., Brooks R.R., Howes A.W., Kirkman J.H., Gregg, P.E.H.. The potential of the high-biomass nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii* for phytoremediation and phytomining. *Journal of Geochemical Exploration*. 1997. Vol. 60. P. 115–126.
- <sup>2508</sup> Chardot V., Massoura S.T., Echevarria G., Reeves R.D., Morel J. Phytoextraction potential of the nickel hyperaccumulators *Leptoplax emarginata* and *Bornmuellera tymphaea*. *International Journal of Phytoremediation*. 2005. Vol. 7(4). P. 323–335.
- <sup>2509</sup> Saraswat S., Rai J.P.N. Phytoextraction potential of six plant species grown in multi-metal contaminated soil. *Chemistry and Ecology*. 2009. Vol. 25. P. 1–11.
- <sup>2510</sup> Littlejohns J., Daugulis A. Kinetics and interactions of BTEX compounds during degradation by a bacterial consortium. *Process Biochemistry*. 2008. Vol. 43. № 10. P. 1068–1076.
- <sup>2511</sup> Wild H. The vegetation of Nickel-bearing soils. *Kirkia*. 1970. № 7. P. 271–275.
- <sup>2512</sup> Brooks R.R., Yang X.H. Elemental levels and relationships in the endemic serpentine flora of the Great Dyke, Zimbabwe, and their significance as controlling factors for this flora. *Taxonomy*. 1984. Vol. 33. P. 392–399.
- <sup>2513</sup> Kersten W.J., Brooks R.R., Reeves R.D., Jaffre T. Nickel uptake by New Caledonian species of *Phyllanthus*. *Taxon*. 1979. Vol. 28 (5–6). P. 529–534.
- <sup>2514</sup> Reeves R.D. Hyperaccumulation of trace elements by plants. In J.-L. Morel et al. (Eds.) *Phytoremediation of Metal-Contaminated soils*. Netherlands: Springer. 2006. P. 217–220.
- <sup>2515</sup> Jaffré T., Schmid M. Accumulation du Nickel par une Rubiacée de Nouvelle Calédonie, *Psychotria douarrei* (G. Beauvisage) Däniker. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences – Series I*. 1974. Vol. 278. P. 1727–1730.
- <sup>2516</sup> Brooks R.R. et al. The Serpentine vegetation of Goiás State, Brazil. J. Proctor et al. (Eds.), In *The Vegetation of Ultramafic (Serpentine) Soils*, Intercept Ltd., Andover, UK. 1992. P. 67–81.
- <sup>2517</sup> Cunningham S.D., Lee C.R. Phytoremediation: plant based remediation of contaminated soils and sediments. In H. D. Skipper and R. F. Turco (Eds.) *Bioremediation: Science and Applications*. Madison: *Soil Science Society of America*. 1995. P. 145–156.
- <sup>2518</sup> Rauser W.E., Dumbroff E.B. Effects of excess cobalt, nickel and zinc on the water relations of *Phaseolus vulgaris*. *Environmental and Experimental Botany*. 1981. Vol. 21. P. 249–255.
- <sup>2519</sup> Baker J.P. Reeves R.D. The Vegetation of Ultramafic (Serpentine) Soils. *Proceedings of the First International Conference on Serpentine Ecology*. University of California, Davis, 19–22 June 1991. Andover, UK: Intercept. 1991. P. 67.
- <sup>2520</sup> Roberts B.A. The ecology of serpentine areas, Newfoundland, Canada. B.A. Roberts and J. Proctor (Eds.), In *The Ecology of Areas with Serpentinized Rocks—a World View*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 1992. P. 75–113.
- <sup>2521</sup> Reddy M.R., Dunn S.J. Accumulation of heavy metals by soybean from sludge-amended soil. *Environ. Pollut. Series B, Chemical and Physical*. 1984. Vol. 7. P. 281–295.
- <sup>2522</sup> Reeves R.D. Nickel and zinc accumulation by species of *Thlaspi* L., *Cochlearia* L., and other genera of Brassi-caceae. *Taxon*. 1988. Vol. 37. P. 309–318.
- <sup>2523</sup> Glass D.J. U.S and international markets for phytoremediation, 1999-2000. D.J.Glass Associates Inc. Needham, MA, USA. 1999. P. 15–25.

- 
- <sup>2524</sup> Muradoglu F., Gundogdu M., Ercisli S., Encu T., Balta F., Jaafar H.Z., et al. Cadmium toxicity affects chlorophyll a and b content, antioxidant enzyme activities and mineral nutrient accumulation in strawberry. *Biological Research*. 2015. Vol. 48. P. 11.
- <sup>2525</sup> Boyd R., Shaw J., Martens S. Nickel hyperaccumulation defends *Streptanthus polygaloides* (Brassicaceae) against pathogens. *American Journal of Botany*. 1994. Vol. 81 (3). P. 294–300.
- <sup>2526</sup> Nehnevajova E., Herzig R., Federer G., Erismann K.-H., Schwitzguébel J.-P. Chemical mutagenesis – a promising technique to increase metal concentration and extraction in sunflowers. *International Journal of Phytoremediation*. 2007. Vol. 9. P. 149–165.
- <sup>2527</sup> Padmavathiamma P.K., Li L.Y. Rhizosphere influence and seasonal impact on phytostabilisation of metals – a field study. *Water, Air, & Soil Pollution*. 2012. Vol. 223. P. 107–124.
- <sup>2528</sup> Reeves R.D. The accumulation of nickel by serpentine plants. In: Baker AJM, Proctor J, Reeves RD (eds), *The Vegetation of Ultramafic (serpentine) Soils*. Proceedings of the First International Conference on Serpentine Ecology, University of California, Davis, 1991. Andover: Intercept Ltd. 1992. P. 253–277.
- <sup>2529</sup> McCray C.W.R. Hurwood I.S. Selenosis in northwestern Queensland associated with a marine Cretaceous formation. *Queensland journal of agricultural science*. 1963. №20. P. 475–498.
- <sup>2530</sup> Reeves R.D., Baker A.J.M., Borhidi A., Berzain R. Nickel accumulating plants from the ancient serpentine soils of Cuba. *New Phytologist*. 1996. Vol. 133. P. 217–224.
- <sup>2531</sup> Byers H.G. Selenium occurrence in certain soils in the United States, with a discussion of related topics. *USDA Technical Bulletin*. 1935. № 482. P. 1–47.
- <sup>2532</sup> Salt D.E., Kramer U. Mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. In: Raskin I, Ensley BD (eds), *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. John Wiley & Sons, New York. 2000. P. 231–245.
- <sup>2533</sup> Rosenfeld I., Beath O.A. Selenium: Geobotany, Biochemistry, Toxicity, and Nutrition, Academic Press, New York. 1964. P. 241–264.
- <sup>2534</sup> Rai L.C., Raizada M. Nickel-induced stimulation of growth, heterocyst differentiation, <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> uptake and nitrogenase activity in *Nostoc muscorum*. *New Phytol*. 1986. Vol. 104. P. 111–114.
- <sup>2535</sup> Reeves R.D., Baker A.J.M. Metal-accumulating plants. In: Raskin I, Ensley BD (eds) *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. John Wiley & Sons, New York. 2003. P. 193–229.
- <sup>2536</sup> Salt D.E., Prince R.C., Pickering I.J. Chemical speciation of accumulated metals in plants: evidence from X-ray absorption spectroscopy. *Microchemical Journal*. 2002. Vol. 71. P. 255–259.
- <sup>2537</sup> Reeves R.D., Baker A.J.M., Borhidi A., Berzain R. Nickel hyperaccumulation in the serpentine flora of Cuba. *Annals of Botany*. 1999. Vol. 83. P. 29–38.
- <sup>2538</sup> Sandstrom J., Pettersson J. Amino acid composition of phloem sap and the relation to intraspecific variation in pea aphid (*Acyrtosiphon pisum*) performance. *Journal of Insect Physiology*. 1994. Vol. 40. P. 947–955.
- <sup>2539</sup> Reeves R.D., Brooks R.R., Macfarlane R.M. Nickel uptake by Californian *Streptanthus* and *Caulanthus* with particular reference to the hyperaccumulator, *S. polygaloides* Gray (Brassicaceae). *American Journal of Botany*. 1981. Vol. 68. P. 708–712.

- <sup>2540</sup> Reeves R.D., Brooks R.R. European species of *Thlaspi* L. (Cruciferae) as indicators of nickel and zinc. *Journal of Geochemical Exploration*. 1983. Vol. 18. P. 275–283.
- <sup>2541</sup> Sequeira E.M.D., Pinto da Silva A.R. The ecology of serpentinised areas of Northeast Portugal. In: Roberts BA and Proctor J (eds), *The ecology of areas with serpentinised rocks. A world review*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 1991. P. 169–197.
- <sup>2542</sup> Reeves R.D., Macfarlane R., Brooks R.R. Accumulation of nickel and zinc by western North American genera containing serpentine-tolerant species. *Am. J. Bot.* 1983. Vol. 70. P. 1297–1303.
- <sup>2543</sup> Salt D.E., Smith R.D., Raskin L. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*. 1998. Vol. 49. P. 643–668.
- <sup>2544</sup> Титов А.Ф., Таланова В.В., Лайдинен Г.Ф., Казнина Н.М. Влияние тяжелых металлов на растения: эколого-физиологические аспекты. Наземные и водные экосистемы северной Европы: управление и охрана. Материалы международной конференции, посвященной 50-летию Института биологии Карельского научного центра РАН. Петрозаводск. 2003. С. 152–157.
- <sup>2545</sup> Knight S. H., Beath, O.A., The occurrence of selenium and seleniferous vegetation in Wyoming. *Wyoming Agr. Experimental Stn. Bulletin*. 1937. № 221. P. 11–19.
- <sup>2546</sup> Moxon A.L. Selenium in rocks, soils and plants. *South Dakota Agr. Experimental Stn. Reviewer Technical Bulletin*. 1939. №2. P. 1–94.
- <sup>2547</sup> Schmidt T., Schlegel H.G. Nickel and cobalt resistance of various bacteria isolated from soil and highly polluted domestic and industrial wastes. *FEMS Microbiology Letters*. 1989. Vol. 62. P. 315–328.
- <sup>2548</sup> White P.J., Bowen H.C., Marshall B., Broadley M.R. Extraordinarily high leaf selenium to sulfur ratios define 'Se-accumulator' plants. *Annals of Botany*. 2007. Vol. 100 (1). P. 111–118.
- <sup>2549</sup> Reeves R.D., Brooks R.R., Dudley T.R. Uptake of nickel by species of *Alyssum* *bornmueckera* and other genera of Old World Tribus Alyssae. *Taxon*. 1983. Vol. 32. P. 184–192.
- <sup>2550</sup> Scholes L., Shutes R.B.E., Revitt D.M., Forshaw M., Purchase D. The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands. *Science of the Total Environment*. 1998. Vol. 214. P. 211–219.
- <sup>2551</sup> Reimann C., Koller F., Kashulina G., Niskavaara H., Englmaier P. Influence of extreme pollution on the inorganic chemical composition of some plants. *Environmental Pollution*. 2001. Vol. 115. P. 239–252.
- <sup>2552</sup> Schwitzguebel J.P., van der Lelie D., Baker A., Glass D.J., Van-gronsveld J. Phytoremediation: European and American trends. *Journal of Soils and Sediments*. 2002. № 2. P. 91–99.
- <sup>2553</sup> Rengaraj S., Yeon K.-H., Kang S.-Y., Lee J.-U., Kim K.-W., Moon S.-H. Studies on adsorptive removal of Co(II), Cr(III) and Ni(II) by IRN77 cation-exchange resin. *Journal of Hazardous Materials*. 2002. Vol. 92. P. 185–198.
- <sup>2554</sup> Seville B.C., Brooks R.R. A nickel-accumulating plant from Western Australia. *Planta*. 1972. Vol. 103. P. 91–94.
- <sup>2555</sup> Robinson B.H., Brooks R.R., Clothier B.E. Soil amendments affecting nickel and cobalt uptake by *Berkheya cod-dii*: potential use for phytomining and phytoremediation. *Annals of Botany*. 1999. Vol. 84. P. 689–694.
- <sup>2556</sup> Shallari S., Schwartz C., Hasko A., Morel J.L. Heavy metals in soils and plants of serpentine and industrial sites of Albania. *Science of the Total Environment*. 1998. Vol. 209. P. 133–142.

- 
- <sup>2557</sup> Samarakoon A.B., Rauser W.E. Carbohydrate levels and photo assimilate export from leaves of *Phaseolus vulgaris* to excess cobalt, nickel and zinc. *Plant Physiology*. 1979. Vol. 63. P. 1165–1169.
- <sup>2558</sup> Robinson B.H., Chiarucci A., Brooks R.R., Petit D., Kirkman J.H., Gregg P.E.H., De Dominicis V. The nickel hyperaccumulator plant *Alyssum bertolonii* as a potential agent for phytoremediation and phytomining of nickel. *Journal of Geochemical Exploration*. 1997. Vol. 59. P. 75–86.
- <sup>2559</sup> Aronow L., Kerdel-Vegas F. Seleno-cystathionine, a pharmacologically active factor in the seeds of *Lecythis ollaria*. *Nature*. 1965. № 205. P. 1185–1186.
- <sup>2560</sup> Roels H., Voorde R., Vargas V.M.M., Lauwerys R. Relationship between atmospheric and urinary nickel in workers manufacturing electrical resistances using nickel oxide: role of the bioavailability of nickel. *Journal of Occupational and Environmental Medicine*. 1993. Vol. 43. P. 95–104.
- <sup>2561</sup> Shoeran I.S., Singal H.R., Singh R. Effect of Cadmium and nickel on photosynthesis and the enzymes of the photosynthetic carbon reduction cycle in *Pigeon pea (Cajanus cajan)*. *Photosynthesis Research*. 1990. Vol. 23. P. 345–351.
- <sup>2562</sup> Ros R., Cooke D.T., Burden R.S. James C.S. Effect of the herbicide MCPA, and the heavy metals, cadmium and nickel on the lipid composition, Mg-ATPase activity and fluidity of plasma membranes from rice, *Oryza sativa* cv. *Bahia shoots*. *J. Exp. Bot.* 1990. Vol. 41. P. 457–462.
- <sup>2563</sup> Ros R., Morales A., Segura J., Picazo I. In vivo and in vitro effects of nickel and cadmium on the plasmalemma ATPase from rice (*Oryza sativa* L.) shoots and roots. *PlantSci*. 1992. Vol. 83. P. 1–6.
- <sup>2564</sup> Sander M.L., Ericsson T. Vertical distributions of plant nutrients and heavy metals in *Salix viminalis* stems and their implications for sampling. *Biomass Bioenergy*. 1998. № 14. P. 57–66.
- <sup>2565</sup> Rout G.R., Samantaray S., Das P. Effects of chromium and nickel on germination and growth in tolerant and non-tolerant populations of *Echinochloa colona* (L.) Link. *Chemosphere* 2000. Vol. 40. P. 855–859.
- <sup>2566</sup> Singh R.N., Keefer R.F. Uptake of nickel and cadmium by vegetables grown on soil amended with different sewage sludges. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 1989, Vol. 25. P. 27–38.
- <sup>2567</sup> Rubio M.I., Escrig I., Martinezcortina C., Lopezbenet F.J., Sanz A. Cadmium and nickel accumulation in rice plants-effects on mineral nutrition and possible interactions of abscisic and gibberellic acids. *Plant Growth Regulation*. 1994. Vol. 14. P. 151–157.
- <sup>2568</sup> Knott S.G. Selenium poisoning in horses in North Queensland. *Queensland Department of Agriculture and Fisheries*. 1958. *Science Bulliten*. 41. P. 1–16.
- <sup>2569</sup> Ruth-Balaganskaya E., Kudrjajtseva O. Sulphur migration in the soil-plant system contaminated by deposits from nickel industry: a field manipulation. *Environmental Pollution*. 2002. Vol. 117. P. 287–293.
- <sup>2570</sup> Salt D.E., Kato N., Kramer U., Smith R.D., Raskin I. The role of root exudates in nickel hyperaccumulation and tolerance in accumulator and non accumulator species of *Thlaspi*. In: Terry N, Banuelos GS (eds), *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. CRC Press Inc, Boca Raton. 2000. P. 189–200.
- <sup>2571</sup> Sagner S., Kneer R., Wanner G., Cosson J.-P., Deus-Neumann B., Zenk M.H. Hyperaccumulation, complexation and distribution of nickel in *Sebertia acuminata* *Phytochemistry*. 1998. Vol. 47. P. 339–347.

- <sup>2572</sup> Sanders J.R., McGrath S.P., Adams T. Zinc, copper and nickel concentrations in soil extracts and crops grown on four soils treated with metalloaded sewage sludges. *Environmental Pollution*. 1987. Vol. 44. P. 193–210.
- <sup>2573</sup> Smith C.J. Accumulation of phytoalexins: defence mechanism and stimulus response system. *New Phytologist*. 1996. Vol. 132. P. 1–45.
- <sup>2574</sup> Siqueira M.E.P.B., Oliveira J.P. Urinary nickel as bioindicator of Ni exposure of workers in a galvanizing plant in Brazil. *Toxicology Letters*. 1998. Vol. 95. P. 137–139.
- <sup>2575</sup> Salt D.E., Baker A.J.M. Phytoremediation of metals. In: Rehm HJ, Reed G (eds), *Biotechnology*, vol. lib: Environmental Processes II, Soil Decontamination. Wiley VCH, New York. 2001. P. 386–397.
- <sup>2576</sup> Sandstrom J. Performance of pea aphid (*Acyrtosiphon pisum*) clones on host plants and synthetic diets mimicking the same plants phloem amino acid composition. *Journal of Insect Physiology*. 1994. Vol. 40. P. 1051–1057.
- <sup>2577</sup> Soczynska-Kordala M., Bakowska A., Oszmianski J., Gabriel-ska J. Occurrence of heavy metals. *Cellular & Molecular Biology Letters*. 2001. № 6. P. 277–281.
- <sup>2578</sup> Smith S.E., Read D.J. *The Mycorrhizal Symbiosis*, 2nd edn. Academic Press, London. 1997. 489 p.
- <sup>2579</sup> Rao M.V., Dubey P.S. Occurrence of heavy metals in air and their accumulation by tropical plants growing around an industrial area. *Science of the Total Environment*. 1992. Vol. 126. P. 1–16.
- <sup>2580</sup> Srivastava S.K., Tyagi R., Nalini N. Plant adsorption of heavy metal ions on carbonaceous material developed from the waste slurry generated in local fertilizer plants. *Water Research*. 1989. Vol. 23. P. 1161–1165.
- <sup>2581</sup> Stamboliadis E., Alevizos G., Zafiratos J. Leaching residue of nickeliferous laterites as a source of iron concentrate. *Minerals Engineering*. 2004. Vol. 17. P. 245–252.
- <sup>2582</sup> Terry N., Banuelos G. (Eds.). *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. New York: Lewis Publishers. 2000. P. 201–207.
- <sup>2583</sup> Zayed A., Pilon-Smits E., de Souza M., Lin Z., Terry N. Remediation of selenium-polluted soils and waters by phytovolatilization. In N. Terry and G. S. Bañuelos, (Eds.) *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Boca Raton, FL: CRC Press. 2000. P. 5–8.
- <sup>2584</sup> Taylor G.J., Stadt K.J., Dale M.R. Modelling the phytotoxicity of aluminum, cadmium, copper, manganese, nickel, and zinc using the Weibull frequency distribution. *Canadian Journal of Botany*. 1991. Vol. 69. P. 359–367.
- <sup>2585</sup> Tuma K., Mesjasz-Przybyłowicz J. Arbuscular mycorrhiza of *Berkheya coddii* and other Ni-hyperaccumulating members of Asteraceae from ultramafic soils in South Africa. *Mycorrhiza*. 2003. Vol. 13. P. 185–190.
- <sup>2586</sup> Tyler G. Ionic charge, radius, and potential control root/ soil concentration ratios of fifty cationic elements in the organic horizon of a beech (*Fagus sylvatica*) forest podzol. *Science of the Total Environment*. 2004. Vol. 329. P. 231–239.
- <sup>2587</sup> Гаджиев И.М. Таранов С.А. Экологические аспекты современного почвоведения. *Сибирский экологический журнал*. 1995. Т. 2. № 1. С. 1–5.
- <sup>2588</sup> Левин С.В. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микрофлору. Москва: Изд-во МГУ. 1989. С. 5–46.
- <sup>2589</sup> Bano S.A., Ashfaq D. Role of mycorrhiza to reduce heavy metal stress. *Natural Sciences*. 2013. Vol. 5 № 12. P. 16–20.
- <sup>2590</sup> Marjanović Ž. Mycorrhiza. U. Nehls. 2008. P. 149–159.
- <sup>2591</sup> Tipayno S., Kim C.G., Sa T. T-RFLP analysis of structural changes in soil bacterial communities in response to metal and metalloid contamination and initial phytoremediation. *Applied Soil Ecology*. 2012. Vol. 61. P. 137–146.

- <sup>2592</sup> Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях. Москва: Мир. 1989. P. 308–350.
- <sup>2593</sup> Власюк П.А. Микроэлементы в обмене веществ растений. Киев: Наукова думка. 1976. 256 с.
- <sup>2594</sup> Гармаш Г.А., Гармаш Н.Ю. Распределение тяжелых металлов по органам культурных растений. *Агрoхимия*. 1987. № 5. С. 40–46.
- <sup>2595</sup> Gawronski S.W., Gawronska H., Lomnicki S., Sæbo A., Vangronsveld J. Plants in Air Phytoremediation. *Advances in Botanical Research*. 2017. Vol. 83. P. 319–346.
- <sup>2596</sup> Metwally A., Safronova V.I., Belimov A.A., Dietz K.-J. Genotypic variation of the response to cadmium toxicity in *Pisum sativum* L. *Journal of Experimental Botany*. 2005. Vol. 56. № 409. P. 167–178.
- <sup>2597</sup> Belimov A.A., Wenzel W.W. The role of rhizosphere microorganisms in heavy metal tolerance of higher plants. *Aspects of Applied Biology*. 2009. Vol. 98. P. 81–90.
- <sup>2598</sup> Vangronsveld J., Cunningham S.D. Metal-contaminated soils: in-situ inactivation and phytoremediation. SpringerVerlag, Berlin, Heidelberg. 1998. P. 102–125.
- <sup>2599</sup> Varennes A., de Torres M.O., Coutinho J.F., Rocha M.M.G.S., Neto M.M.P.M., De Varennes A. Effects of heavy metals on the growth and mineral composition of a nickel hyperaccumulator. *Journal of Plant Nutrition*. 1996. Vol. 19. P. 669–676.
- <sup>2600</sup> Mesjasz-Przybylowicz J., Balkwill K., Przybylowicz W.J., An-negam H.J. Proton microprobe and X-ray fluorescence investigation of nickel distribution in serpentine flora from South Africa. *Nucl. Instr. Meth. Phys. Res. B* 1994. Vol. 89. P. 208–212.
- <sup>2601</sup> Kramer U. The plants that suck up metal. *German Research*. 2018. Vol. 40. № 3. P. 19–23.
- <sup>2602</sup> Uhlig C., Junttila O. Airborne heavy metal pollution and its effects on foliar elemental composition of *Empetrum hermaphroditum* and *Vaccinium myrtillus* in S r-Varanger, northern Norway. *Environmental Pollution*. 2001. Vol. 114. P. 461–469.
- <sup>2603</sup> Юрков А.П., Якоби Л.М., Дзюбенко Н.И. Полиморфизм популяции Павловская люцерны хмелевидной по показателям продуктивности, микоризации и эффективности симбиоза с *Glomus intraradices*. *Сельскохозяйственная биология*. 2011. № 3. С. 65–70.
- <sup>2604</sup> Якоби Л.М., Кукалев А.С., Ушаков К.В., Цыганов В.Е., Проворов Н.А., Борисов И.А. Полиморфизм форм гороха посевного по эффективности симбиоза с эндомикоризным грибом *Glomus* sp. в условиях инокуляции ризобиями. *Сельскохозяйственная биология*. 2000. № 3. С. 94–102.
- <sup>2605</sup> Uhlig C., Salemaa M., Vanha-Majamaa I., Derome J. Element distribution in *Empetrum nigrum* microsites at heavy metal contaminated sites in Harjavalta, western Finland. *Environmental Pollution*. 2001. Vol. 112. P. 435–442.
- <sup>2606</sup> US Dept of Energy Summary report of a workshop on phytoremediation research needs. DOE/EM-0224. USA, VA-Springfield: National Technical Information Service. 1994. 68 p.
- <sup>2607</sup> Leyval C., Turnau K., Haselwandter K. Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: Physiological, ecological and applied aspects. *Mycorrhiza*. 1997. Vol. 7. № 3. P. 139–141.
- <sup>2608</sup> Vazquez M.D., Barcelo J., Poschenreider C.H., Madico J., Hatton P., Baker A.J.M., Cope G.H. Localization of zinc and cadmium in *Thlaspi caerulescens* (Brassicaceae), a metallophyte that can hyperaccumulate both metals. *Journal of Plant Physiology*. 1992. Vol. 140. P. 350–355.

- <sup>2609</sup> Алексеев, Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Ленинград: Агропромиздат. Ленинградское отделение. 1987. С. 55–62.
- <sup>2610</sup> Tsyganov V.E., Belimov A.A., Borisov A.I., Safronova V.I., Georgi M., Dietz K.J., Tikhonovich I.A. A chemically induced new pea (*Pisum sativum*) mutant SGECdt with increased tolerance to, and accumulation of, cadmium. *Annals of Botany*. 2007. Vol. 99. № 2. P. 227–237.
- <sup>2611</sup> Belimov A.A., Dietz K.J. Effect of associative bacteria on element composition of barley seedlings grown in solution culture at toxic cadmium concentrations. *Microbiology Research*. 2000. Vol. 155. № 2. P. 113–121.
- <sup>2612</sup> Rajkumar M., Sandhya S., Prasad M.N.V., Freitas H. Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation. *Biotechnology Advances*. 2012. Vol. 30. № 6. P. 1562–1574.
- <sup>2613</sup> Mesjasz-Przybylowicz J., Przybylowicz W., Ostachowicz B., Augustyniak M., Nakonieczny M., Migula P. Trace elements in the chrysomelid beetle (*Chrysolinapardalina*) and its Ni-hyperaccumulating host-plant (*Berkheya cod-dii*). *Fresen Environ. Bull.* 2002. Vol. 11. P. 78–84.
- <sup>2614</sup> Ермилова Е.В. Молекулярные аспекты адаптации прокариот. Санкт-Петербург: Изд-во СПб. Ун-та. 2007. 352 с.
- <sup>2615</sup> Blaudez D. Differential responses of ectomycorrhizal fungi to heavy metals in vitro. *Mycological Research*. 2000. Vol. 104. № 11. P. 1366–1371.
- <sup>2616</sup> Cánovas D., Cases I., De Lorenzo V. Heavy metal tolerance and metal homeostasis in *Pseudomonas 105 putida* as revealed by complete genome analysis. *Environmental Microbiology*. 2003. Vol. 5. № 12. P. 1242–1256.
- <sup>2617</sup> Mishra D., Kar M. Nickel in plant growth and metabolism. *The Botanical Review*. 1974. Vol. 40. P. 395–452.
- <sup>2618</sup> Hu N., Zhao B. Key genes involved in heavy-metal resistance in *Pseudomonas putida* CD<sub>2</sub>. *FEMS Microbiology Letters*. 2007. Vol. 267. № 1. P. 17–22.
- <sup>2619</sup> Robinson B., Russell C., Hedley M., Clothier B. Cadmium adsorption by rhizobacteria: Implications for New Zealand pastureland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 2001. Vol. 87. № 3. P. 315–321.
- <sup>2620</sup> Mesjasz-Przybylowicz J., Przybylowicz W.J., Pineda C.A. Nuclear microprobe studies of elemental distribution in apical leaves of the Ni hyperaccumulator *Berkheya coddii*. *South African Journal of Science*. 2001. Vol. 97. P. 591–593.
- <sup>2621</sup> Pishchik V.N., Vorobyev N.I., Chernyaeva I.I., Timofeeva S.V., Kozhemyakov A.P., Alexeev Y.V., Lukin S.M. Experimental and mathematical simulation of plant growth promoting rhizobacteria and plant interaction under cadmium stress. *Plant and Soil*. 2002. Vol. 243. № 2. P. 173–186.
- <sup>2622</sup> Lingua G., Bona E., Todeschini V., Cattaneo C., Marsano F., Berta G., Cavaletto M. Effects of heavy metals and arbuscular mycorrhiza on the leaf proteome of a selected poplar clone: A time course analysis. *PLoS One*. 2012. Vol. 110 7 № 6. P. 1–25.
- <sup>2623</sup> Siciliano S.D., Germida J.J. Mechanisms of phytoremediation: biochemical and ecological interactions between plants and bacteria. *Environmental Reviews*. 1998. Vol. 6. № 1. P. 65–79.
- <sup>2624</sup> Colpaert J.V., van Assche J.A. Heavy metal tolerance in some ectomycorrhizal fungi. *Functional Ecology*. 1987. Vol. 1. P. 415–421.



- 
- <sup>2625</sup> Weissenhorn I., Glashoff A., Leyval C., Berthelin J. Differential tolerance to Cd and Zn of arbuscular mycorrhizal (AM) fungal spores isolated from heavy metal-polluted and unpolluted soils. *Plant and Soil*. 1994. Vol. 167. № 2. P. 189–196.
- <sup>2626</sup> Brown M.T., Wilkins D.A. Zinc tolerance in *Betula*. *New Phytologist*. 1985. Vol. 99. № 1. P. 91–100.
- <sup>2627</sup> Boutigny S. HMA1 and PAA1, two chloroplast-envelope PIBATPases, play distinct roles in chloroplast copper homeostasis. *Journal of Experimental Botany*. 2014. Vol. 65(6). P. 1529–1540.
- <sup>2628</sup> Tichelen K.K., Vanstraelen T., Colpaert J.V. Van Nutrient uptake by intact mycorrhizal *Pinus sylvestris* seedlings: a diagnostic tool to detect copper toxicity. *Tree Physiology*. 1999. Vol. 19. № 3. P. 189–196.
- <sup>2629</sup> Jones M.D., Hutchinson T.C. Nickel toxicity in mycorrhizal birch seedlings infected with *Lactarius rufus* or *Scleroderma flavidum*. Effects on growth, photosynthesis, respiration and transpiration. *New Phytologist*. 1988. Vol. 108. № 4. P. 451–452.
- <sup>2630</sup> Mohanty N., Vass I., Demeter S. Impairment of photosystem II activity at the level of secondary quinone electron-acceptor in chloroplasts treated with cobalt, nickel and zinc ions. *Physiologia Plantarum*. 1989. Vol. 76. P. 386–390.
- <sup>2631</sup> Jones M., Hutchinson T.C. The Effect of Mycorrhizal Infection on the Response of *Betula Papyrifera* to Nickel and Copper. *New Phytologist*. 1986. Vol. 102. P. 429–442.
- <sup>2632</sup> Jentschke G., Winter S., Godbold D.L. Ectomycorrhizas and cadmium toxicity in Norway spruce seedlings. *Tree Physiology*. 1999. Vol. 19. № 1. P. 23–30.
- <sup>2633</sup> Bellion M. Extracellular and cellular mechanisms sustaining metal tolerance in ectomycorrhizal fungi. *FEMS Microbiol. Letters*. 2006. Vol. 254. № 2. P. 173–181.
- <sup>2634</sup> Buscot F. Implication of evolution and diversity in arbuscular and ectomycorrhizal symbioses. *Journal of Plant Physiology*. 2015. Vol. 172. P. 55–61.
- <sup>2635</sup> Soares C.R.F.S., Siqueira J.O. Mycorrhiza and phosphate protection of tropical grass species against heavy metal toxicity in multi-contaminated. *Biology and Fertility of Soils*. 2008. Vol. 44. № 6. P. 833–841.
- <sup>2636</sup> Verbruggen N., Hermans C., Schat H. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. *New Phytologist*. 2009. Vol. 181. P. 759–776.
- <sup>2637</sup> Hildebrandt U., Regvar M., Bothe H. Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. *Phytochemistry*. 2007. Vol. 68. № 1. P. 139–146.
- <sup>2638</sup> Yadav S.K. Heavy metals toxicity in plants: an overview on the role of glutathione and phytochelatins in heavy metal stress tolerance of plants. *South African Journal of Botany*. 2010. Vol. 76. № 2. P. 167–179.
- <sup>2639</sup> Yang X., Feng Y., He Z., Stoffella P.J. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 2005. Vol. 18. № 4. P. 339–353.
- <sup>2640</sup> Colpaert J.V., Van Assche J.A. Zinc toxicity in ectomycorrhizal *Pinus sylvestris*. *Plant and Soil*. 1992. Vol. 143. № 2. P. 201–211.
- <sup>2641</sup> Colpaert J.V., Van Assche J.A. The Effects Of Cadmium On Ectomycorrhizal *Pinus sylvestris* L. *New Phytologist*. 1993. Vol. 123. № 2. P. 325–333.
- <sup>2642</sup> Janoušková M., Pavlíková D., Vosátka M. Potential contribution of arbuscular mycorrhiza to cadmium immobilisation in soil. *Chemosphere*. 2006. Vol. 65. № 11. P. 1959–1965.

- <sup>2643</sup> Meharg A.A. The mechanistic basis of interactions between mycorrhizal associations and toxic metal cations. *Mycological Research*. 2003. Vol. 107. № Pt 11. P. 1253–1265.
- <sup>2644</sup> Jentschke G., Fritz E., Godbold D.L. Distribution of lead in mycorrhizal and nonmycorrhizal Norway spruce seedlings. *Physiologia Plantarum*. 1991. Vol. 81. P. 417–422.
- <sup>2645</sup> Denny H.J., Wilkins D.A. Zinc Tolerance in *Betula* spp. IV. The Mechanism of Ectomycorrhizal Amelioration of Zinc Toxicity. *New Phytologist*. 1987. Vol. 106. № 3. P. 545–553.
- <sup>2646</sup> Courbot M., Diez L., Ruotolo R., Chalot M., Leroy P. Cadmium-responsive thiols in the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus*. *Applied and Environmental Microbiology Journal*. 2004. Vol. 70. № 12. P. 7413–7417.
- <sup>2647</sup> Frey B., Zierold K., Brunner I. Extracellular complexation of Cd in the Hartig net and cytosolic Zn sequestration in the fungal mantle of *Picea abies* – *Hebeloma crustuliniforme* ectomycorrhizas. *Plant, Cell & Environment*. 2000. Vol. 23. № 11. P. 1257–1265.
- <sup>2648</sup> Ott T., Fritz E., Polle A., Schützendübel A. Characterisation of antioxidative systems in the ectomycorrhizabuilding basidiomycete *Paxillus involutus* (Bartsch) Fr. and its reaction to cadmium. *FEMS Microbiology Ecology*. 2002. Vol. 42 № 3. P. 359–366.
- <sup>2649</sup> Adriaensen K., Vrålstad T., Noben J.P., Vangronsveld J., Colpaert J.V. Copper-adapted *Suillus luteus*, a symbiotic solution for pines colonizing Cu mine spoils. *Applied and Environmental Microbiology*. 2005. Vol. 71. № 11. P. 7279–7284.
- <sup>2650</sup> Andrade S.A.L., da Silveira A.P.D., Jorge R.A., de Abreu M.F. Cadmium accumulation in sunflower plants influenced by arbuscular mycorrhiza. *International Journal of Phytoremediation*. 2008. Vol. 10. № 1. P. 1–5.
- <sup>2651</sup> McIlveen W.D., Negusanti J.J. Nickel in the terrestrial environment. *Science of the Total Environment*. 1994. Vol. 148. P. 109–138.
- <sup>2652</sup> Robinson B. Soil amendments affecting nickel and cobalt uptake by *Berkheya coddii*: potential use for phytomining and phytoremediation. *Annals of Botany*. 1999. Vol. 84. № 6. P. 689–694.
- <sup>2653</sup> Upadhyaya H., Panda S.K., Bhattacharjee M.K., Dutta S. Role of arbuscular mycorrhiza in heavy metal tolerance in plants: prospects for phytoremediation. *Mycorrhiza*. 2010. Vol. 2. № 7. P. 16–27.
- <sup>2654</sup> Verdugo C., Sánchez P., Santibáñez C., Urrestarazu P., Bustamante E., Silva Y., Gourdon D., Ginocchio R. Efficacy of lime, biosolids, and mycorrhiza for the phytostabilization of sulfidic copper tailings in Chile: a greenhouse experiment. *International Journal of Phytoremediation*. 2011. Vol. 13. № 2. P. 107–125.
- <sup>2655</sup> Vogel-Mikus K. Arbuscular mycorrhiza as a tolerance strategy in metal contaminated soils: prospects in phytoremediation, 2006. 56 p.
- <sup>2656</sup> Yu X.Z., Cheng J.M., Wong M.H. Earthworm-mycorrhiza interaction on Cd uptake and growth of ryegrass. *Soil Biology and Biochemistry*. 2005. Vol. 37. № 2. P. 195–201.
- <sup>2657</sup> Zaidi S., Usmani S., Singh B.R., Musarrat J. Significance of *Bacillus subtilis* strain SJ-101 as a bioinoculant for concurrent plant growth promotion and nickel accumulation in *Brassica juncea*. *Chemosphere*. 2006. Vol. 64. № 6. P. 991–997.
- <sup>2658</sup> Awad F., Romheld V. Mobilization of heavy metals from contaminated calcareous soils by plant born, microbial and synthetic chelators and their uptake by wheat plants. *Journal of Plant Nutrition*. 2000. Vol. 23. P. 1847–1855.
- <sup>2659</sup> Илялетдинов А.Н. Микробиологическое превращение металлов. Алма-Ата: Наука, 1984. 267 с.

- <sup>2660</sup> Gadd G.M. Heavy metal accumulation by bacteria and other microorganisms. *Experientia*. 1990. Vol. 46. № 8. P. 834–840.
- <sup>2661</sup> Mesjasz-Przybyłowicz J., Przybyłowicz W.J., Rama D.B.K., Pineda C.A. Elemental distribution in *Senecio anom-alo-chrous*, a Ni hyperaccumulator from South Africa. *South African Journal of Science*. 2001. Vol. 97. P. 593–595.
- <sup>2662</sup> Yang Z., Wang Z.-L., Li B.-W., Zhang R.-F. Promotion effects of microorganisms on phytoremediation of heavy metals-contaminated soil. *Journal of Applied Ecology*. 2009. Vol. 20. № 8. P. 2025–2031.
- <sup>2663</sup> Ullah A., Heng S., Munis M.F.H., Fhad S., Yang X. Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growth promoting (PGP) bacteria: a review. *Environmental and Experimental Botany*. 2015. Vol. 117. P. 28–40.
- <sup>2664</sup> Gao Y., Miao C., Wang Y., Xia J., Zhou P. Metal-resistant microorganisms and metal chelators synergistically enhance the phytoremediation efficiency of *Solanum nigrum* L. in Cd- and Pb-contaminated soil. *Environmental Technology*. 2012 Vol. 33. № 10–12. P. 1383–1389.
- <sup>2665</sup> Jurkiewicz A., Orłowska E., Anielska T., Godzik B., Turnau K. The influence of mycorrhiza and EDTA application on heavy metal uptake by different maize varieties. *Acta biologica Cracoviensia. Series botanica*. 2004. Vol. 46. P. 7–18.
- <sup>2666</sup> Aditi T., Pooja S., Nathiya T., Anand P.R. Bio-mining: a revolutionizing technology for a safer and greener environment. *International Journal of Recent Scientific Research*. 2014. Vol. 5. № 9. P. 1624–1632.
- <sup>2667</sup> Rawlings D.E. Heavy metal mining using microbes. *Annual Review of Microbiology*. 2002. Vol. 56. P. 65–91.
- <sup>2668</sup> Siddiqui M.H., Kumar A., Kesari K., Arif Jama M. Biomining – A Useful Approach Toward Metal Extraction. *American Society of Agronomy*. 2009. Vol. 2. № 2. P. 84–88.
- <sup>2669</sup> Lodewyckx C., Mergeay M., Vangronsveld J., Clijsters H., Van der Lelie D. Isolation, characterization, and identification of bacteria associated with the zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* subsp. *calaminaria*. *International Journal of Phytoremediation*. 2002. Vol. 4. № 2. P. 101–115.
- <sup>2670</sup> Milner M.J., Kochian L.V. Investigating heavy-metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Annals of Botany*. 2008. Vol. 102. № 1. P. 3–13.
- <sup>2671</sup> Mesjasz-Przybyłowicz J., Balkwill K., Przybyłowicz W.J., An-negard H.J., Rama D.B.K. Similarity of nickel distribution in leaf 189 tissue of two distantly related hyperaccumulating species. In: van der Maesen LJG, XM van der Burgt, JM van Medenbach de Rooy (eds), *The biodiversity of African plants*. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands. 1996. P. 331–335.
- <sup>2672</sup> Bennisse R. et al. Rhizosphere bacterial populations of metallophyte plants in heavy metal-contaminated soils from mining areas in semiarid climate. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 2004. Vol. 20. № 7. P. 759–766.
- <sup>2673</sup> Abou-Shanab R.I., Delorme T.A., Angle J.S., Chaney R.L., Ghanem K., Moawad H., Ghazlan H.A. Phenotypic characterization of microbes in the rhizosphere of *Alyssum murale*. *International Journal of Phytoremediation*. 2003. Vol. 5. № 4. P. 367–379.
- <sup>2674</sup> Whiting S.N., De Souza M.P., Terry N. Rhizosphere bacteria mobilize Zn for hyperaccumulation by *Thlaspi caerulescens*. *Environmental Science & Technology*. 2001. Vol. 35. № 15. P. 3144–3150.
- <sup>2675</sup> Técher D., Laval-Gilly P., Henry S., Bennisroune A., For-manek P., Martinez-Chois C., D’Innocenzo M., Muanda F., Dicko A., Rejšek K., Falla J. Contribution of *Miscanthus x*

---

giganteus root exudates to the biostimulation of PAH degradation: An in vitro study. *Science of The Total Environment*. 2011. Vol. 409(20). P. 4489–4495.

<sup>2676</sup> Ortíz-Castro R., Contreras-Cornejo H.A., Macías-Rodríguez L., López-Bucio J. The role of microbial signals in plant growth and development. *Plant Signaling & Behavior*. 2009. Vol. 4. № 8. P. 701–712.

<sup>2677</sup> Glick B.R., Todorovic B., Czarny J., Cheng Z., Duan J., McConkey B. Promotion of plant growth by bacterial ACC deaminase. CRC. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 2007. Vol. 26. № 5–6. P. 227–242.

<sup>2678</sup> Burd G.I., Dixon D.G., Glick B.R. A plant growth-promoting bacterium that decreases nickel toxicity in seedlings. *Applied and Environmental Microbiology*. 1998. Vol. 64. № 10. P. 3663–3668.

<sup>2679</sup> Safronova V.I., Stepanok V.V., Engqvist G.L., Alekseyev Y.V., Belimov A.A. Root associated bacteria containing 1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase improve growth and nutrient uptake by pea genotypes cultivated in cadmium supplemented soil. *Biology and Fertility of Soils*. 2006. № 42. P. 269.

<sup>2680</sup> Bullitta S. Characterization of plant-microbe associations from a heavy metal polluted area in SW Sardinia in view of their use in phytoremediation Parma, Italy. 2010. 147 p.

<sup>2681</sup> Belimov A.A., Safronova V.I., Sergeyeva T.A., Egorova T.N., Matveyeva V.A., Tsyganov V.E., Borisov A.Y., Tikhonovich I.A., Kluge C., Preisfeld A., Dietz K.J., Stepanok V.V. Characterization of plant growth promoting rhizobacteria isolated from polluted soils and containing 1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase. *Canadian Journal of Microbiology*. 2001. Vol. 47. № 7. P. 642–652.

<sup>2682</sup> Safronova V.I. Use of legume-microbe symbiosis for phytoremediation of heavy metal polluted soils: advantages and potential problems. New York: Nova Science Publishers Inc., 2011. P. 120–131.

<sup>2683</sup> Christie P., Li, B.X. Chen L. Arbuscular mycorrhiza can depress translocation of zinc to shoots of host plants in soils moderately polluted with zinc. *Plant and Soil*. 2004. Vol. 261. № 1–2. P. 209–217.

<sup>2684</sup> Harley J.L. The significance of mycorrhiza. *Mycological Research*. 1989. Vol. 92. № 2. P. 129–139.

<sup>2685</sup> Khan A.G. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 2005. Vol. 18. № 4. P. 355–364.

<sup>2686</sup> Kacprzak M., Fijałkowski K. Mycorrhiza and sewage sludge effect on biomass of sunflower and willow during phytoremediation of degraded terrains within zinc foundry zone. *Environmental Protection Engineering*. 2009. Vol. 35. № 2. P. 181–187.

<sup>2687</sup> Wenzel W.W. Rhizosphere processes and management in plant-assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. *Plant and Soil*. 2009. Vol. 321. № 1–2. P. 385–408.

<sup>2688</sup> Safronova V.I. Use of legume-microbe symbiosis for phytoremediation of 113 heavy metal polluted soils: advantages and potential problems. New York: Nova Science Publishers Inc., 2011. P. 612–621.

<sup>2689</sup> van Straalen N.M., Ernst W.H.O. Metal biomagnification may endanger species in critical pathways. *Oikos*. 1991. Vol. 62. P. 255–256.

<sup>2690</sup> Vergnano O. Primi dati sulla localizzazione del nichel in *Alyssum bertolonii* Desv. *Giornale Botanico Italiano*. 1967. Vol. 101. P. 59–60.

- <sup>2691</sup> He S., Yang X., Baligar V.C. Mechanisms of nickel uptake and hyperaccumulation by plants and implications for soil remediation. *Advances in Agronomy*. 2012. Vol. 117. P. 117–189.
- <sup>2692</sup> Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем / Под ред. М.А. Глазковской. М. Наука. 1988. 264 с.
- <sup>2693</sup> Иларионов С.А., Назаров А.В., Калачникова И.Г. Роль микромицетов в фитотоксичности нефтезагрязненных почв. *Экология*. 2004. №5. С. 341–346.
- <sup>2694</sup> Атлас родовищ нафти і газу. УНГА. Львів. 1999. Частина 3. Р. 256–258.
- <sup>2695</sup> Мінеральні ресурси України. Київ. Державне науково-виробниче підприємство «Державний інформаційний геологічний фонд України». 2014. Р. 103–105.
- <sup>2696</sup> Балюк С.А., Медведєв В.В., Мірошніченко М.М., Скрильник Є.В., Тимченко Д.О., Фатєєв А.І, Христенко А.О., Цапко Ю.Л. Екологічний стан ґрунтів України. *Український географічний журнал*. 2012. № 2. С. 40.
- <sup>2697</sup> Атлас родовищ нафти і газу. УНГА. Львів. 1999. Частина 2. Р. 261–263.
- <sup>2698</sup> Крупський Ю.З., Куровець І.М., Сеньковський Ю.М. Нетрадиційні джерела вуглеводнів України. Кн. 2: Західний нафтогазоносний регіон. К.: Ніка-Центр. 2014. 400 с.
- <sup>2699</sup> Атлас родовищ нафти і газу. УНГА. Львів. 1999. Частина 5. Р. 264–267.
- <sup>2700</sup> Мінеральні ресурси України. Київ. Державне науково-виробниче підприємство «Державний інформаційний геологічний фонд України». 2014. Р. 111–114.
- <sup>2701</sup> Атлас родовищ нафти і газу. УНГА. Львів. 1999. Частина 1. Р. 270–272.
- <sup>2702</sup> Мінеральні ресурси України. Київ. Державне науково-виробниче підприємство «Державний інформаційний геологічний фонд України». 2014. Р. 118–120.
- <sup>2703</sup> Нетрадиційні джерела вуглеводнів України: Кн. IV. Східний нафтогазоносний регіон: аналітичні дослідження / Михайлов В.А., Вижва С.А., Загнітко В.М. та ін. К.: Ніка-центр, 2014. 431 с.
- <sup>2704</sup> Мінеральні ресурси України. Київ. Державне науково-виробниче підприємство «Державний інформаційний геологічний фонд України». 2014. Р. 122–124.
- <sup>2705</sup> Геннадієв А.Н., Пиковський Ю.И. Карти устойчивости почв к загрязнению нефтепродуктами и полициклическими ароматическими углеводородами: метод и опыт составления. *Почвоведение*. 2007. № 1. С. 80–92.
- <sup>2706</sup> Фарахова И.З. Агрехимические свойства и приемы рекультивации нефтезагрязненных серых лесных почв Предкамья Республики Татарстан: автореф. дисс. ... канд. с/х. наук: 06.01.04 / Фарахова Ильсия Закариевна. Казань, 2009. 25 с.
- <sup>2707</sup> Stallwood B., Shears J., Williams P.A., Hughes K.A. Low temperature bioremediation of oil-contaminated soil using biostimulation and bioaugmentation with a *Pseudomonas* sp. from maritime Antarctica. *Applied Microbiology*. 2005. Vol. 99. P. 794–802.
- <sup>2708</sup> Салангинас Л.А. Изменение агрохимических и агрофизических характеристик почвы под влиянием нефтяного загрязнения. Биологическая рекультивация нарушенных земель: материалы международного совещания. Екатеринбург: УрО РАН, 2003. С. 278–283.
- <sup>2709</sup> Геннадієв А.Н., Пиковський Ю.И., Флоровська В.Н. Геохимия полициклических ароматических углеводородов в горных породах и почвах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1996. 451 с.
- <sup>2710</sup> Габбасова И.М., Ситдииков Р.Н., Сулейманов Р.Р. Агроэкологический подход в системе рекультивации нефтезагрязненных земель. *Биологическая рекультивация нарушенных земель: материалы международного совещания*. Екатеринбург: УрО РАН. 2003. С. 52–60.

- <sup>2711</sup> Габов Д.Н., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М. Полициклические ароматические углеводороды в техногенно-нарушенных почвах. *Сохраним планету Земля: сборник докладов международного экологического форума*. СПб.: Центральный музей почвоведения им. В.В. Докучаева. 2004. С. 268–271.
- <sup>2712</sup> Клімова Н. Деякі питання методики оцінки стану забруднення ґрунтів унаслідок нафтогазовидобутку. *Вісник Львів. ун-ту. Серія географічна*. 2006. Вип. 33. С. 144–151.
- <sup>2713</sup> Русских И.В. Оценка остаточного нефтяного загрязнения в почвах. *Материалы V международной конференции «Химия нефти и газа»*. Томск, 2003. С. 42–49.
- <sup>2714</sup> Просяников Е.В., Смольский Е.В., Гуцаю А.С. Влияние загрязнения нефтью на почвы юго-запада нечерноземной зоны России. *Агрехимия*. 2012. №7. С. 74–86.
- <sup>2715</sup> Деградация и охрана почв: монография / Под общей ред. Акад. РАН Г.В. Добровольского. М.: Изд-во МГУ, 2002. 654 с.
- <sup>2716</sup> Heusem M.E. Incomplete hydrocarbon biodegradation in contaminated soils: Limitations in bioavailability or inherent recalcitrance bioremediation. 1997. *Environmental Technology*. № 1. P. 27–39.
- <sup>2717</sup> Puustinen J., Jurgensen K.S., Strandberg T., Suortti A.M. Bioremediation of oil-contaminated soil from service stations. *Environmental Pollution*. 2000. С. 245–254.
- <sup>2718</sup> Гузев В.С., Левин С.В. Техногенные изменения сообщества почвенных микроорганизмов. Перспективы развития почвенной биологии: труды всероссийской конференции. М.: Макс-Пресс. 2001. С. 178–219.
- <sup>2719</sup> Киреева Н.А., Водопьянов В.В., Григориади А.С., Онегова Т.С. Моделирование процессов биоремедиации нефтезагрязненных почв. Окружающая среда и устойчивое развитие регионов: новые методы и технологии исследований. Том III: Моделирование в охране окружающей среды. Общая экология и охрана биоразнообразия; под ред. проф. Скворцова Э.В. и проф. Роговой Т.В. Казань: Издательство «Бриг». 2009. С. 40–43.
- <sup>2720</sup> Atlas R.M. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective. *Microbiology Research*. 1981. Vol. 45. P.180–209.
- <sup>2721</sup> Portable A., Trovato A., McCarthy K., Uhler A., Andreotti G. In: Alleman, B.C., Leeson, A Degradation of saturated and polycyclic aromatic hydrocarbons and formation of their metabolites in bioremediated crude oil-containing soils. In *Situ and Onsite Bioremediation: Vol. 1*. Battelle Press, Columbus. OH 1997. P. 505–510.
- <sup>2722</sup> Baek K.H., Byung-Dae Y., Byung-Hyuk K., Dae-Hyun C., In-Sook L., Hee-Mock O., Hee-Sik V. Monitoring of microbial diversity and activity during bioremediation of crude oil contaminated soil with different treatments. *Microbiology Biotechnology*. 2007. Vol. 17. P. 67–73.
- <sup>2723</sup> Ahn J.H., Kim M.S., Kim M.C., Lim J.S., Lee G.T., Yun J.K., Kim T., Ka J.O. Analysis of bacterial diversity and community structure in forest soils contaminated with fuel hydrocarbon. *Microbiology Biotechnology*. 2006. P. 704–715.
- <sup>2724</sup> Rosenberg E., Balows A., Trueper H.P., Dworkin M., Harder W., Schleifer K.H. The hydrocarbon-oxidizing bacteria. *The Prokaryotes*. Springer – Verlag, New York. 2010. P. 446–459.
- <sup>2725</sup> Леднев А.В. Изменение свойств дерново-подзолистых суглинистых почв под действием загрязнения продуктами нефтедобычи и приемы их рекультивации: автореф. дис. ... доктора с-х. наук: 06.01.03 / Леднев Андрей Викторович. Ижевск, 2008. 43 с.
- <sup>2726</sup> Данилишин Б.М., Хвесик, Голян В.А. Економіка природокористування: підручник. К.: М.А. Кондор, 2010. 456 с.

- <sup>2727</sup> Курманбаев А.А., Айткельдиева С.А., Файзуллина Э.Р. Диагностическое значение микрофлоры почв для оценки состояния нефтезагрязненных почв. Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред: тезисы докладов международной конференции. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний. 2013. 118 с.
- <sup>2728</sup> Гендрин А.Г., Надаховская Г.А., Сидоренко Т.Н., Мыльников Ю.П. Экологическое сопровождение нефтегазовых месторождений. Новосибирск, 2005. 112 с.
- <sup>2729</sup> Чеботарь В.К., Петров В.Б., Шапошников А.И., Кравченко Л.В. Биохимические критерии оценки агрономически значимых свойств бактерий, используемых при создании микробиологических препаратов. *Сельскохозяйственная биология*. 2011. №3. С.119–122.
- <sup>2730</sup> Мязин В.А. Разработка способов повышения эффективности биоремедиации почв кольского севера при загрязнении нефтепродуктами (в условиях модельного эксперимента). Дис. канд. тех. наук: 03.02.08 / Мязин Владимир Алевсандрович. Апатиты. 2014. С. 16–19.
- <sup>2731</sup> El-Sheekh M.M., El-Naggar A.H., Osman M.E.H., Haieder A. Comparative Studies on the Green Algae *Chlorella Homosphaera* and *Chlorella Vulgaris* with to Oil Pollution in the River Nile. *Plant and Soil*. 2004. Vol. 267. P. 191–206.
- <sup>2732</sup> Смольникова В.В. Влияние нефтяного загрязнения на почвенный биоценоз. *XXXVII научно-техническая конференция по итогам работы профессорско-преподавательского состава СевКавГТУ за 2007 год*. Том 1. Естественные и точные науки. Технические и прикладные науки: материалы конференции. Ставрополь: СевКавГТУ, 2008. 236 с.
- <sup>2733</sup> Винник В.В. Влияние влажности субстрата на выживаемость дождевых червей в нефтезагрязненных почвах. *XXXIV научнотехническая конференция по результатам работы профессорскопреподавательского состава, аспирантов и студентов СевКавГТУ за 2004 год: материалы конференции*. Ставрополь: СевКавГТУ, 2005. С. 54
- <sup>2734</sup> Кузьмин Е.В. Скорость закапывания и выживаемость дождевых червей в условиях нефтяного загрязнения различной интенсивности. *Актуальные проблемы экологии Ярославской области: материалы IV научно-практической конференции*. Вып. 4. Том 1. Ярославль: Издание ВВО РАЭ, 2008. 332 с.
- <sup>2735</sup> Елин Е.С. Биогеохимическая трансформация нефти – загрязнителя и болотного биогеоценоза при их взаимодействии. *Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения*. Тюмень: Изд-во ИПОС СО РАН, 2002. № 3. С. 153–166.
- <sup>2736</sup> Григориади А.С. Оценка эффективности применения биопрепаратов и фитомелиорантов в биоремедиации нефтезагрязненных почв: автореф. дис. канд. биол. наук: 03.01.06, 03.02.08 / Григориади Анна Сергеевна. Уфа. 2010. 24 с.
- <sup>2737</sup> Зейферт Д.В., Гамерова Л.М. Характер зависимости между концентрацией нефти в почве и ее токсичностью. *Экологический вестник России*. 2012. №12. С. 16–19.
- <sup>2738</sup> ГОСТ 17.1.4.0180. Общие требования к методам определения нефтепродуктов в природных и сточных водах. Москва, 1983. 2 с.
- <sup>2739</sup> Назаров А.В., Иларионов С.А. Изучение причин фитотоксичности нефтезагрязненных почв. *Письма в международный научный журнал «Альтернативная энергетика и экология»*. 2005. №1. С. 60–65.
- <sup>2740</sup> Салангинас Л.А. Оценка эффективности применения сидеральных культур в биорекультивации загрязненных нефтью земель. *Биологическая рекультивация нарушенных земель: материалы международного совещания*. Екатеринбург: УрО РАН. 2003. С. 193–195.

- <sup>2741</sup> Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / Под ред. О. П. Мелехова, Е. И. Сераульцева. М.: Издательский центр «Академия», 2010. 288 с.
- <sup>2742</sup> Dominguez-Rosado E., Pichtel J., Coughlin M. Phytoremediation of Soil Contaminated with Used Motor Oil: Enhanced Microbial Activities from Laboratory and Growth Chamber Studies. *Environmental Engineering Science*. 2004. Vol. 21. № 2. P. 157–168.
- <sup>2743</sup> Денисова А.П., Архипова Н.С., Халилова А.Ф., Зарипова С.К., Бреус В.А., Бреус И.П. Влияние загрязнения дизельным топливом на устойчивость культур и биологическую активность выщелоченного чернозема. *Агрехимия*. 2011. №2. С. 41–50.
- <sup>2744</sup> Кулагин Н.В., Архипова Н.С., Бреус И.П. Оценка фитотоксичности УВ разной химической природы при их прямом контакте с семенами и опосредованно через почву. *Вестник ТГТУ*. 2011. №4 (26). С. 70–75.
- <sup>2745</sup> Васильконов Е.С. Особенности рекультивации нефтезагрязненных почв Западной Сибири (на примере территории Среднего Приобья): автореф. дис. канд. биол. наук: 03.00.27, 03.00.16 / Васильконов Егор Сергеевич. М., 2009. 26 с.
- <sup>2746</sup> Чижов Б.Е., Долингер В.А., Захаров А.И. Особенности нефтяного загрязнения территории ХантыМансийского автономного округа. *Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения*. 2007. № 8. С. 15.
- <sup>2747</sup> Процько Я.І. Вплив нафти та нафтопродуктів на ґрунтовий покрив. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2010. № 2. С. 189–191.
- <sup>2748</sup> Heikkila J.J., Papp J.E.T., Schults G.A., Bewley J.D. Induction of heat-shock protein messenger RNA in maize mezocotyles by water stress, ABA and wounding. *Plant Physiology*. 1984. Vol. 76(1). P. 270–274.
- <sup>2749</sup> Етеревская Л.В., Яранцева Л.Д. О влиянии на растения загрязнений почвы при бурении и разведке на нефтью и газ. *Растения и промышленная среда: Матер. 3 научной конф.* Киев: Наукова думка, 1976. С. 73–75.
- <sup>2750</sup> Киреева Н.А., Кузьяхметов Г.Г., Мифтахова А.М., Водопьянов В.В. Фитотоксичность антропогенно-загрязненных почв. Уфа: Гилем. 2003. 266 с.
- <sup>2751</sup> Шилова И.И. Биологическая рекультивация нефтезагрязненных земель в условиях таежной зоны. *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем*: сб. ст. М.: Наука, 1988. С. 159–168.
- <sup>2752</sup> Гилязов М.Ю., Гайсин И.А. Агроэкологическая характеристика и приемы рекультивации нефтезагрязненных черноземов Республики Татарстан. Казань: Фэн, 2003. 228 с.
- <sup>2753</sup> Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей сред. М.: Изд-во МГУ, 1993. 207 с.
- <sup>2754</sup> Palmroth M.R.T., Pichtel J., Puhakka J.A. Phytoremediation of subarctic soil contaminated with diesel fuel. *Bioresource Technology*. 2002. Vol. 84. P. 221–228.
- <sup>2755</sup> Adam G., Duncan H. Influence of diesel fuel on seed germination. *Environmental Pollution*. 2003. Vol. 120. P. 363–370.
- <sup>2756</sup> Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы: *Функционально-экологический подход*. М.: Наука, 2000. 185 с.
- <sup>2757</sup> Гайнутдинов М.З. Рекультивация нефтезагрязненных земель лесостепной зоны Татарии. *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем*: сборник статей. М.: Наука, 1988. С. 177–197.



- <sup>2758</sup> Гилязов М.Ю. Агроэкологическая характеристика нарушенных при нефтедобыче черноземов и приемы их рекультивации в условиях Закамья Татарстана: автореф. дис. ... докт. с.-х. наук / М.Ю. Гилязов; Саратов. 1999. 42 с.
- <sup>2759</sup> Джафарова Ф.С. Влияние органических удобрений нефтяного происхождения на обмен веществ, рост и развитие хлопчатника: автореф. дисс. канд. биол. наук / Ф.С. Джафарова; АзербГУ. Баку, 1963. 20 с.
- <sup>2760</sup> Чупахина Г.Н., Масленников П.В. Адаптация растений к нефтяному стрессу. *Экология*. 2004. №5. С. 330–335.
- <sup>2761</sup> Ситдииков Р.В., Волокитин М.П. Экологические последствия загрязнения почв нефтью и нефтепромысловыми сточными водами. *Экология и почвы: Избр. лекции X всероссийской школы*. Пушкино, 2001. Т. IV. С. 325–329.
- <sup>2762</sup> Казакова Е.Н., Калачникова И.Г., Масливец Т.А. Биодegradация углеводов в нефтезагрязненной почве северной тайги//Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. Всесоюзн. школа: Тез. докл. Пу-щино, 1984. С. 84–85.
- <sup>2763</sup> Мищенко А.А. Сорбционное связывание углеводов почвами. *Технологии нефти и газа*. 2004. №1. С. 36–44.
- <sup>2764</sup> Петухов В.Н. Биотестирование почвы и воды, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, с помощью растений. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2000. Т. 36. №6. С. 652.
- <sup>2765</sup> Картавцева З.М., Ковель Э.З., Калганов В.А., Ляпунова Л.А. Деструкция дизельного топлива микроорганизмами в циркуляционных системах. *Микробиологический журнал*. 1989. Т. 51. № 4. С. 87–94.
- <sup>2766</sup> Merkl N., Schultze-Kraft R., Infante C. Phytoremediation in the tropics e influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids. *Environmental Pollution*. 2005. Vol. 138. P. 86–91.
- <sup>2767</sup> Исмаилов Н.М. Влияние нефтяного загрязнения на круговорот азота в почве. *Микробиология*. 1983. Т. 52. Вып. 6. С. 1003–1007.
- <sup>2768</sup> Hangovan K., Vivekanadan M. Effect of oil pollution on soil respiration and growth of *Vigna mungo* (L.) Hepper. *Science of the Total Environment*. 1992. Vol. 116. P. 187–194.
- <sup>2769</sup> Колосов И.И. Поглощительная деятельность корневых систем растений. М.: АН СССР. 1962. 387 с.
- <sup>2770</sup> Исмаилов Н.М. Микробиология и ферментативная активность нефтезагрязненных почв. Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем М.: Наука, 1988. С. 42–56.
- <sup>2771</sup> Mishra S.K., Evans W.J., Lacik J.I. Treatment of Salt Affected Soil in the Oil Field. SPE International Symposium on Oilfield Chemistry held in Houston, Texas, 16–19 February 1999. P. 152–158.
- <sup>2772</sup> Зименко Т.Г., Картыжова Л.Е. Влияние нефтяного загрязнения на биологическую активность дерново-подзолистой легкосуглинистой почвы. *Вестн. АН БССР. Сер. биол. наук*. 1986. № 6. С. 52–55.
- <sup>2773</sup> Звягинцев Д.Г. Биологическая активность почв и шкалы для оценки некоторых ее показателей. *Почвоведение*. 1978. № 6. С. 48–54.
- <sup>2774</sup> Куркина М. В., Дедков В. П., Климова Н. Б. Новые данные о некоторых группах микроорганизмов в почвах города Калининграда. *Вестник Российского государственного университета им. И. Канта*. 2004. Вып. 7. С. 90–97.

- <sup>2775</sup> Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф., Азнаурьян Д.К., Жаркова М.Г. Биодиагностика экологического состояния почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. Ростов-на-Дону: Изд-во ЗАО Ростиздат, 2007. 192 с.
- <sup>2776</sup> Андреева В.А. Фермент пероксидаза. М.: Наука, 1988. 110 с.
- <sup>2777</sup> Новоселова Е.И. Экологические аспекты трансформации ферментного пула почвы при нефтяном загрязнении и рекультивации: автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.27, 03.00.16 / Новоселова Евдокия Ивановна Воронеж, 2008. 43 с.
- <sup>2778</sup> Михайлова, А.А. Эколого-биологические особенности и подходы к нормированию загрязнения нефтепродуктами городской среды Архангельска: дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08 / Михайлова Анна Анатольевна. Архангельск. 2014. 158 с.
- <sup>2779</sup> Шорина Т.С. Влияние нефтяного загрязнения на биологическую активность почв Оренбургской области. *Вестник ОГУ*. 2009. № 6 (100). С. 651–653.
- <sup>2780</sup> Щемелинина Т.Н. Биологическая активность нефтезагрязненных почв Крайнего Севера на разных стадиях их восстановления и при рекультивации: автореф. диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук (на примере Усинского района Республики Коми): 03.00.27, 03.00.16 / Щемелинина Татьяна Николаевна. Воронеж. 2008. 24 с.
- <sup>2781</sup> Коронелли Т.В. Поступление углеводов в клетки организмов. Успехи микробиологии. 1980. Вып. 15. С. 99–111.
- <sup>2782</sup> Заушинцен А.С. Изменение свойств темно-серой лесной почвы в результате загрязнения нефтепродуктами и биодеструкции углеводов микробной ассоциацией: дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08 / Заушинцен Антон Сергеевич. Кемерово. 2014. 155 с.
- <sup>2783</sup> Вернигорова Н.А., Колесников С.И., Казеев К.Ш. Изменение биологической активности солончаков соровых Тамани в условиях загрязнения нефтью и тяжелыми металлами. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2016. Том 18. № 2(2). С. 591–593.
- <sup>2784</sup> Галиулин Р.В., Галиулина Р.А., Башкин В.Н., Акопова Г.С., Листов Е.Л., Балакирев И.В. Сравнительная оценка разложения углеводов газового конденсата и нефти в почве под действием биологических средств. *Агрехимия*. 2010. № 10. С. 52–58.
- <sup>2785</sup> Киреева Н.А., Мифтахова А.М., Кузяхметов Г.Г. Влияние нефтяного загрязнения почвы на рост и развитие звездчатки. *Фитотоксические и геоботанические исследования в европейской России: Мат. Всероссийской научной конференции*. Саратов, 2000. С. 206–209.
- <sup>2786</sup> Петряшин Л.Ф., Лисяний Г.Н., Тарасов Б.Г. Охорона довкілля в нафтовій та газовій промисловості. Львів: Вища школа, 1984. 188 с.
- <sup>2787</sup> Демиденко А.Я., Демуржан В.М. Пути восстановления нефтезагрязненных почв черноземной зоны Украины. Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. С. 197–206.
- <sup>2788</sup> Козлов К.А. Ферментативная активность почв как показатель их биологической активности. *Доклады сиб. почвоведов к VIII между. почвовед. конгрессу*. Новосибирск, 1964. С. 96–107.
- <sup>2789</sup> Кабиров Р.Р., Минибаев Р.Г. Влияние нефти на почвенные водоросли. *Почвоведение*. 1982. №1. С. 86–91.
- <sup>2790</sup> Андреева Т.А. Интегральная оценка воздействия нефтяного загрязнения на параметры химического и биологического состояния почв таежной зоны Западной

---

Сибири: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.27 / Андреева Татьяна Анатольевна. Томск. 2005. 15 с.

<sup>2791</sup> Киреева Н.А., Новоселова Е.Н., Кузяхметов Г.Г. Продуктивность сельскохозяйственных культур на нефтезагрязненных и рекультивируемых почвах. *Экологические проблемы Республики Башкортостан: Межвуз. сб. научн. тр.* Уфа, 1997. С. 293–299.

<sup>2792</sup> Пасынский А.Г. Биофизическая химия. 2–е изд. М.: Высшая школа, 1968. 432 с.

<sup>2793</sup> Плешакова Е.В., Кабанцева Е.Г., Черновол В.С. Использование дегидрогеназной активности нефтезагрязненных почв для мониторинга биоремедиации. *Актуальные проблемы биоэкологии: сборник матер. междунар. научно-практ. конференции.* Москва. 2008. С.177–179.

<sup>2794</sup> Кутузова, И.В., Колесников С.И., Казеев К.Ш., Акименко Ю.В., Козунь Ю.С., Мясникова М.А., Налета Е.В., Цалоева А.С., Черникова М.П. Динамика восстановления биологических свойств чернозема обыкновенного, загрязненного нефтью [Электронный ресурс]. *Научный журнал КубГАУ.* 2014. № 104(10). Режим доступа: <http://ej.kubagro.ru/2014/10/pdf/040.pdf>.

<sup>2795</sup> Приходько М. М. Екологічна безпека природних і антропогенно модифікованих геосистем : монографія. Приходько. К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2013. 201 с.

<sup>2796</sup> Коронелли Т.В. Принципы и методы интенсификации биологического разрушения углеводов в окружающей среде (обзор). *Прикладная биохимия и микробиология.* 1996. Т. 32. №6. С. 579–585.

<sup>2797</sup> Габбасова И.М. Деградация и рекультивация почв Башкортостана.; под ред. чл.-корр. АН РБ, проф. Ф.Х. Хазиева. Уфа: Гилем, 2004. 284 с.

<sup>2798</sup> Сулейманов Р.Р. Изменение свойств нефтезагрязненных серых лесных почв при биологической рекультивации: дис. канд. с.–х. наук: 06.01.03 / Сулейманов Руслан Римович. Уфа. 1999. С. 9–17.

<sup>2799</sup> Bunio L. V., Tsvilyunjuk O.M. Actual and potential activity of oil-polluted sod-podzolic soil by action of phytomeliorant *carex hirtal*. *Біологічні Студії (Studia Biologica).* 2014. Vol. 8. № 3–4. Р. 117–126.

<sup>2800</sup> Киреева Н.А., Ямалетдинова Г.Ф., Новоселова Е.И., Хазиев Ф.Х. Ферменты серного обмена в нефтезагрязненных почвах. *Почвоведение.* 2002. № 4. С. 474–480.

<sup>2801</sup> Козлов К.А. Биологическая активность почвы. *Изв. АН СССР. Сер. Биологическая.* 1966. №5. С. 719–733.

<sup>2802</sup> Никифорова Е.М., Солнцева Н.П. Влияние добычи полезных ископаемых на органическую часть почв ландшафтов юга Лесостепи. Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. Всесоюзн. школа: Тез. докл. Пущино. 1984. С. 137–139.

<sup>2803</sup> Киреева Н.А., Новоселова Е.И., Хазиев Ф.Х. Использование активного ила для рекультивации почв, загрязненных нефтью. *Почвоведение.* 1996. № 11. С. 1399–1403.

<sup>2804</sup> Лялько В.І., Шпортюк З.М., Сибірцева О.М, Дугін С.С. Гіперспектральні індекси для розрізнення нафтонасичених ґрунтів за даними дистанційного спектрометрування. *Геологічний журнал.* 2015. № 4. С. 105–112.

<sup>2805</sup> Traci Y.S., Charles K.M., Rowena T.R. Bioremediation of petroleum-impacted soils from investigation-derived wastes. *Remediation.* 2003. Vol. 13. № 4. Р. 79–90.

---

<sup>2806</sup> Мосунова Ю.В. Биоремедиация почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, в условиях Западного Предкавказья: автореф. дис. ... канд. с.-х. наук: 06.01.03 / Мосунова Юлия Владимировна. Краснодар. 2009. 22 с.

<sup>2807</sup> Ахмадиев М.В. Разработка биореакторной технологии ремедиации нефтезагрязненных почв: дис. ... канд. техн. наук: 03.02.08 / Ахмадиев Максим Владимирович. Пермь. 2016. 185 с.

<sup>2808</sup> Чигринаева Н.А., Сальникова В.И., Сагдеев М.А. Экологическая оценка содержания нефтепродуктов в почве [Электронный ресурс]. *Современные научные исследования и инновации*. 2017. № 3. Режим доступа: <http://web.snauka.ru/issues/2017/03/79213>.

<sup>2809</sup> Денисова А.П. Роль природных материалов и минеральных удобрений в связывании и биодegradации топливных углеводов в почве: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Денисова Александра Петровна. Казань. 2009. 23 с.

<sup>2810</sup> Коронелли Т.В. Липиды микобактерий и родственных микроорганизмов. М.: Изд-во МГУ, 1984. 160 с.

<sup>2811</sup> Орлова Е.Е. Влияние загрязнения нефтью на биологическую активность и гумусовые вещества почв: Автореф. дис. . канд. биол. наук. СПб-Пушкин. 1996. 17 с.

<sup>2812</sup> Andreoli G., Bulgarelli B., Hosgood B., Tarchi D. Hyperspectral Analysis of Oil and Oil Impacted Soils for Remote Sensing Purposes, ISSN 10185593, EU Commission Directorate General JRC Institute for the Protection and Security of the Citizen, 2007, Italy . URL: [https://www.ugpti.org/smartse/research/citations/downloads/AndreoliHSI\\_for\\_Oil\\_and\\_Spills2007.pdf](https://www.ugpti.org/smartse/research/citations/downloads/AndreoliHSI_for_Oil_and_Spills2007.pdf).

<sup>2813</sup> Назаров А.В. Влияние нефтяного загрязнения почвы на растения. *Вестник Пермского университета. Биология*. 2007. Вып. 5 (10). С. 134–141.

<sup>2814</sup> Никифорова Е.М., Солнцева Н.П., Кабанова Н.В. Геохимическая трансформация пахотных дерново-подзолистых почв под воздействием нефти. *Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. Всесоюзн. школа: Тез. докл. Пуцино*. 1987. С. 241–253.

<sup>2815</sup> Павлюкова Н.Ф., Долгова Л.Г. Индикация эдафотопов загрязненных техногенными веществами по активности ферментов. *Почвоведение*. 1993. № 1. С. 83–100.

<sup>2816</sup> Грищенко, А.И., Аكوпова Г.С., Максимов В.М. Экология. Нефть и газ. М: Наука, 1997. 598 с.

<sup>2817</sup> Гашева М.Н., Гашев С.Н., Сороматин А.В. Состояние растительности как критерий нарушенности лесных биоценозов при нефтяном загрязнении. *Экология*. 1990. № 2. С. 77–78.

<sup>2818</sup> Essien O.E., John, I.A. Impact of Crude-Oil Spillage Pollution and Chemical Remediation on Agricultural Soil Properties and Crop Growth. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*. 2010. Vol. 14(4). P. 147–154.

<sup>2819</sup> Huang X.D., McConcey S.T., Babu D.G., Dixon B.M. Mechanisms of photoinduced toxicity of photomodified anthracene to plants: Inhibition of photosynthesis in the aquatic higher plants *Lemna gibba*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1997. Vol. 16. P. 1707–1715.

<sup>2820</sup> Griffin L.F., Calder J.A. Toxic effect of water-soluble fractions of crude, refined and weathered oils on the growth of a marine bacterium. *Applied and Environmental Microbiology*. 1977. Vol. 33. №5. P. 1092–1102.

<sup>2821</sup> Саксонов М.Н., Абалаков А.Д., Данько Л.В., Бархатова О.А., Балаян А.Э., Стом Д.И. Экологический мониторинг нефтегазовой отрасли. Физико-химические и биологические методы: учеб. пособие. Иркутск: Иркут. ун-т, 2005. 114 с.

<sup>2822</sup> Пиковский Ю.И. Геохимические особенности техногенных потоков в районах нефтедобычи. *Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем*. М.: Наука, 1981. С. 134–148.

<sup>2823</sup> Лапина, Г.П., Чернавская Н.М., Литвиновский М.Е., Сазанова С.В. Физико-химические характеристики загрязнения окружающей среды при техногенных катастрофах (разлив нефти). *Химическая и биологическая безопасность*. 2007. №1 (31). С. 24–32.

<sup>2824</sup> Ситдинов Р.В., Сулейманов Р.Р. Трансформация агрофизических свойств чернозема выщелоченного при загрязнении товарной нефтью. *Молодые ученые Волго-Уральского региона на рубеже веков: Матер. юбилейн. конф.* Уфа, 2001. Т. I. С. 124–126.

<sup>2825</sup> Панин М.С. Загрязнение окружающей среды: учебное пособие. Под ред. И.О. Байтулина. Алматы: Раритет, 2011. 668 с.

<sup>2826</sup> Киселева Н.И. Изучение влияния фенантрена на рост растений. *Экобиотехнология: борьба с нефтяным загрязнением окруж. среды. Тез. докл. конф.* Пушкино: ИФБМ РАН. 2001. С. 82–83.

<sup>2827</sup> Петухова Г.А. Эколого-генетические последствия воздействия нефтяного загрязнения на организмы: автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.16 / Петухова Галина Александровна. Тюмень. 2007. 30 с.

<sup>2828</sup> Водопьянов В.В. Математические модели и методы анализа восстановления биосистем, подверженных антропогенным воздействиям (на примере восстановления нефтезагрязненных почв): автореф. дис. ... доктора техн. наук: 05.13.18 / Водопьянов Владимир Васильевич. Уфа. 2008. 43 с.

<sup>2829</sup> Демидиенко А.Я., Демурджан В.М., Шеянова А.Д. Изучение питательного режима почв, загрязненных нефтью. *Агрохимия*. 1983. № 9. С. 100–103.

<sup>2830</sup> Walworth J., Pond A., Snape I., Rayner J., Ferguson S., Harvey P. Nitrogen requirements for maximizing petroleum bioremediation in a sub-Antarctic soil. *Cold Regions Science and Technology*. 2007. Vol. 48(2). P. 84–91.

<sup>2831</sup> Зильберман М.В., Порошина Е.А., Зырянова Е.В. Биотестирование почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. Пермь: Изд-во Пермского ГТУ. 2005. 110 с.

<sup>2832</sup> Полонский В.И., Полонская Д.Е. Причины разнонаправленного действия нефтезагрязненной почвы на прорастание семян. *Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред: тезисы докладов международной конференции*. М.: Бином. Лаборатория знаний. 2013. С. 168–178.

<sup>2833</sup> Писарчук И. Д. Эколого-микробиологические аспекты биоремедиации нефтезагрязненных экосистем и угольных карьеров: дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08 / Писарчук Анна Дмитриевна. Томск. 2013. 259 с.

<sup>2834</sup> Пиковский Ю.И. Трансформация техногенных потоков нефти в почвенных экосистемах. *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем*. М.: Наука, 1988. С. 7–22.

<sup>2835</sup> Казанцева М.Н., Размахнина Г.А. Особенности ответных реакций на слабое нефтяное загрязнение суходольных и заболоченных сосняков южной тайги Западной Сибири. *Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения*. 2012. №12. С. 42–48.

<sup>2836</sup> Киреева Н.А., Мифтахова А.М., Кузяхметов Г.Г. Продуктивность донника в условиях занефтенности почвы. *Научная конференция по научно-техническим программам*. Уфа, 1999. С. 31–36.

- <sup>2837</sup> Геохимия тяжелых металлов в природных и техногенных ландшафтах / под ред. М.А. Глазовской. М.: Изд-во МГУ, 1983. 196 с.
- <sup>2838</sup> Тишкина Е.И. Влияние нефтяного загрязнения на свойства серых лесных почв Предуралья и пути восстановления их плодородия: Автореф. дис. . канд. хим. наук. Воронеж, 1989. 23 с.
- <sup>2839</sup> Купревич В.Ф. Вопросы почвенной энзимологии. *Вестник АН СССР*. 1958. №4. С. 52–57.
- <sup>2840</sup> Успенский В.А., Радченко О.Л., Глебовская Е.А. и др. Основные пути преобразования битумов в природе и вопросы их классификации. *Тр. ВНИГРИ*. 1961. Вып. 185. С. 78–94.
- <sup>2841</sup> Квасников Е.И., Ключникова Т.М. Микроорганизмы деструкторы нефти в водных бассейнах. Киев: Наукова думка, 1981. С. 15.
- <sup>2842</sup> Трофимов С.Я., Аммосова Я.М., Орлов Д.С., Осипова Н.Н., Суханова Н.И. Влияние нефти на почвенный покров и проблема создания нормативной базы по влиянию нефтезагрязнения на почвы. *Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение*. 2000. № 2. С.30–34.
- <sup>2843</sup> Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 416 с.
- <sup>2844</sup> Лисовицкая О.В. Углеводородное загрязнение почв в условиях комплексного техногенного воздействия.: Дис. ... канд. биол. наук / О.В. Лисовицкая. Казань. 2008. 142 с.
- <sup>2845</sup> Пиковский Ю.И. Экспериментальные исследования трансформации нефти в почвах. *Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах*. Л.: 1988. С. 145–156.
- <sup>2846</sup> Солнцева Н.П. Общие закономерности трансформации почв в районах добычи нефти (формы проявления, основные процессы, модели). *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем*. М.: Наука, 1988. С. 23–42.
- <sup>2847</sup> Садовникова Л.К., Сухова И.В. Методы рекультивации нефтезагрязненных почв. *Мелиорация антропогенных ландшафтов*. 2004. Том 22. С. 37–60.
- <sup>2848</sup> Солнцева Н.П. Геохимическая трансформация дерново-подзолистый почв под влиянием потоков высокоминерализованных сточных и пластовых вод. *Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем*. М.: Наука, 1981. С 155–193.
- <sup>2849</sup> Barabas G., Sorkhoh N.A., Fardoon F., Radwan S.S. N-Alkane utilization by oligocarophilic actinomycete strains from oil-polluted Kuwaiti Desert soil. *Actinomycetol.* 1995. Vol. 9. №1. P. 13–18.
- <sup>2850</sup> Young L.Y., Haggblom M.M. The anaerobic microbiology and biodegradation of aromatic compounds. *Advanced Biotechnology Ser.: Synthetic Biology. Biodegradation*. 1990. P. 13–19.
- <sup>2851</sup> Фильченкова В.И., Артемьева Т.П., Жеребцов А.К. и др. Динамика биологической активности чернозема при нефтяном загрязнении и в процессе самоочищения. *Биодинамика почв. 3 всесоюзн. симпозиум*. Таллин, 1988 С. 160.
- <sup>2852</sup> Солнцева Н.П. Эволюционные тренды почв в зоне техногенеза. *Почвоведение*. 2002. № 9. С. 1119–1127.
- <sup>2853</sup> Фильченкова В.И. Биологическая активность карбонатного чернозема при нефтяном загрязнении. *Защита растений и охрана окружающей среды в Татарской АССР*. Казань, 1982. С. 168–169.

- <sup>2854</sup> Фокина Н.В., Мязин В.А., Мозгова Н.П., Евдокимова Г.А. Динамика убыли нефтепродуктов из агроземов и их микробиологическая активность. *Международная конференция «Антропогенная трансформация природной среды»: материалы конференции*. Т.Ш. Пермь. 2010. С.452–453.
- <sup>2855</sup> Фонкен Г., Джонсон Р. Микробиологическое окисление. М.: Мир, 1976. 239 с.
- <sup>2856</sup> Исмаилов Н.М., Пиковский Ю.И. Современное состояние методов рекультивации нефтезагрязненных земель. *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем*. М.: Наука. 1988. С. 222–223.
- <sup>2857</sup> Хабибулина Ф.М., Арчегова Э.Б. Микробиота как биоиндикатор при восстановлении нефтезагрязненных почв. *Современные проблемы биоиндикации и биомониторинга: Тез. докл. XI между. симп. по биоиндикаторам*. Сыктывкар, 2001. С. 198.
- <sup>2858</sup> Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 1990. 190 с.
- <sup>2859</sup> Хазиев Ф.Х. Почвенные ферменты и их роль в плодородии. *Почвоведение*. 1972. № 2. С. 114–119.
- <sup>2860</sup> Sikkema J. Bioremediation of contaminated soil / Sikkema J., deBont J.A.M., Poolman B., Metting F.B. Jr. (Ed.). *Soil Microbial Ecology: Applications in Agricultural and Environmental Management*. Marcel Dekker, New York. P. 483–513.
- <sup>2861</sup> Song H.G., Wang X., Bartha R. Bioremediation potential of terrestrial fuel spills. *Applied and Environmental Microbiology*. 1996. Vol. 56. P. 652–656.
- <sup>2862</sup> Atlas R.M., Bartha R. *Microbial ecology*. Benjamin. Cummings Publishing Co., Inc., Mealo Park, Calif. 1987. P. 114–132.
- <sup>2863</sup> Хазиев Ф.Х., Хасанов И.Ю., Шамсутдинов Б.У. Влияние нефтяного загрязнения на почву. *Проблемы комплексного изучения, освоения и охраны ландшафтов Урала: Тез. докл.* Уфа. 1980. С. 128–130.
- <sup>2864</sup> Халимов Э.М., Левин С.В., Гузев В.С. Экологические и микробиологические аспекты повреждающего действия нефти на свойства почвы. *Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение*. 1996. №2. С. 59–64.
- <sup>2865</sup> Колесникова Н.М., Плещеева О.В. Микробоценоз почвы в условиях нефтяного загрязнения. *Микробиол. методы защиты окруж. среды: Тез. докл. Пушино, 5–7 апр. 1988 г.* Пушино, 1988. С. 144–145.
- <sup>2866</sup> Jurgensen K.S. Puustinen J., Suortti A.-M. Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by composting in biopiles. *Environmental Pollution* 107 (2000), Finnish Environment Institute, Research Laboratory, Hakuninmaantie 4–6, FIN-00430 Helsinki, Finland. P. 245–254.
- <sup>2867</sup> Заварзин Г.А. Лекции по природоведческой микробиологии. М.: Наука, 2003. 208 с.
- <sup>2868</sup> Тихонович И.А., Проворов Н.А. Кооперация растений и микроорганизмов: новые подходы к конструированию экологически устойчивых агросистем. *Успехи современной биологии*. 2007. №4. С. 339–357.
- <sup>2869</sup> Исмаилов Н.М. Нефтяное загрязнение и биологическая активность почв. *Добыча полезных ископаемых и геохимия природных экосистем*. М.: Наука, 1982. С. 227–234.
- <sup>2870</sup> Lee E., Banks M.K. Bioremediation of petroleum contaminated soil using vegetation: a microbial study. *Journal of Environmental Science and Health*. A. 1993. Vol. 28. № 10. P. 2187–2198.

- <sup>2871</sup> Чеботарева М.Ю., Леднёв А.В. Влияние нефтяного загрязнения на биологическую активность почвы. *Тез. докл. Всероссийской молод, конф. растение и почва: проблемы агрохимии, агрофизики и фитофизиологии*. СПб, 1999. С. 237–238.
- <sup>2872</sup> Хазиев Ф.Х. Почвенные ферменты. М.: Знание, 1972. 32 с.
- <sup>2873</sup> Хазиев Ф.Х. Системно-экологический анализ ферментативной активности почв. М.: Наука, 1982. 203 с.
- <sup>2874</sup> Войкова И.В., Конев Ю.Е. Микробиологическая очистка воды и почвы от нефти и нефтепродуктов. *Интродукция микроорганизмов в окружающую среду*. М.: ВИНТИ, 1994. С. 12–13.
- <sup>2875</sup> Новоселова Е.И., Киреева Н.А. Экологически безопасный метод ускорения трансформации нефти в почвах. Окружающая среда и устойчивое развитие регионов: новые методы и технологии исследований. Том IV: *Экологическая безопасность, инновации и устойчивое развитие. Образование для устойчивого развития*; под ред. проф. Латыповой В.З. и доц. Яковлевой О.Г. Казань: Изд-во «Отечество». 2009. С. 189–191.
- <sup>2876</sup> Чернова Т.А., Перебитюк А.Н., Конюшкевич Л.Н., Паролинская Л.Н. Способность к деградации ароматических соединений у клубеньковых бактерий. *Микробиол. методы защиты окружающей среды: Тез. докл.* Пушино, 1988. С. 414.
- <sup>2877</sup> Плешакова Е.В., Нгун К.Т., Решетников М.В. Анализ почвы в районе подземного хранилища природного газа по индикаторным микробиологическим показателям. *Юг России: экология, развитие*. 2017. Т. 12. № 2. С. 135–146.
- <sup>2878</sup> Патент РФ № 2014135129/13 (056883), МПК 8 В09С1/00. Способ очистки почвы от загрязнения нефтью и нефтепродуктами / Шигапов А.М., Гаврилин И.И.; заявитель и патентообладатель ФГБОУ ВО УрГУПС. 4 с.
- <sup>2879</sup> Патент РФ № 2014135129/13 (056883), МПК 8 В09С1/00. Способ очистки почвы от загрязнения нефтью и нефтепродуктами / Шигапов А.М., Гаврилин И.И.; заявитель и патентообладатель ФГБОУ ВО УрГУПС. 4 с.
- <sup>2880</sup> Патент РФ № 2014135129/13 (056883), МПК 8 В09С1/00. Способ очистки почвы от загрязнения нефтью и нефтепродуктами / Шигапов А.М., Гаврилин И.И.; заявитель и патентообладатель ФГБОУ ВО УрГУПС. 4 с.
- <sup>2881</sup> Шигапов А.М. Методы повышения скорости деструкции нефтяного загрязнения аборигенной микрофлорой. *Материалы Всероссийской школы молодых ученых «Мы – за будущее!» (Биологические науки)*. Ульяновск, УлГУ, 2014. С. 209–213.
- <sup>2882</sup> Шебалова Н.М., Бабушкина Л.Г. Микробиологическая и ферментативная активность лесной подстилки в верхних горизонтах почв в условиях техногенного загрязнения. *Тр. Коми НЦ УрО РАН*. 1997. № 155. С. 125–136.
- <sup>2883</sup> Коронели Т.В. Поступление углеводов в клетки микроорганизмов. *Успехи микробиологии*. 1980. Вып. 15. С. 99–111.
- <sup>2884</sup> Веселовский В.А., Вшивцев В.С. Биотестирование загрязнения среды нефтью по реакции фотосинтетического аппарата растений. *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем: сб. ст.* М.: Наука, 1988. С. 99–112.
- <sup>2885</sup> Susarla S., Medina V.F., McCutcheon S.C. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*. 2002. №18. P. 647–658.
- <sup>2886</sup> Другов Ю.С., Родин А.А. Экологические анализы при разливах нефти и нефтепродуктов. Практическое руководство. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний. 2007. 270 с.



- <sup>2887</sup> Стабникова Е.В., Селезнева М.В., Рева О.Н., Иванов В.Н. Выбор активного микроорганизма-деструктора углеводов для очистки нефтезагрязненных почв. *Прикладна. биохимическая микробиология*. 1995. №5. С. 534–539.
- <sup>2888</sup> Изъюрлова А.И. Скорость распада нефтепродуктов в воде и почве. *Гигиена и санитария*. 1950. № 9. С. 9–15.
- <sup>2889</sup> Соколов В.А. Миграция газа и нефти. М.: Изд-во АН СССР, 1956. 546 с.
- <sup>2890</sup> Бочарникова Е.А., Амосова Я.М. Влияние нефтяного загрязнения на свойства органического вещества серо-бурых почв. Проблемы антропогенного почвообразования: тез. докл. междунар. конф. М.: 1997. Т.3. С. 135–137.
- <sup>2891</sup> Салангинас Л. А. Изменение свойств почв под воздействием нефти и разработка системы мер по их реабилитации. Екатеринбург: Элита-Комплекс, 2003. 412 с.
- <sup>2892</sup> Carlile M.J., Watkinson S.C., Goo-day G.W. *The Fungi*. 2nd ed.. New York, Boston: Acad, press. 2001. 588 p.
- <sup>2893</sup> Бурлака В.А. Способ восстановления плодородия земель, загрязненных нефтью. *Экология и промышленность России*. 2003. Июнь. С. 41–44.
- <sup>2894</sup> Даваева Ц.Д. Исследование трансформации свойств чернозема при воздействии нефти в модельном эксперименте. *Бюллетень Ботанического сада Саратовского государственного университета*. 2006. № 5. С. 195–198.
- <sup>2895</sup> Максименко А.П. О новой технологии очистки почвы, загрязненной нефтью. *Агро XXI*. 2009. №1–3. С. 56–57.
- <sup>2896</sup> Яковлев В.С. Хранение нефтепродуктов. Проблемы защиты окружающей среды. М.: Химия, 1987. 152 с.
- <sup>2897</sup> Солнцева Н.П. Особенности загрязнения почв при нефтедобыче. Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах. Ленинград: Гидрометеиздат. 1980. С. 76–82.
- <sup>2898</sup> Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Экология почв. Часть 3. Загрязнение почв: Учеб. пособие. Ростов-на-Дону : Изд-во РГУ. 2004. 54 с.
- <sup>2899</sup> Dibble J.T., Bartha R. Effect of environmental parameters on the biodégradation of oil sludge. *Applied and Environmental Microbiology*. 1979. Vol. 37. №4. P. 729–739.
- <sup>2900</sup> Вернигорова В.Н. [и др.] Химия загрязняющих веществ и экология. М.: Издательство «Палеотип». 2005. 240 с.
- <sup>2901</sup> Филов В.А. Вредные химические вещества. Углеводороды. Галогенпроизводные углеводородов. JL.: Химия. 1990. 733 с.
- <sup>2902</sup> Хабибулин, Р.А., Коваленко, М.В. Состояние исследований по оценке и ликвидации последствий загрязнения почвы нефтью по ее фитотоксичности. *Рекультивация земель в СССР: Тезисы Всесоюзной научно-технической конференции*. М. 1982. Т. 2. С. 149–152.
- <sup>2903</sup> Исаев А.У., Ешибаев А.А., Саданов А.К., Акынова Л.А. Влияние различных фракций нефти на морфологические параметры растений. *Теоретическая и прикладная экология*. 2007. № 2. С. 51–54.
- <sup>2904</sup> Hogan J.A., Toffoli G.R., Miller F.C. Compositing physical model demonstration: Mass balance hydrocarbon and PCBs. *Physicochem. Biol. Detoxific of Hazard. Wastes* (ed by Y.C. Wu). *Technomic*. 1989. Vol.2. P. 742–758.
- <sup>2905</sup> Киреева Н.А., Рафикова Г.Ф., Кузяхметов Г.Г. Микробиологическая активность загрязненных нефтепродуктами лесных почв. *Лесоведение*. 2009. № 3. С. 52–58.

- <sup>2906</sup> Тонкопий, Н.Н., Розанова В.Я., Минц И.М.. К вопросу о накоплении бензапирена в почве. *Гигиена и санитария*. 1973. №4. С. 112–113.
- <sup>2907</sup> Donelly J.A. Mikucki W. Used motor oil digestion by soil microorgan-isms. *American Society for Microbiology. Annual Meeting*. Washington D.C., 1987. P. 288.
- <sup>2908</sup> Возняковская, Ю.М., Никонорова А.К., Попова Ж.П. Рекомендации по использованию зеленых удобрений как способа оздоровления почвы. Чернигов: НПО «Элита». 1992. 189 с.
- <sup>2909</sup> Гайсин И.А., Гилязов М.Ю. Загрязнение почв предприятиями нефтяной промышленности. Зеленая книга Республики Татарстан. Казань: Изд-во Казанского ун-та. 1993. С. 278–280.
- <sup>2910</sup> Берадзе С.А., Думбадзе Т.К. Плодородие почв. Сборник статей. Тбилиси. 1983. С. 53–85.
- <sup>2911</sup> Хлесткин Р.Н., Самойлов Н.А. О ликвидации разливов нефти при помощи растительных отходов. *Нефтяное хозяйство*. 2000. №7. С. 84–85.
- <sup>2912</sup> Козловская, Н.В. Трансформация почвы и травяного покрова под влиянием пластовых минерализованных вод при нефтедобыче в условиях Удмуртии: дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.16. / Н.В. Козловская; ПГУ Пермь. 2001. 242 с.
- <sup>2913</sup> Назаров В.Д., Назаров М.В., Разумов В.Ю., Галинуров И.Р. Рекультивация нефтезагрязненных грунтов. *Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе*. 2013. № 9. С. 5–9.
- <sup>2914</sup> Каменщиков Ф.А., Богомольный Е.И. Удаление нефтепродуктов с водной поверхности и грунта. М.: Ноосфера. 2006. С. 68–74.
- <sup>2915</sup> Griffin L.F., Calder J. A. Toxic effect of water-soluble fractions of crude, refined and weathered oils on the growth of a marine bacterium. *Journal of Applied Microbiology*. 1977. Vol. 33. №5. P. 1092–1101.
- <sup>2916</sup> Gudin C., Syrratt W. Biological aspects of land rehabilitation following hydrocarbon contamination. *Environmental Pollution*. 1975. Vol. 8. № 2. P. 107.
- <sup>2917</sup> Ягафарова Г.Г., Леонтьева С.В., Сафаров А.Х., Ягафаров И.Р. Современные методы переработки нефтешламов. М.: Химия, 2010. 190 с.
- <sup>2918</sup> Шилова И.И. Влияние загрязнения нефтью на формирование растительности в условиях техногенных песков нефтегазодобывающих районов Среднего Приобья. *Растения и промышленная среда*. Свердловск, 1978. С. 44–52.
- <sup>2919</sup> Гусев А.П. Классификационная оценка рекультивации нефтезагрязненных земель. *Экология и промышленность России*. 2008. №1. С. 39–41.
- <sup>2920</sup> Химия окружающей среды / Под ред. Дж. Бокриса. Москва: Химия. 1982. 305 с.
- <sup>2921</sup> Шипилин Н.Н. Техногенно загрязненные почвы пашни и их биоиндикация. Автореф. дисс. ... канд. сельск.-хоз. наук. Барнаул, 1996. 20 с.
- <sup>2922</sup> Назаров В.Д., Назаров М.В. Влияние нефтедобычи на водные объекты. *Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе*. № 2. М. 2013. С. 5–9.
- <sup>2923</sup> McGill W.B., Rowell M.J. Determination of oil contaminated soil. *Science of the Total Environment*. 1980. Vol. 14. №3. P. 245–253.
- <sup>2924</sup> Глазовской М.А. Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. 197 с.
- <sup>2925</sup> Строганов Б.П. Метаболизм растений в условиях засоления. *33-е Тимирязевское чтение*. Москва, 2003. 51 с.

- <sup>2926</sup> Строганов, Б.П. Растения и засоление почвы. Москва: Издательство Академии наук СССР. 2008. 68 с.
- <sup>2927</sup> Гриценко А.И., Акопов Г.С., Максимов В.М. Экология. Нефть и газ. М.: Наука. 2007. 598 с.
- <sup>2928</sup> Hammel K. E. Mechanisms for polycyclic aromatic hydrocarbon degradation by ligninolytic Fungi. *Environmental Health Perspectives*. 1995. Vol. 103. Supp. 5. №6. P. 41–43.
- <sup>2929</sup> Яшвили Н.Н., Берадзе И.А. И др. Влияние загрязнения нефтью и нефтепродуктами на биологическую активность почв Колхидской низменности. *Известия АН ГССР. Сер. Биология*. 1982. Т. 8, № 6. С. 413–418.
- <sup>2930</sup> Mitchell R., Fogel S., Chet H. Bacterial chemoreception: an important ecological phenomenon inhibited by hydrocarbons. *Water Research*. 1972. Vol. 6. № 10. P. 1137–1143.
- <sup>2931</sup> Muthukumar G., Arunakumari A., Mahadevan A., Degradation of aromatic compounds by *Rhizobium* spp. *Plant and Soil*. 1982. Vol. 69. №2. P. 163–169.
- <sup>2932</sup> Kelly J.J., Haggblom M., Tate R.L. Changes in soil microbial communities over time resulting from one time application of zinc: a laboratory microcosm study. *Soil Biology and Biochemistry*. 1999. №31. P. 1455–1465.
- <sup>2933</sup> Niewolak S. Microbiologiczne aspekty recultywacji gleb uprawnych ska-zonych ropa naftowa. *Wiad. Ecol*. 1978. Т. 24. №2. P. 109.
- <sup>2934</sup> Квасников Е.И., Ключникова Т.М., Нестеренко О.А. Фиксация атмосферного азота микроорганизмами, окисляющими углеводороды. *Докл. АН СССР*. 1973. Т. 208. № 3. С. 714–716.
- <sup>2935</sup> Oberbremer A., Muller-Hurtig R. Aerobic stepwise hydrocarbon degradation and formation of biosurfactants by an original soil population in a stirred reactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 1989. Vol. 31, №5-6. P. 582–586.
- <sup>2936</sup> Mihelic J.R., Luthy R.G. Microbiol degradation of acenaphthene and naphthalene under denitrification conditions in soil-water systems. *Journal of Applied Microbiology*. 1988. Vol. 54. № 5. P. 1188–1198.
- <sup>2937</sup> Квасников Е.И., Щелокова И.Ф., Масумян В.Я. и др. Дрожжевая микрофлора почв, содержащих нефтью западноукраинских месторождений. *Микробиология*. 1967. Т. 36. №5. С. 1077–1081.
- <sup>2938</sup> Milkowska-Jankowska D., Maleszewska J., Tuczak J. Przenikanie produktów destylacji ropy naftowej przez glebę i ich wpływ na drobnoustroje w glebie i wodzie. *Roczniki Państwowego Zakładu Higieny*. 1976. Vol. 27. №6. P. 679–687.
- <sup>2939</sup> Солнцева Н.П. Геохимическая трансформация дерново-подзолистых почв под влиянием потоков высокоминерализованных сточных и пластовых вод. *Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состоянии экосистем*. М.: Наука, 1981. С. 155–193.
- <sup>2940</sup> Солнцева Н.П., Никифорова Е.М. Региональный геохимический анализ загрязнения почв нефтью. *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем*. М.: Наука, 1988. С. 122–139.
- <sup>2941</sup> Иларионов С.А. Экологические аспекты восстановления нефтезагрязненных почв. Екатеринбург: УрО РАН, 2004. 194 с.
- <sup>2942</sup> Сэги Й. Методы почвенной микробиологии. М.: Колос, 1983. 296 с.
- <sup>2943</sup> Угрехелидзе Д.Ш. Метаболизм экзогенных алканов и ароматических углеводородов в растениях. Тбилиси: Мецниереба, 1976. 222 с.

- <sup>2944</sup> Frankenberger W.T., Johanson J.B. Influence of crude oil and refined petroleum products on soil dehydrogenase activity. *Journal of Environmental Quality*. 1982. Vol. 11. № 4. P. 602–607.
- <sup>2945</sup> Оборин А.А., Хмурчик В.Т., Иларионов С.А., Маркарова М.Ю. Нефтезагрязненные биоценозы: монография. УрО РАН; Перм. гос. ун-т; Перм. гос. техн. ун-т. Пермь, 2008. 511 с.
- <sup>2946</sup> Lode A. Changes in the bacterial community after application of oily se-undge to soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 1986. Vol. 25. № 3. P. 295–299.
- <sup>2947</sup> Хазиев Ф.Х. Ферментативная активность почв. Методическое пособие. М.: Наука, 1976. 180 с.
- <sup>2948</sup> Панов Г.Е. Охрана окружающей среды на предприятиях нефтяной и газовой промышленности. М.: Недра. 1986. 374 с.
- <sup>2949</sup> Sahasrabudhe S.R. Microbial degradation of chlornated azomatic compouds. *Microbiology Science*. 1987. Vol. 82. P. 300–303.
- <sup>2950</sup> Хазиев Ф.Х. Экологические условия и ферментативная активность почв. Уфа, 1979. С. 3–17.
- <sup>2951</sup> Андресон Р.К., Мукатанов А.Х., Бойко Т.Ф. Экологические последствия загрязнения нефтью. *Экология*. 1980. № 6. С. 21–25.
- <sup>2952</sup> Карасева Э.В. [и др.]. Биоремедиация черноземной почвы, загрязненной нефтью. *Биотехнология*. 2005. № 2. С. 67–72.
- <sup>2953</sup> Душенков, В.К., Раскин И.С. Фиторемедиация зеленая революция в экологии. *Химия и жизнь 21 век*. 1999. № 11–12. С. 48–49.
- <sup>2954</sup> Киреева, Н.А., Новоселова Е.И., Ямалетдинова Ю.П. Диагностические критерии самоочищения почвы от нефти. *Экология и промышленность России*. 2001. №12. С.34–35.
- <sup>2955</sup> Орлов Д.С., Аммосова Я.М. Методы контроля почв, загрязненных нефтепродуктами. *Почвенно-экологический мониторинг*. М.: 1994. С. 219–231.
- <sup>2956</sup> Рамад Ф. Прикладная экология. Д.: Гидрометеиздат, 1981. 300 с.
- <sup>2957</sup> Станкевич В.В., Вашкулат М.П., Костенко А.И., Какура І.В. Санітарно-гігієнічна експертиза сучасної біотехнології знешкодження нафтозабруднень. Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України. *Зб. тез доповідей наук.-практ. конф.* К., 2006. С. 67–69.
- <sup>2958</sup> Процько Я.І. Вплив нафти і нафтопродуктів на ґрунтовий покрив. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2010. №2. С. 189.
- <sup>2959</sup> Абрамов Ю.О., Грінченко Є.М., Кірючкін О.Ю. та інші. Моніторинг надзвичайних ситуацій. Підручник: Видавництва АЦЗУ. Харків, 2005. 530 с.
- <sup>2960</sup> Мірошніченко М.М. Зміни родючості ґрунту при вуглеводневому забрудненні. *Вісник аграрної науки*. 2002. №10. С. 52–54.
- <sup>2961</sup> Мірошніченко М.М. Вплив забруднення нафтою на властивості ґрунтів різного гранулометричного складу. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2000. Вип. 60. С. 91–96.
- <sup>2962</sup> Крайнюков О.М. Оцінка екологічної небезпеки забруднення нафтопродуктами ґрунтового покриву. *Екологічний атлас Кременчука. Збірник 2007*. URL: /www.eko-kremen.mvk.pl.ua/material/2007.zip.
- <sup>2963</sup> Джура Н., Шевчик Л., Романюк О., Терек О. Екотоксикологічний моніторинг нафтозабруднених ґрунтів. *VII Міжнар. конф. студентів та аспірантів «Молодь і поступ біології»: зб.тез, 5–8 квітня 2011*. Львів. 2011: 318–319.

- <sup>2964</sup> Киреева Н.А., Бакаева М.Д., Тарасенко Е.М., Галимзянова Н.Ф. Снижение фитотоксичности нефтезагрязненной серой лесной почвы при биорекультивации. *Агрохимия*. 2003. №2. Р. 50–55.
- <sup>2965</sup> Киреева Н.А., Кабиров Т.Р., Дубовик И.Е. Комплексное биотестирование нефтезагрязненных почв. *Теоретическая и прикладная экология*. 2007. № 1. С. 65–69.
- <sup>2966</sup> Киреева Н.А., Мифтахова А.М., Кузяхметов Г.Г. Рост и развитие сорных растений в условиях техногенного загрязнения почвы. *Вестник Башкирского университета* 2001. №1. С. 32–34.
- <sup>2967</sup> Оборин А.А., Калачникова И. Г., Масливец Т.А. Нефтяное загрязнение почв и способы рекультивации. *Влияние промышленных предприятий на окружающую среду*. Москва: Наука. 1987. С. 284–290.
- <sup>2968</sup> Цайтлер М.Й. Відновлення рослинного покриву і зміни структури ценопопуляцій трав'яних рослин на нафтозабруднених територіях Бориславського нафтового родовища: автореф. дис... канд. біол. наук: 03.00.16. Дніпропетровськ. 2001. 16 с.
- <sup>2969</sup> Василенко П.А. Анализ современных отечественных и зарубежных концепций производственного экологического мониторинга нефтегазового комплекса и ликвидации последствий чрезвычайных ситуаций на этих объектах. М. : НППГ. 1997. 33 с.
- <sup>2970</sup> Мирошниченко Н.Н. Принципы регламентации углеводородного загрязнения почв Украины. *Почвоведение*. 2008. № 5. С. 614–622.
- <sup>2971</sup> Міронова Н. Г. Фітомеліорація техногенних водойм Малого Полісся. Луцьк. 2015. 40 с.
- <sup>2972</sup> Соловьев В.И., Кожанова Г.А. Биоремедиация как основа восстановления нефтезагрязненных почв. *Мир экологии*. 2004. № 2. С. 21–25.
- <sup>2973</sup> Володимир К. Енциклопедія українознавства. К. Наукове товариство імені Шевченка. Львів. Київ: Глобус. 1955–2003. Т. 4. 1266 с.
- <sup>2974</sup> Tyler G. Heavy metal pollution and soil enzymation activity. *Plant and Soil*. 1974. Vol. 41. № 2. Р. 184–191.
- <sup>2975</sup> Walker J.D. Chemical fate of toxic substances: Biodégradation of petroleum. *Marine Technology Society Journal*. 1984. Vol. 18. №3. Р. 73–86.
- <sup>2976</sup> Гусейнов А.Г. Анализ экологической ситуации и проблемы защиты окружающей среды в Азербайджанской Республике. *Территория Нефтегаз*. 2011. №5. С. 76–79.
- <sup>2977</sup> Хомич В.С. Загрязнение почв нефтепродуктами в Беларуси. *Природные ресурсы (Межведомственный бюллетень)*. 2005. № 2. С. 43.
- <sup>2978</sup> Bliss P.J., Barnes F. Design basis for carbonaceous oxidation and nitrification in the activated sludge process. *ZPricess Biochem*. 1979. Vol. 14. №12. Р. 22–33.
- <sup>2979</sup> McGill W.W. Soil restoration following oil spills – a review. *Journal of Canadian Petroleum Technology*. 1977. Vol. 16. №2. Р. 60–67.
- <sup>2980</sup> Buckley E.N., Jonas R.B., Pfaender F.K. Characterization of microbial isolates from an estuarine ecosystem: relationship of hydrocarbon utilization to ambient hydrocarbon concentrations. *Applied and Environmental Microbiology* 1976. Т. 32. №. 2. С. 232–237.
- <sup>2981</sup> Ministry of Environment [Електронний ресурс]. 2017. URL: <http://eng.me.go.kr/eng/web/main.do>.
- <sup>2982</sup> Cannevari G.P. Oil spill dispersantes: Current atatus and future outlook. Cannevari. Proc. Joint Conf. on prevention and control of oil spills. Wash. (D.C.): *American Petroleum Institute*. 1971. Р. 263.

- <sup>2983</sup> ГСТУ 41–00 032 626-00-007-97. Галузевий стандарт України. Охорона довкілля. Спорудження розвідувальних і експлуатаційних свердловин на нафту та газ на суші. 45 с.
- <sup>2984</sup> Демидиенко А.Я. Пути восстановления плодородия нефтезагрязненных почв черноземной зоны Украины. Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. Москва: Наука, 1988. С. 197–205.
- <sup>2985</sup> ГОСТ 17.1.4.01-80 Общие требования к методам определения нефтепродуктов в природных и сточных водах. 39 с.
- <sup>2986</sup> Пейве Я.В. Биохимия почв. М.: Сельхозгиз, 1961 422 с.
- <sup>2987</sup> Штина Э.А., Шилова И.И., Неганова Л.Б., Ельшина Т.А. Влияние способов биологической рекультивации земель, загрязненных нефтью, на почвенную альгофлору в условиях таежной зоны. *Экология*. 1986. № 2. С. 23–30.
- <sup>2988</sup> Odu C. The effect of nutrition application and aeration on oil degradation in soil. *Environmental Pollution*. 1978. Vol. 15 №3. P. 239.
- <sup>2989</sup> Хазиев Ф.Х., Тишкина Е.И., Киреева Н.А. Влияние нефтяного загрязнения на некоторые компоненты агроэкосистемы. *Агрехимия*. 1988. №2. С. 8–14.
- <sup>2990</sup> Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
- <sup>2991</sup> Киреева Н.А., Водопьянов В.В. Модели биодegradации нефти в почве при внесении органических отходов. *Фундаментальные достижения в почвоведении, экологии, сельском хозяйстве на пути к инновациям*. Москва. 2008. С. 23–24.
- <sup>2992</sup> Звягинцев, Д.Г., Гузев В.С., Левин С.В., Селецкий Г.И., Оборин А.А. Диагностические признаки различных уровней загрязнения почвы нефтью. *Почвоведение*. 1989. №6. С. 52–55.
- <sup>2993</sup> Володимир К. Енциклопедія українознавства. К. Наукове товариство імені Шевченка. Львів. Київ: Глобус. 1955–2003. Т. 4. С. 890–893.
- <sup>2994</sup> Weibmann S., Kunze C. Microbial activity in heating oil contaminated soil under field and controlled conditions. *Angewandte Botanik*. 1994. № 68. P. 137–142.
- <sup>2995</sup> Володимир К. Енциклопедія українознавства. К. Наукове товариство імені Шевченка. Львів. Київ: Глобус. 1955–2003. Т. 4. С. 693–698.
- <sup>2996</sup> Володимир К. Енциклопедія українознавства. К. Наукове товариство імені Шевченка. Львів. Київ: Глобус. 1955–2003. Т. 4. С. 553–558.
- <sup>2997</sup> Гринчишин Н.М., Бабаджанова О.Ф. Реабілітація ґрунтів, забруднених аварійними виливами нафтопродуктів. *Науковий вісник НЛТУ*. 2012. Вип. 22. №7. С. 43–49.
- <sup>2998</sup> Дабахов М.В., Дабахова Е.В. Методические подходы к комплексной оценке полиметаллического загрязнения почв. *Агрехимический вестник*. 2011. № 6. С. 9–11.
- <sup>2999</sup> Алієв С.А., Гвозденко Д.В., Бабаєв М.П., Гаджиев Д.А.. Рекомендации по рекультивации нефтезагрязненных земель. Баку: Элм, 1981. 26 с.
- <sup>3000</sup> Гольдберг В.М., Зверев В.П., Арбузов Л.И. Техногенное загрязнение природных вод углеводородами и его экологические последствия. М. : Наука, 2001. 125 с.
- <sup>3001</sup> Соромотин А.В., Гашев С.Н., Гашева М.Н., Быкова Е.А. Влияние нефтяного загрязнения на лесные биогеоценозы. *Экология нефтегазового комплекса*. 1989. С. 180–191.
- <sup>3002</sup> Фесенко І.М., Решетов І.А., Фесенко М.М.. Оцінка та контроль впливу відходів буріння нафтогазових свердловин на ґрунти. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2003. №3. С. 36–40.

<sup>3003</sup> Глазовская М.А. Состояние, динамика и диагностика почвенных экосистем, загрязненных нефтью, нефтепродуктами и промышленными водами. *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем*. 1988. С. 7–50.

<sup>3004</sup> Мажайский Ю.А., Давыдова И.Ю., Евтюхин В.Ф., Евсенкин К.Н. Агроэкологическая оценка нефтезагрязненных земель территорий ЛПДС. Новое в экологии и безопасности жизнедеятельности. *Доклады четвертой Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. Санкт-Петербург, 1999*. 1999. № 1. С. 396–398.

<sup>3005</sup> Zabuta M.J., Bremner J.M. Stability of urease in soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 1977. Vol. 9. №2. P. 135–142.

<sup>3006</sup> Клімова Н. Деякі питання методики оцінки стану забруднення ґрунтів унаслідок нафтогазовидобутку. *Вісник Львівського університету*. 2006. № 33. С. 144–151.

<sup>3007</sup> Снітинський В.В., Якобчук В.Ф. Ґрунтознавство з основами агрохімії та геоботаніки. Л.: Аверс, 2006. 312 с.

<sup>3008</sup> Абросімов А.А., Доломатова М.Ю., Теляшева Р. Екологія переробки вуглеводневих систем. М.: Хімія. 2002. 608 с.

<sup>3009</sup> Девятова Т.А. Биоэкологические принципы мониторинга и диагностики загрязнения почв. Вестник ВГУ. Серия: Химия. Биология. Фармация. 2005. № 1. С. 105–106.

<sup>3010</sup> Андресон Р.К., Пропадушая Л.А. Вивчення чинників, які впливають на біорозклади нафти у ґрунті. *Корозія і захист нафтогазовидобувної промисловості*. 1979. №3. С. 30–32.

<sup>3011</sup> Давидова С.Л., Тагасов В.І. Нафта як паливний ресурс і забруднювач довкілля. М.: РУДН. 2004. 131 с.

<sup>3012</sup> Хазиев Ф.Х., Тишкина Е.И., Киреева Н.А. Влияние нефтепродуктов на биологическую активность почвы. *Биологические науки*. 1988. №10.1. С. 93–99.

<sup>3013</sup> Панов Р.С., Панов Г.Е., Петряшин Л.Ф., Лисяний Г.Н. Охрана навколишнього середовища на підприємствах нафтової та газової промисловості. М.: Надра, 1986. 244 с.

<sup>3014</sup> Мотузова Г.В., Безуглова О.С. Экологический мониторинг почв. М.: Академический проект, 2007. 237 с.

<sup>3015</sup> Рамаді Ф. Основы прикладной экологии. Ленинград: Гидрометеиздат, 1981. 544 с.

<sup>3016</sup> Владимиров А.М. Охрана окружающей среды. Ленинград: Гидрометеиздат, 1991. 423 с.

<sup>3017</sup> Ревелль П., Ревелль Ч. Среда нашего обитания. Том 3. Энергетические проблемы человечества. Москва: Мир. 1995. 356 с.

<sup>3018</sup> Крайнюков О.М., Некос А.Н. Моніторинг довкілля (моніторинг нафтогазоносних територій). Х.: Фоліо. 2015. 203 с.

<sup>3019</sup> Заварзин Г.А. Лекции по природоведческой микробиологии. М.: Наука, 2004. 348 с.

<sup>3020</sup> Zwolinski J., Oslzowska G., Zwolinska B. Soil biological activity as an un-dicator of industrial pressure on the forest environment (microbiological and biochemical activity). *Acta agraria et silvestria*. 1987. № 26. P. 25–44.

<sup>3021</sup> Мукинина, И.А. Влияние экологических факторов на биологическую активность серых лесных почв. *Лесоведение*. 2005. № 5. С. 41–45.

- <sup>3022</sup> Лущик А.В., Романюк О.С., Швирло М.І., Яковлев Є.О. Моніторинг екзогенних геологічних процесів як складова моніторингу довкілля в Україні. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. 2002. №1. 73 с.
- <sup>3023</sup> Мынбаева Б.Н., Медведева А.В. Подавление биохимической активности загрязненных городских почв. *Известия АГУ*. 2011. № 3-2(71). С. 23–25.
- <sup>3024</sup> Павлова Н.Н., Егорова Е.И. Некоторые показатели биологической активности почвенных микроорганизмов как индикаторы антропогенного загрязнения почв тяжелыми металлами и радионуклидами. *Современные проблемы загрязнения почв: тезисы докл. II Международной конференции*. Т.2. М.: Изд-во МГУ, 2007. С. 146–147.
- <sup>3025</sup> Кириенко О.А., Имранова Е.Л. Микробиологическая оценка экологического состояния урбанизированных почв. *Экология урбанизированных территорий*. 2008. № 4. С. 57–61.
- <sup>3026</sup> Розанова Е.П., Назина Т.Н. Угледородоокисляющие бактерии и их активность в нефтяных пластах. *Микробиология*. 1982. Т. 51. С. 56–59.
- <sup>3027</sup> Navugimana E., Bhole B.S., Byiringiro E., Mugabo J.P. Role of dual inoculation of rhizobium and arbuscular mycorrhizal (AM) fungi on pulse crops production. *Walailak Journal of Science and Technology*. 2016. Vol. 13(1). P. 1–7.
- <sup>3028</sup> Колесников С.И., Попович А.А., Казеев К.Ш. Влияние загрязнения фтором, бором, селеном, мышьяком на биологические свойства чернозема обыкновенного. *Почвоведение*. 2008. № 4. С. 448–453.
- <sup>3029</sup> Zobell C.E. Bacterial Release of Oil From Sedimentary Materias. *Oil & Gas Journal*. 43. 2000. № 13. P. 62–65.
- <sup>3030</sup> Евреинова А.В., Попович А.А., Колесников С.И. Использование показателей биологической активности для мониторинга и диагностики загрязнения почв тяжелыми металлами II класса опасности. *Современные проблемы загрязнения почв: Матер. Междунар. науч. конф.* М.: Изд-во МГУ, 2004. С. 207–208.
- <sup>3031</sup> Глазовская М.А., Пиковский Ю.И., Коронцевич Т.И. Комплексное районирование территории СССР по типам возможных изменений природной среды при нефтедобыче. М. : Мысль, 1983. 395 с.
- <sup>3032</sup> Акопова Т.С., Гриценко А.Н., Максимов В.М. Экология, нефть и газ. М.: Наука, 1997. 366 с.
- <sup>3033</sup> Маковский В.И. Влияние нефтезагрязнений на растительный покров и торфяную залежь олиготрофных болот. Свердловск : УрО АН СССР, 1989. 256 с.
- <sup>3034</sup> Бабаджанова О.Ф., Гринчишин Н.М. Роль сорбентів у ліквідації аварійних розливів нафтопродуктів із поверхні ґрунту. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2010. № 4. С. 75–81.
- <sup>3035</sup> Колесников, С.И., Пономарева С.В., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Ранжирование химических элементов по степени их экологической опасности для почвы. *Доклады РАСХН*. 2010. № 1. С. 27–29.
- <sup>3036</sup> Колесников С.И. Сравнительная оценка устойчивости биологических свойств черноземов юга России к загрязнению Cr, Cu, Ni, Pb в модельном эксперименте / С.И. Колесников, М.В. Ярославцев, Н.А. Спивакова, К.Ш. Казеев. *Почвоведение*. 2013. № 2. С. 195–200.
- <sup>3037</sup> Середина В.П. Нефтезагрязненные почвы: свойства и рекультивация. Томск: Томский политехнический университет, 2006. 269 с.



- <sup>3038</sup> Гендрин А.Г. Мониторинг природной среды на объектах нефтегазового комплекса. *Экология*. 2006. № 2. С. 1–123.
- <sup>3039</sup> Shuka O.P. Biodegradation for environmental management. *Everyman's Science*. 1990. Vol. 25. № 2. P. 46–50.
- <sup>3040</sup> Некос В.Ю., Крайнюков О.М. Екологічні проблеми забруднення компонентів природного середовища нафтопродуктами. *1-й Всеукраїнський з'їзд екологів: міжнар. наук.-техн. конф. : тези допов.* 237 с.
- <sup>3041</sup> Качала Т.Б. Дослідження забруднених нафтопродуктами земельних ділянок Івано-Франківської області. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування науково-технічний журнал*. Спецвипуск. 2014. С. 5–9.
- <sup>3042</sup> Song H.-G., Bartha R. Bacterial and fungi contributions to hydrocarbon mineralisation in soil. *American Society for Microbiology. Annual Meeting*. 1986. 86-th Annu Meet. Washington. 1986. P. 302.
- <sup>3043</sup> Методы общей бактериологии / Под ред. Ф. Герхардта. М.: Наука, 1984. 124 с.
- <sup>3044</sup> Франчук Г.М., Ісаєнко В.М., Запорожець О.І. Урбоекологія і техноекоекологія. К. : НАУ, 2007. 200 с.
- <sup>3045</sup> Ісаєнко В.М., Криворотько В.М., Франчук Г.М.. Екологія та охорона навколишнього середовища. К. : НАУ, 2006. 192 с.
- <sup>3046</sup> Баженов В.А., Ісаєнко В.М., Саталкін Ю.М. Інженерна екологія. К.: НАУ. 2006. 492 с.
- <sup>3047</sup> Галстян А.Ш. Унификация методов определения ферментативной активности почв. *Почвоведение*. 1978. №2. С. 107–114.
- <sup>3048</sup> Прасад Н.М. Практическое использование растений для восстановления экосистем загрязненных металлами. *Физиология растений*, 2003. Вып. 50(5). С. 764–780.
- <sup>3049</sup> Синдирева А.В., Ловинецкая С.Б. Оценка фитотоксичности почвы, загрязненной нефтепродуктами. *Вестник НГАУ (Новосибирский государственный аграрный университет)*. 2017. № 1. С. 116–121.
- <sup>3050</sup> Dzhura N., Romanyuk O., Oshchapovsky I. et al. Using plants for recultivation of oil polluted soils. In: *Handbook of Polymer Research: Monomers, Oligomers, Polymers and Composites*. New York: Nova Science Publishers. 2007. P. 125–129.
- <sup>3051</sup> Frick C., Farrell R., Germida J. Assessment of Phytoremediation as an In-Situ Technique for Cleaning Oil-Contaminated Sites. Department of Soil Science University of Saskatchewan Saskatoon, SK Canada S7N 5A8. 1999. P. 23–25.
- <sup>3052</sup> Glick B.R. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnological Advances* 2003. №21. P. 383–393.
- <sup>3053</sup> Kucharski R., Sas-Nowoselska A. Phytoremediation – a novel method of soil reclamation. International conference *Biodiversity and ecotoxicology of the industrial areas in reference to their bioreclamation*. Katowice, 2003. June 5–6. P. 15.
- <sup>3054</sup> Włodkowiec D., Tomaszewska B. Podstawy technologii fitoremediacji zanieczyszczeń ropopochodnych. *Mat. Konf. Nauk. nt. Zanieczyszczenia środowiska produktami naftowymi, ich monitoring i usuwanie w aspekcie procesu integracji z Unią Europejską Ustronie Morskie*. 2003. P. 43–51.
- <sup>3055</sup> Abhilash P.C., Powell J.R., Singh H.B., Singh B.K. Plant-microbe interactions: novel applications for exploitation in multipurpose remediation technologies. *Trends in Biotechnology*. 2012. Vol. 30. P. 416–420.

- <sup>3056</sup> Boopathy R. Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource Technology*. 2000. Vol. 74. Issue 1. P. 63–67.
- <sup>3057</sup> Lee E.H., Kang Y.S., Cho K.S. Bioremediation of diesel contaminated soils by natural attenuation. Biostimulation and Bioaugmentation employing *Rhodococcus* sp. EH831. *Korean Journal of Microbiology* 2011. Vol. 39. Issue 1. P. 86–92.
- <sup>3058</sup> Киреева Н.А. Микробиологические процессы в нефтезагрязненных почвах. Уфа: Изд-во БашГУ. 1994. С. 12–22.
- <sup>3059</sup> Ahemad M. Phosphate-solubilizing bacteria-assisted phytoremediation of metalliferous soils: a review. *Biotech*. 2015. Vol. 5(2). P. 111–121.
- <sup>3060</sup> Колесниченко А.В., Марченко А.И., Побежимова Т.П., Зыкова В.В. Процессы биодegradации в нефтезагрязнённых почвах. Москва: Промэкобезопасность. 2004. 194 с.
- <sup>3061</sup> Панов А.В., Есикова Т.З., Соколов С.Л., Кошелева И.А., Боронин А.М. Влияние загрязнения почвы на состав микробного сообщества. *Микробиология*. 2013. Т. 82. №2. С. 239–246.
- <sup>3062</sup> Bossert I., Kachel W. Fate of hydrocarbons during oily sludge disposal in soil. *Applied and Environmental Microbiology* 1984. Vol. 47. № 4. P. 763–767.
- <sup>3063</sup> Adediran G.A., Ngwenya B.T., Mosselmans J.F.W., Heal K.V., and Harvie B.A. Mechanisms behind bacteria induced plant growth promotion and Zn accumulation in *Brassica juncea*. *Journal of Hazardous Materials*. 2015. Vol. 283. P. 490–499.
- <sup>3064</sup> Gudin C., Syrratt W.J. Biological aspects of land rehabilitation following hydrocarbon contamination. *Environmental Pollution*. 1975. Vol. 8. Issue 2. P. 107–112.
- <sup>3065</sup> Плешакова Е.В., Муратова А.Ю., Турковская О.В. Изменение биологической активности загрязненной углеводородами почвы. *Поволжский экологический журнал*. 2011. № 4. С. 482–488.
- <sup>3066</sup> Мельников Д.А. Распределение признаков биодegradации углеводородов и оценка технологически важных свойств нефтеокисляющих бактерий: автореф. дис. канд. биол. наук. Краснодар, 2005. 25 с.
- <sup>3067</sup> Hoffmann G. Verteilung und Herkunft einiger Enzyme im Boden. *Z. Pflanzenemehr. Dung. Bodenkunde*, 1959. P. 97–104.
- <sup>3068</sup> Стабникова Е. В., Селезнева М. В., Рева О. Н. Выбор активного микроорганизма-деструктора углеводородов для очистки нефтезагрязненных почв. *Прикладная биохимия и микробиология*. 1995. Vol. 31(5). P. 534–539.
- <sup>3069</sup> Burd G.I., Dixon D.G., Glick B.R.. A plant growth promoting bacterium that decreases nickel toxicity in plant seedlings. *Applied and Environmental Microbiology*. 1998. Vol. 64. P. 3663–3668.
- <sup>3070</sup> Burd G.I., Dixon D.G., Glick B.R. Plant growth-promoting bacteria that decrease heavy metal toxicity in plants. *Canadian Journal of Microbiology*. 2000. Vol. 46. P. 237–245.
- <sup>3071</sup> Патент 16345 Україна, МПК (2006) A01B 79/00 A01B 79/02 (2006.01) A01C 21/00. Спосіб очищення ґрунтів, забруднених нафтою / Н.М. Джура, О.І. Терек, О.М. Цвілінюк. №U200511816; Заявл. 12.12.05; Опубл. 15.08.06; Бюл. 8. 7 с.
- <sup>3072</sup> Ma W., Zalec K., Glick B.R. Effects of the bioluminescence-labeling of the soil bacterium *Kluyvera ascorbata* SUD165/26. *FEMS Microbiology Ecology*. 2001. Vol. 35. P. 137–144.
- <sup>3073</sup> Campbell B.G., Thomson J.A. 1-Aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase genes from *Pseudomonas* strains. *FEMS Microbiology Letters*. 1996. Vol. 138. P. 207–210.

- <sup>3074</sup> Açikel, Y.S. Use of biosurfactants in the removal of heavy metal ions from soils. In *Biomangement of metal-contaminated soils*. Edited by M.S. Khan, A. Zaidi, R. Goel, and J. Musarrat. Springer, Berlin. 2011. P. 183–223.
- <sup>3075</sup> Джура Н.М. Фізіологічні аспекти адаптації рослин *Carex hirta* L. до нафтового забруднення: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.12. Київ. 2007. 21 с.
- <sup>3076</sup> Мороз О.М., Джура Н.М., Безноско Г.Я. Вплив рослин *Carex hirta* на мікрофлору нафтозабруднених ґрунтів. *Науковий вісник Ужгородського університету. Сер. Біологія*. 2006. №19. P. 149–154.
- <sup>3077</sup> Джура Н.М., Мороз О.М., Русин І.Б. Вплив рослин бобу кормового (*Vicia faba* var. *minor*) на функціонування мікробних асоціацій метаболізму азоту у забрудненому нафтою ґрунті. *Ґрунтознавство*. 2010. Вип. 11(3–4). С. 105–112.
- <sup>3078</sup> Buluktaev A.A. Changes in salt composition of oil contaminated black soils. *South of Russia: ecology, development*. 2018. Vol. 13(2). P. 184–195.
- <sup>3079</sup> Gonzales G. S., Perez M. M., Fuente Marcos M. A. Actividad ureasica y poblaciones microbianas: efecto del tolueno. *An edafol. y agrobiol.* 1982. Vol. 41. № 11–12. P. 2345–2355.
- <sup>3080</sup> ПНДФ 16.1.21-98 «Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в пробах почв на анализаторе жидкости «Флюорат-02-2М»». СПб.: Люмэкс, 1999. 13 с.
- <sup>3081</sup> Терек О.І., Величко О.І., Джура Н.М. Фізіологічні аспекти адаптації рослин до нафтозабрудненого ґрунту. *Фізіологія рослин: проблеми та перспективи розвитку*. 2009. №1. С. 217–225.
- <sup>3082</sup> Практикум по микробиологии: учебное пособие / Под ред. Н.С. Егорова. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1976. 307 с.
- <sup>3083</sup> Minami R, Uchiyama K, Murakami T, Kawai J, Mikami K, Yamada T, et al. Properties, sequence, and synthesis in *Escherichia coli* of 1-aminocyclopropane-1-carboxylate deaminase from *Hansenula saturnus*. *The Journal of Biochemistry*. 1998. Vol. 123. P. 1112–1118.
- <sup>3084</sup> Патент на корисну модель 60481 Україна, МПК (2011.01) A01B 79/02 (2006.01) B09C 1/00. Спосіб фітоочищення нафтозабруднених ґрунтів / Н.М. Джура, О.І. Романюк, О.М. Цвілінюк, О.І. Терек №u2010 12943; Заявл. 01.11.2010; Опубл. 25.06.2011; Бюл.12, 2011. 4 с.
- <sup>3085</sup> Русаков Н.В., Мерзлая Г.Е., Афанасьев Р.А. Гигиеническая оценка воздействия нефтяных углеводородов на сельскохозяйственные культуры. *Гигиена и санитария*. 2007. № 6. С. 60–62.
- <sup>3086</sup> Дубинина О.Н., Хуснутдинова Н.Ю., Михайлова Л.В., Яхина М.Р. Эколого-гигиенические показатели и критерии в мониторинге нефтезагрязнения торфяных почв. *Гигиена и санитария*. 2014. Т. 93. № 5. С. 94–97.
- <sup>3087</sup> Roy J.L., McGill W.B. Soil water repellency as long term consequence of terrestrial oilspills. *Canadian Journal of Soil Science*. 1996. Vol. 76. №2. P. 244.
- <sup>3088</sup> Кравець О.П. Сучасний стан та проблеми фітоочищення ґрунтів від радіонуклідів і важких металів. *Фізіологія і біохімія культурних рослин*. 2002. Вип. 34(5). С. 377–386.
- <sup>3089</sup> Практикум по агрохимии: учебное пособие / Под ред. Академика РАСХН В.Г. Минеева. 2-е изд., перераб. и доп. М.: Изд-во МГУ, 2001. С. 69.
- <sup>3090</sup> Patten C.L., Glick B.R. The role of bacterial indoleacetic acid in the development of the host plant root system. *Applied and Environmental Microbiology*. 2002. Vol. 68. P. 3795–3801.

- <sup>3091</sup> Schnoor J.L. Phytoremediation of soil and groundwater. *Technology Evaluation Report TE-02-01*. Groundwater Remediation Technologies Analysis Centre (GWRTAC): Pittsburgh, PA, USA. 2002. 45 p.
- <sup>3092</sup> Phillips L.A., Phillips L.A., Greer C.W., Farrell R.E., Germida J.J. Field-scale assessment of weathered hydrocarbon degradation by mixed and single plant treatments. *Applied Soil Ecology*. 2009. Vol. 42. Issue 1. P. 9–17.
- <sup>3093</sup> Dakora F.D., Phillips D.A. Root exudates as mediators of mineral acquisition in lownutrient environments. *Plant and Soil*. 2002. Vol. 245. Issue 1. P. 35–47.
- <sup>3094</sup> Бариляк І.Р., Дуган О.М. Еколого-генетичні дослідження в Україні. *Цитологія і генетика*. 2002. Вип. 36(5). С. 3–10.
- <sup>3095</sup> Marin J.A., Hernandez T., Garcia C. Bioremediation of oil refinery sludge by landfarming in semiarid conditions: Influence on soil microbial activity. *Environmental Research*. 2005. Vol. 98. P. 185–195.
- <sup>3096</sup> Горовая А.И., Бобырь Л.Ф., Дигурко В.М., Скворцова Т.В. Методические аспекты определения мутагенного фона и генетического риска для человека и биоты от действия мутагенных экологических факторов. *Цитология и генетика*. 1996. № 6. С. 78–86.
- <sup>3097</sup> Serrano A., Tejada M., Gallego M., Gonzalez J.L. Evaluation of soil biological activity after a diesel fuel spill. *Science of the Total Environment*. 2009. Vol. 407. P. 4056–4061.
- <sup>3098</sup> Костишин С.С., Руденко С.С., Морозова Т.В. Біомоніторинг Чернівецької області. Чернівці: Рута. 2008. 238 с.
- <sup>3099</sup> Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Проблемы мониторинга экологических последствий загрязнения океана. Ленинград: Гидрометеиздат. 1981. 60 с.
- <sup>3100</sup> Волошин І.М. Ландшафтно-екологічні основи моніторингу. Львів. 1998. 250 с.
- <sup>3101</sup> Крайнюков О.М. Особливості розповсюдження вуглеводневого забруднення та оцінка його впливу на геоекологічний стан басейну р. Сіверський Донець у межах Харківської області: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. Харків. 2007. 20 с.
- <sup>3102</sup> Каменщиков, Ф.А., Богомольный, Е.И. Удаление нефтепродуктов с водной поверхности и грунта. М. Ижевск: Институт компьютерных исследований, 2006. 528 с.
- <sup>3103</sup> ГОСТ 17.4.3.04-85 Охрана природы. Почвы. Общие требования к контролю и охране от загрязнения. 51 с.
- <sup>3104</sup> Концепція екологічного нормування допустимого антропогенного навантаження на ґрунтовий покрив. За ред. С. А. Балюка, М. І. Ромашенка. Київ: Аграрна наука, 2004. 34 с.
- <sup>3105</sup> Куликов О. В. Техногенные загрязнения нефтепродуктами почв и водных объектов. *Бурение*. 2002. 12. С. 24–27.
- <sup>3106</sup> Dawson J.J.C., Godsiffe E.J., Thompson I.P., Ralebitso-Senior T.K., Killham K.S., Paton G.I. Application of biological indicators to assess recovery of hydrocarbon impacted soils. *Soil Biology and Biochemistry*. 2007. Vol. 39. P. 164–177.
- <sup>3107</sup> Баландина А.В., Еремченко О.З. Микробная ремедиация нефтезагрязненных агродерново-карбонатных почв и техногенных поверхностных образований в подзоне южной тайги: монография. Перм. гос. фарм. акад.; Перм. гос. нац. исслед. ун-т. Пермь, 2016. 100 с.
- <sup>3108</sup> Бабаджанова О.Ф., Гринчишин Н.М. Роль сорбентів у ліквідації аварійних розливів нафтопродуктів на поверхні ґрунту. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2010. № 4. С. 75–81.

<sup>3109</sup> Гудзь С.П. Практикум з мікробіології: Підручник: [для студ. вищ. навч. закл.] / С. П. Гудзь, С. О. Гнатуш, Г. В. Яворська, І. С. Білінська, Б. М. Борсукевич Львів: ЛНУ імені Івана Франка, 2014. 436 с.

<sup>3110</sup> Оборин А.А., Калачникова И.Г., Масливец Т.А., Базенкова Е.И., Плещева О.В., Оглоблина А.И. Биологическая рекультивация нефтезагрязненных земель в условиях таежной зоны. *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем: сборник науч. трудов*. М.: Наука. 1988. С.140–159.

<sup>3111</sup> Халимов Э.Н., Левин С.В., Гузев В.С. Экологические и микробиологические аспекты повреждающего действия нефти на свойства почвы. *Вестник МГУ*. Сер. 17. 1996. 2. С. 59–64.

<sup>3112</sup> Кузнецов А.Е., Градова Н.Б. Научные основы экобиотехнологии: учебное пособие для студентов. М.: Мир, 2006. С. 8–10.

<sup>3113</sup> Шамраев А.В., Шорина Т.С. Влияние нефти и нефтепродуктов на различные компоненты окружающей среды. *Вестник Оренбургского государственного университета*. 2009. № 6(100). С. 642–645.

<sup>3114</sup> Maila M.P., Cloete T.E. The use of biological activities to monitor the removal of fuel contaminants – perspective for monitoring hydrocarbon contamination: a review. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2005. Vol. 55. P. 1–8.

<sup>3115</sup> Сорбент для очистки почвы от нефтепродуктов: пат. 2318592 Рос. Федерация: МПК В01J 20/24 В. В. Чаков; заявитель и патентообладатель В.В. Чаков. № 2006142599/15; заявл. 01.12.06; опубл. 10.03.08, Бюл. № 7. 3 с.

<sup>3116</sup> Зенова Г.М. Практикум по биологии почв [и др.]. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. 132 с.

<sup>3117</sup> Бабаджанова О.Ф., Гринчишин Н.М., Сукач Ю.Г. Міграція нафти і нафтопродуктів у поверхневій шарі ґрунту при аварійних розливах. *Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика: зб. наук. праць X міжнар. наук.-метод. конф.* К.: Національний авіаційний університет. 2011. С. 22–26.

<sup>3118</sup> Ali H., Khan E., Sajad M.A. Phytoremediation of heavy metals – concepts and applications. *Chemosphere*. 2013. Vol. 91(7). P. 869–881.

<sup>3119</sup> Козлов К.С. Влияние загрязнения почвы нефтепродуктами на дождевых червей: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / К. С. Козлов. Томск, 2003. 13 с.

<sup>3120</sup> Логинов О.Н., Силищев Н.Н., Бойко Т.Ф., Галимзянова Н.Ф. Биотехнологические методы очистки окружающей среды от техногенных загрязнений. Уфа: Государственное издательство научнотехнической литературы «Реактив». 2000. 100 с.

<sup>3121</sup> Сулейманов Р.Р., Назырова Ф.И. Изменение буферности почв при загрязнении нефтепромышленными водами и сырой нефтью. *Вестник ОГУ*. 2007. №4. С. 133–139.

<sup>3122</sup> Каралов А.М. Регулирование теплового режима нефтезагрязненных земель в условиях их биологической рекультивации. *VIII всесоюз. съезд почвоведов: тезисы докладов*. Кн. 1. Новосибирск, 1989. С. 37.

<sup>3123</sup> Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. М.: Изд-во МГУ, 1998. 376 с.

<sup>3124</sup> Гончарук Е.И., Сидоренко Г.И. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве: Руководство. М.: Медицина, 1986. 319 с.

<sup>3125</sup> Елин Е.С. Биогеохимическая трансформация нефти-загрязнителя и болотного биогеоценоза при их взаимодействии. *Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения*. 2002. №3. С. 153–166.

- <sup>3126</sup> Чернянский С.С., Волосатова Ю.В., Краснопеева А.А. Особенности формирования аномалий полиароматических углеводородов в почвенном покрове. *Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География*. 2007. № 2. С. 31–37.
- <sup>3127</sup> Гринчишин Н., Бабаджанова О., Лагуш Н. Вертикальна міграція дизельного палива в ґрунтах різного типу. *Вісник Львівського національного аграрного університету. Серія: Агрономія*. 2014. № 18. С. 35–40.
- <sup>3128</sup> Sikkema J., de Bont A. M., Poolman B. Mechanisms of Membrane Toxicity of Hydrocarbons. *Microbiological Reviews*. 1995. Vol. 59. № 2. P. 201–222.
- <sup>3129</sup> Тюленева В.А., Соляник В.А., Васькина И.В. К вопросу исследования фильтрации нефти в почвах. *Вісник КДПУ*. 2006. Вип. 2 (37). Ч. 2. С. 110–112.
- <sup>3130</sup> Khalilova H. Kh. The impact of oil contamination on soil ecosystem. *Journal of Biological and Chemical Research*. 2015. Vol. 2(3). P.133–139.
- <sup>3131</sup> Басюл Е.В. Методы очистки и рекультивации среды от нефтепродуктов. *II Международная научная конференция «Современные проблемы загрязнения почв»: сборник материалов*. Том 2. М.: Изд-во МГУ. 2007. С. 262–264.
- <sup>3132</sup> Панасенко Є.В. Вплив агро меліоративних заходів на відновлення властивостей та родючості нафтозабрудненого чорнозему: автореф. дис... канд. с.–г. наук: 06.01.03 / Панасенко Євгеній Володимирович; Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н.Соколовського». Х. 2007. 24 с.
- <sup>3133</sup> Krzaklewski, W. and M. Pietrzykowski, Selected Physico-Chemical Properties of Zinc and Lead Ore Tailings and their Biological Stabilisation. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2002. Vol. 141(1). P. 125–141.
- <sup>3134</sup> Рогозина Е.А., Шиманский В.К. Некоторые теоретические аспекты восстановления нефтезагрязненных почвенных экосистем [Электронный ресурс]. *Нефтегазовая геология. Теория и практика*. Т.2. 2007. Режим доступа: <http://www.ngtp.ru/rub/7/012.pdf>.
- <sup>3135</sup> Хазиев Ф.Х. Экология почв Башкортостана. Уфа: АН РБ, Гилем, 2012. 312 с.
- <sup>3136</sup> Новоселова Е.И. Экологические аспекты трансформации ферментативного пула почвы при нефтяном загрязнении и рекультивации: автореф. дис. ... док. биол. наук / Новоселова Евдокия Ивановна. Воронеж: ВГУ. 2008. 42 с.
- <sup>3137</sup> Ribera D., Saint-Denis M. Le ver *Eisenia fetida*: Interets et perspectives en ecotoxicologie terrestre. *Bulletin de la Société zoologique de France*. 1999. № 4. P. 411–420.
- <sup>3138</sup> Skrybykina M.I. Genetic risk of cryogenic soil pollution. In: SETAC Europe First Russian SETAC symposium on risk assessment for environmental contamination, 14-17 June 1998, St. Petersburg, Russia. Press. P. 87–88.
- <sup>3139</sup> Caravaca F., Roldan A. Assessing changes in physical and biological properties in a soil contaminated by oil sludges under semiarid Mediterranean conditions. *Geoderma*. 2003. Vol. 117. P. 53–61.
- <sup>3140</sup> Пиковский Ю.И., Солнцева, Н.П. Геохимическая трансформация дерново-подзолистых почв плж влиянием потоков нефти. *Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состояние экосистем*. М.: Наука, 1981. С. 149–152.
- <sup>3141</sup> Шурубур Е.И., Геннадиев А.Н., Пиковский Ю.И. Карта условий аккумуляции, трансформации и миграции органических поллютантов в почвах Нижнего Поволжья. *Аридные экосистемы*. 1998. Т. 4, № 8. С. 109–117.

<sup>3142</sup> Del Panno M.T., Morelli I.S., Engelen B., Berthe-Corti L. Effect of petrochemical sludge concentrations on microbial communities during soil bioremediation. *FEMS Microbiology Ecology*. 2005. Vol. 53. P. 305–316.

<sup>3143</sup> Трофимов С.Я., Аммосова Я.М., Орлов Д.С., Осипова Н.Н., Суханова Н.И. Влияние нефти на почвенный покров и проблема создания нормативной базы по влиянию нефтезагрязнения на почвы. *Вестник Московского ун-та. Сер.17 Почвоведение*. 2000. № 2. С. 30–34.

<sup>3144</sup> Романова К.Н., Назарько М.Д., Щербаков В.Г., Лобанов В.Г., Ксандопуло С.Ю., Сапрыкина Н.В., Александрова А.В. Трансфер технологий в решении проблемы восстановления нефтезагрязненных почв. *Известия Вузов. Пищевая технология*. 2007. №5–6. С. 99–97.

<sup>3145</sup> Lutz W.K. Dose-response relationships in chemical carcinogenesis reflect differences in individual susceptibility. Consequences for cancer risk assessment, extrapolation, and prevention. *Human & Experimental Toxicology*. 1999. № 12. P. 707–712.

<sup>3146</sup> Krivolutsky D.A., Koroleva E.G. Soil fauna transformations as result of precipitation of Chernobylis Hot Particles. Proc. Intern. Symp. Radioecology. Znoymo, CSSR, 1992. P. 7.

<sup>3147</sup> Mc Gill W.B. Soil restoration following oil spills. A review. *Journal of Canadian Petroleum Technology*. 1977. № 5. P. 15–21.

<sup>3148</sup> Dominguez J., Edwards C.A. Effects of stocking rate and moisture content on the growth and maturation of *Eisenia andrei* (Oligochaeta) in pig manure. *Soil Biology and Biochemistry*. 1997. Vol. 29. P. 743-746.

<sup>3149</sup> Marino F., Ligerio A., Diaz Cosin D.J. Variaciones de la concentracion de 1 metales pesados en diferentes especies de lombrices de tierra en cinco minas en Galicia (NO Espana). *Miscellanea Zoologica abbreviation*. 1993. P. 75–85.

<sup>3150</sup> Pickering Ronald W. A toxicological review of polycyclic aromatic hydrocarbons. *List of issues Cutaneous and Ocular Toxicology*. 1999. № 2. P. 101–135.

<sup>3151</sup> Медведева Е.И. Динамика восстановления нефтезагрязненных почв в условиях Среднего Поволжья. *XII Пуштинская школаконференция молодых ученых «Биология – наука XXI века»: сборник тезисов*. Пушино. 2003 С. 97.

<sup>3152</sup> Lowe C.N., Butt K.R. Influence of organic matter on earthworm production and behaviour: a laboratory-based approach with applications for soil restoration. *European Journal of Soil Biology*. 2002. № 38. P. 173–176.

<sup>3153</sup> Сулейманов Р.Р., Абдрахманов Т.А., Жаббаров З.А., Турсунов Л.Т. Ферментативная активность и агрохимические свойства лугово-аллювиальной почвы в условиях нефтяного загрязнения. *Известия Самарского научного центра РАН*. 2008. Т.10. № 2. С. 294–298.

<sup>3154</sup> Ибрагимова С.Т. Биологическое диагностирование нефтезагрязненных почв месторождений Казахстана: автореферат дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Ибрагимова Самал Токмагамбетовна. Алматы. 2009. 18 с.

<sup>3155</sup> Mc Lachlan A., Harty B. Effect of rude oil on the supralitoral mejofauna of a sandy beach. *Marine Environmental Research*. 1982. Vol. 7. №1. P. 71–79.

<sup>3156</sup> Popa A. Activitatea dehidrogenazica in sol ca test ecotoxicologic pentru poluanti anorganici si organic. *Studia Universitatis Babeş-Bolyai Biologia*. 1999. Vol. 64(1–2). P.169–178.

---

<sup>3157</sup> Wang X., Sun C., Gao S., Wang L., Shuokui H. Validation of germination rate and root elongation as indicator to assess phytotoxicity with *Cucumis sativus*. *Chemosphere*. 2001. Vol. 44. № 8. P. 1711–1721.

<sup>3158</sup> Напрасникова Е.В., Дубынина С.С. Функциональный аспект антропогенных ландшафтов. *Труды Института географии им. В.Б. Сочавы*. 2006 № 3. С. 162–166.

<sup>3159</sup> Назаров А.В., Ананьина Л.Н., Ястребова О.В., Плотникова Е.Г. Влияние нефтяного загрязнения на бактерии дерново-подзолистой почвы. *Биология почв*. 2010. № 12. С. 1489–1493.

<sup>3160</sup> Griffin L.F., Calder G.A. Toxic effect in water-soluble fractions of crude, refined and weathered oils on the growth of a marine bacterium. *Applied and Environmental Microbiology*. 1997. Vol. 33. №5. P. 1092–1101.

<sup>3161</sup> Ahemad M., Khan M.S. 2013. Pesticides as antagonists of rhizobia and the legume-rhizobium symbiosis: a paradigmatic and mechanistic outlook. *Biochemistry and Molecular Biology*. Vol. 1(4). P. 63–75.

<sup>3162</sup> States J.C., Hines R.N., Novak R.F. Method and cell line for testing cytotoxicity and mutagenicity of a chemical. Wayne State University. 1996. P. 120.

<sup>3163</sup> Пархоменко А.Н., Сопрунова О.Б. Влияние нефти на микроорганизмы круговорота азота в почвах аридной зоны. *Вестник астраханского государственного технического университета*. 2006. № 3. 178–182.

<sup>3164</sup> Langdon C.J., Pearce T.G., Black S., Semple K.T. Resistance to arsenic-toxicity in a population of the earthworm *Lumbricus rubellus*. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999 № 31. P. 1963–1967.

<sup>3165</sup> Колесников С.И., Татосян М.Л., Азнаурьян Д.К. Изменение ферментативной активности чернозема обыкновенного при загрязнении нефтью и нефтепродуктами в модельных экспериментах. *Доклады Россельхозакадемии*. 2007. № 5. С. 32–34.

<sup>3166</sup> Ganin G.N. The threshold effect at the HMs bioaccumulation in system «soil – pedobionts». In: SETAC Europe First Russian SETAC symposium on risk assessment for environmental contamination, 14-17 June 1998, St. Petersburg, Russia. Press. P. 57–58.

<sup>3167</sup> Леднев А.В., Юскин А.А. Влияние нефти и нефтепромысловых пластовых вод на некоторые биологические свойства почвы. *Тез. докл. между-нар. студ. конф. «Кризис почвенных ресурсов: причины и следствия»*. С-Пб, 1997. С. 85–86.

<sup>3168</sup> Лабутова Н.М., Щерба А.В., Галова А.В., Орлова Е.Е. Особенности состояния бактериального и грибного микробоценоза нефтезагрязненной дерново-подзолистой почвы в лабораторных экспериментах. *Антропогенная трансформация природной среды: материалы междунар. конференции*. Пермь: Пермский гос. ун-т. 2010. С. 9–14.

<sup>3169</sup> Шкидченко А.Н., Аринбасаров М.У. Изучение нефтеструктурной активности микрофлоры прибрежной зоны Каспийского моря. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2002. Т. 38. № 5. С. 509–512.

<sup>3170</sup> Назаров А. В., Иларионов С.А. Изучение причин фитотоксичности нефтезагрязненных почв [Электронный ресурс]. *Альтернативная энергетика и экология*. 2005. №1. С. 60–65. <http://isjall.hydrogen.ru/pdf/letters1-2005nazarov.pdf>.

<sup>3171</sup> Мокеева, А.В., Алексеев А.Ю., Емельянова Е.К., Забелин В.А., Заушинцева А.В., Тараканова А.С., Шестопапов А.М., Ильичева Т.Н. Ассоциация штаммов бактерий-нефтеструктуров для ремедиации нефтезагрязненных территорий. *Вестник НГУ. Серия: Биология, клиническая медицина*. 2011. Т. 9. № 3. С. 27–34.



- <sup>3172</sup> Киреева Н.А., Бакаева М.Д., Галимзянова Н.Ф. Влияние нефтяного загрязнения на скорость роста микромицетов. *Проблемы медицинской микологии*. 2005. Т. 7. № 2. С. 40–41.
- <sup>3173</sup> Марфенина О. Е. Антропогенная экология почвенных микроорганизмов. М.: *Медицина для всех*. 2005. 196 с.
- <sup>3174</sup> Корнейкова М.В., Евдокимова Г.А., Лебедева Е.В. Комплексы потенциально патогенных микроскопических грибов в антропогенно загрязненных почвах Кольского Севера. *Микология и фитопатология*. 2012. Т. 46. № 5. С.323–328.
- <sup>3175</sup> Evdokimova G.A., Korneykova M.V., Lebedeva E.V. Complexes of potentially pathogenic microscopic fungi in anthropogenic polluted soils. *Environmental science and health. Part A*. 2013. Vol. 48. P. 746–752.
- <sup>3176</sup> Сабан В.З., Семчук Я.М. Дослідження впливу пластових вод Долинського нафтового родовища на гідросферу. *Нафтова і газова промисловість*. 2011. № 1. С. 62–64.
- <sup>3177</sup> Зимонина Н.В. Использование метода альгоиндикации в диагностике нефтезагрязненных торфяных почв [Электронный ресурс]. *Вестник Института биологии Коми науч. центра УроРАН*. 2002. №10. Режим доступа: <http://ib.komisc.ru/add/old/t/ru/ir/vt/02–60/02.html>.
- <sup>3178</sup> Патова Е.Н. Почвенные водоросли в различных зонах влияния нефтеперерабатывающего завода [Электронный ресурс]. *Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН*. 2002. №8. Режим доступа: <http://ib.komisc.ru/add/old/t/ru/ir/vt/02–58/08.html>.
- <sup>3179</sup> Штина Э.А., Некрасова К.А. Водоросли загрязненных нефтью почв. *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем*. М.: Наука, 1988. С. 57–81.
- <sup>3180</sup> Кабиров Р.Р., Киреева Н.А., Кабиров Т.Р., Дубовик И.Е., Якупова А.Б., Сафиуллина Л.М. Оценка биологической активности нефтезагрязненных почв с помощью интегрального показателя. *Почвоведение*. 2012. № 2. С. 184–188.
- <sup>3181</sup> Dorn P.V., Salanitro J.P. Temporal ecological assessment of oil contaminated soils before and after bioremediation. *Chemosphere*. 2000. № 40. P. 419–426.
- <sup>3182</sup> Порядок определения размеров ущерба от загрязнений земель химическими веществами. Москва, 1993. 30 с.
- <sup>3183</sup> Шматько В.Г., Нікітін Ю.В. Екологія і організація природоохоронної діяльності : навчальний посібник. К. : КНТ, 2008. 304 с.
- <sup>3184</sup> Тесля А.В., Галактионова Л.В., Васильченко А.С., Елисеева М.В. Оценка степени загрязнения типичных и южных черноземов нефтепродуктами. *Вестник ОГУ*. 2013. №6(155). С. 92–95.
- <sup>3185</sup> Звягинцев Д.Г. Почвы и микроорганизмы. М.: Изд-во МГУ, 1987. 256 с.
- <sup>3186</sup> Алиев И.Н. Естественное облесение и биологическая рекультивация нарушенных земель северного Кавказа (на примере КабардиноБалкарии): автореф. дис. ... док. с.-х. н.: 06.03.01 / Алиев Игорь Нажафович. Волгоград. 2012. 42 с.
- <sup>3187</sup> Ніколайчук В., Литвин В., Бойко Н., Колесник О. Природні екосистеми Карпат в умовах посиленого антропогенного впливу. *Інформаційний вісник Академії наук вищої школи України*. 2003. Вип. 3(36). С. 4–10.
- <sup>3188</sup> Почвенно-экологический мониторинг и охрана почв / под ред. Д.С. Орлова. М.: Изд-во МГУ, 1994. 271 с.
- <sup>3189</sup> Узбек И.Х. Целлюлозоразрушающие микроорганизмы как компонент биологического фактора почвообразования. *Екологія та ноосферологія*. 2006. С. 11–16.

- <sup>3190</sup> Седых В.Н., Игнатъев Л.А. Влияние отходов бурения и нефти на физиологическое состояние растений. *Сибирский экологический журнал*. 2002. № 1. С. 47–52.
- <sup>3191</sup> Чижов Б.Е., Захаров А.И., Гаркунов Г.А. Деградиционно-восстановительная динамика лесных фитоценозов после нефтяного загрязнения. *Леса и лесное хозяйство Западной Сибири*. 1998. Вып. 6. С. 160–172.
- <sup>3192</sup> Ромейко И.Н., Дубовенко Е.К. Биологическая активность почвы как показатель ее плодородия. Пути повышения плодородия почв. Киев: Урожай, 1969. С. 67–72.
- <sup>3193</sup> Колесников С.И., Гайворонский В.Г., Ротина Е.Н., Казеев К.Ш., Валько В.Ф. Оценка устойчивости почв Юга России к загрязнению мазутом по биологическим показателям (в условиях модельного эксперимента). *Почвоведение*. 2010. № 8. С. 995–1000.
- <sup>3194</sup> Лугаускас А.Ю., Микульскене А.И., Шляужене Д.Ю. Каталог микромицетов. биодеструкторов полимерных материалов. М.: Наука, 1987. 344 с.
- <sup>3195</sup> Селявкин С.Н., Мараева О.Б., Лукин АЛ. Оценка биологического состояния почвы по микробиологической и ферментативной активности. *Вестник Воронежского государственного аграрного университета*. 2015. №2 С. 36–39.
- <sup>3196</sup> Максименко О.Е., Червяков Н.А., Каркишко Т.И. Динамика восстановления растительности антропогенно нарушенного сфагнового болота на территории нефтепромысла в Среднем Приобье. *Экология*. 1997. № 4. С. 243–247.
- <sup>3197</sup> Рыбак В.К., Овчарова Е.П., Коваль Э.З. Микрофлора почвы, загрязненной нефтью. *Микробиологический журнал*. 1984. Т. 46. №4. С. 29–32.
- <sup>3198</sup> Лютахина Н.Б. Влияние нефтяного загрязнения на максимальную гигроскопичность черноземных почв. Тез. докл. междунар. студ. конф. «Кризис почвенных ресурсов: причины и следствия». СПб, 1997. С. 88–89.
- <sup>3199</sup> Шестопалов О.В. Охорона навколишнього середовища від забруднення нафтопродуктами : навч. посібник. Харків : НТУ «ХПІ». 2015. 116 с.
- <sup>3200</sup> Франчук Г.М., Радомська М.М. Оцінювання забруднення ґрунтів нафтопродуктами внаслідок діяльності автозаправних станцій. *Вісник Національного авіаційного університету*. 2009. № 1. С. 46–49.
- <sup>3201</sup> Методика визначення збитку, обумовленого забрудненням і засміченням земельних ресурсів в результаті порушення природоохоронного законодавства. Міністерство охорони навколишнього природного середовища і ядерної безпеки. Київ. 1998. 69 с.
- <sup>3202</sup> ГСТУ 41-00032626-00-023-2000. Охорона довкілля. Рекультивация земель під час спорудження нафтових і газових свердловин. Київ, Міністерство екології та природних ресурсів України, 2000. 69 с.
- <sup>3203</sup> РД 41-580 4046-200-91. Охрана окружающей среды при строительстве разведочных и эксплуатационных скважин на нефть и газ. К.: Госкомгеологии Украины, 1991. 64 с.
- <sup>3204</sup> Хабилов И.К., Габбасова И.М., Хазиев Ф.Х. Устойчивость почвенных процессов. Уфа: БГАУ, 2001. 327 с.
- <sup>3205</sup> Бурмистрова Т.И., Алексеева Т. П., Перфильева В.Д., Терещенко Н.Н., Стахина Л.Д. Биодегградация нефти и нефтепродуктов в почве с использованием мелиорантов на основе активированного торфа. *Химия растительного сырья*. 2003. №3. С. 69–72.

- <sup>3206</sup> Nichols T. D. Rhizosphere microbial populations in contaminated soils / Nichols T.D., Wolf D.C., Rogers H.B., Beyrouty C.A., Reynolds C.M. *Water, Air, and Soil Pollution*. 1997. № 95. P. 153–164.
- <sup>3207</sup> Соловьев В.И., Кожанова Г.А. Биоремедиация как основа восстановления нефтезагрязненных почв. *Мир экологии*. 2004. №2. С. 21–25.
- <sup>3208</sup> Давыдова И.Ю., Пахненко-Дурынина Е.П. Реакция сельскохозяйственных растений на загрязнение почвы нефтью. Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова. URL: [conf.stavsu.ru/\\_WordDocs/76.doc](http://conf.stavsu.ru/_WordDocs/76.doc).
- <sup>3209</sup> Галстян, А.Ш. Некоторые вопросы почвенной ферментологии / Тезисы докл. симп. «Ферменты почв», 1968, янв. Минск, 1968 55 с.
- <sup>3210</sup> Петросян А.Г., Дятлов С.Є., Тарасенко А.О., Дятлова О.С. Біотестування як метод експрес-оцінки токсичності ґрунтів. *Вісник ОНУ*. 2002. Вип. 7(1). С. 139–145.
- <sup>3211</sup> Иваненко Н.В. Экологическая токсикология. Учебное пособие. Владивосток: Изд-во ВГУЭС. 2006. 108 с.
- <sup>3212</sup> Henner P., Schiavon M., Druelle V. et al. Phytotoxicity of ancient gaswork soils. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on plant germination. *Organic Geochemistry*. 1999. №30. P. 963–966.
- <sup>3213</sup> Keddy C., Greene J., Bonnell M. Review of whole organism bioassays: Soil, freshwater sediment and freshwater assessment in Canada. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 1995. Vol. 30(3). P. 221–251.
- <sup>3214</sup> Бондаренко Г.Н. Сопряженность трансформационных и миграционных процессов в почвах. *Минералогический журнал*. 2004. Т. 26. С. 39–46.
- <sup>3215</sup> Логинов О.Н. Биотехнологические методы очистки окружающей среды от техногенных загрязнений. Уфа: «Реактив», 2000. 100 с.
- <sup>3216</sup> Войкова И.В., Конев Ю.Е. Микробиологическая очистка воды и почвы от нефти и нефтепродуктов. *Конф. «Интродукция микроорганизмов в окружающую среду», 17–19 мая, 1994*. С. 12–13.
- <sup>3217</sup> Чундерова А.И. Биохимическая деятельность микрофлоры и плодородие почвы. *Агрономическая микробиология: научные труды ВАСХНИЛ*. Ленинград: Колос, 1976 С. 47–82.
- <sup>3218</sup> Терек О.І. Ріст рослин: навч. посібник. Львів: Вид. центр ЛНУ ім. І. Франка. 2007. 247 с.
- <sup>3219</sup> Суржко Л.Ф., Финкельштейн З.И., Баскунов Б.П., Янкевич М.И. и др. Утилизация нефти в почве и воде микробными клетками. *Микробиология*. 1995. №3. С. 393–398.
- <sup>3220</sup> Popa A. Inductia enzimatica in sol ca test ecotoxicologic pentru poluanti anorganici si organici. *Studia Universitatis Babeş-Bolyai Biology*. 2000. № 45 (1). P. 129–138.
- <sup>3221</sup> Киреева Н.А., Новосёлова Е.И. Влияние нефтепродуктов на биологическую активность серой лесной почвы. *II съезд общества почвоведов: Тез. докл. С.-Петербург*. 1996. Кн. 1. С. 261.
- <sup>3222</sup> Коровецька Г.В. Адаптація рослин *Faba Vona Medic. (Vicia faba L.)* та *Carex hirta L.* до дефіциту вологи в умовах нафтового забруднення ґрунту: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.12. Київ. 2010. 20 с.
- <sup>3223</sup> Buzmakov S.A., Khotyanovskaya Y.V. Degradation and pollution of lands under the influence of oil resources exploitation. *Applied Geochemistry*. 2020. Vol. 113. P. 123–129.

- <sup>3224</sup> Горова А., Кулина С. Оцінка токсичності ґрунтів Червоноградського гірничопромислового району за допомогою ростового тесту. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2008. Вип.48. С. 189–194.
- <sup>3225</sup> Мазунина Л.Е. Особенности анатомии и морфологии высших растений в условиях нефтяногозагрязнения. *Вестник Нижневартковского государственного гуманитарного университета*. 2009. №1. С. 16–18.
- <sup>3226</sup> Міхєєв О.М., Гуща М.І., Шиліна Ю.В., Овсяннікова Л.Г. Застосування рослинних тестсистем для оцінки комбінованої дії стресорів різної природи на екосистеми. *Екологія*. 2006. Вип. 53(40). С. 56–64.
- <sup>3227</sup> Cabrera G.L., Rodriguez D.M. Genotoxicity of soil from farmland irrigated with wastewater using three plant bioassays. *Mutat Research*. 1999. Vol. 426 (2). P. 211–214.
- <sup>3228</sup> Aprill W., Sims R.C. Evaluation of the use of prairie grasses for stimulating polycyclic aromatic hydrocarbon treatment in soil. *Chemosphere*. 1990. Vol. 20. Issue 1–2. P. 253–265.
- <sup>3229</sup> Strojan C.L. The impact of zinc smelter emissions on forest litter arthropods. *Oikos*. 1978. Vol. 31. P. 41–46.
- <sup>3230</sup> Джура Н.М. Перспективи фітореMediaції нафтозабруднених ґрунтів рослинами *Faba bona Medic. (Vicia faba L.)*. *Вісник Львівського університету. Сер. біол.* 2011. Вип. 57. С. 117–124.
- <sup>3231</sup> Adam G., Duncan H. The effect of diesel fuel on common vetch (*Vicia sativa L.*) plants. *Environmental Geochemistry and Health*. 2003. Vol. 25. Is. 1. P. 123–130.
- <sup>3232</sup> Kaimi E., Mukaidani T., Tamaki M. Screening of Twelve Plant Species for Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Soil. *Plant Production Science*. 2007. Vol. 10. Issue 2. P.211–218.
- <sup>3233</sup> Pivetz, B. E. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites. *EPA Ground Water Issue*. EPA/540/S-01/500. Ada, Ok. 2001. P. 4–9.
- <sup>3234</sup> Швакова Э.В. Использование показателей ферментативной активности почв в почвенно-экологическом мониторинге. *Потенциал современной науки*. 2015. №. 4. С. 62–66.
- <sup>3235</sup> Трещевский И.В. Почвоулучшающая роль защитных насаждений на рекультивированных землях Лебединского ГОКа Курской магнитной аномалии : автореф. дисс. ... канд. с.-х. наук. Курск. 2010. 22 с.
- <sup>3236</sup> Джура Н.М., Цвілинюк О.М., Терек О.І. Вплив нафтового забруднення на вміст макро- та мікроелементів у рослинах *Carex hirta L.* *Український ботанічний журнал*. 2007. Т. 64, №1. С. 122–131.
- <sup>3237</sup> Карпин О.Л. Реакція антиоксидантної системи рослин *Carex hirta* та *Faba bona Medic. (Vicia faba L.)* в умовах нафтового забруднення: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.12. Київ. 2010. 20 с.
- <sup>3238</sup> Вальков В.Б. Биоремедиация: принципы, проблемы,ходы. *Биотехнология*. 1995. №3–4. С. 20–27.
- <sup>3239</sup> Джура Н., Цвілинюк О., Терек О. Реакції осоки шершавої на нафтове забруднення. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2006. Вип. 42. С. 142–146.
- <sup>3240</sup> Коровецька Г., Соханьчак Р., Джура Н. Стан продигового апарату листків рослин *Carex hirta L.* за впливу нафтового забруднення ґрунту. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2008. Вип. 47. С. 166–171.

- <sup>3241</sup> Буньо Л.В., Цвілинюк О.М., Терек О.І., Величко О.І., Микієвич І.М. Активність мікрофлори нафтозабрудненого ґрунту у ризосферній зоні рослин *Carex hirta*. *Біологічні студії*. Т.4. № 3. 2010. С. 55–62.
- <sup>3242</sup> Цвілинюк О.М., Буньо Л.В., Карпин О.Л., Пенцак А.Я. ФітореMediaція нафтозабруднених ґрунтів за допомогою рослин *Carex hirta* L. *Строительство, материаловедение, машиностроение*. 2017. Вып. 99. С. 187–193.
- <sup>3243</sup> Осипова Е.С., Петухова Г.А. Влияние нефтяного загрязнения на биохимические и физиологические показатели растений. *Теоретические и прикладные аспекты современной науки*. 2014. №5-1. С. 131–135.
- <sup>3244</sup> Романюк О.І., Дудок І.В., Ощиповський І.В., Кучманіч Н. Вплив довготривалої експлуатації Бориславського нафтового родовища на стан ґрунтів м. Борислава. *Матеріали міжнародної конференції «Технології підземного видобутку корисних копалин. Рудникова аерологія та безпека праці. Геологія»*. Дніпропетровськ : Національний гірничий університет, 2006. С. 240–247.
- <sup>3245</sup> Robinson V.H., Anderson C.W.N., Dickinson N.M., Phytoextraction: Where's the action? *Journal of Geochemical Exploration*. 2015. Vol. 151. P. 34–40.
- <sup>3246</sup> Воробьева Л.А., Рудакова Т.А., Лобанова Е.А. Элементы прогноза уровня концентраций тяжелых металлов в почвенных растворах водных вытяжек из почв. *Тяжелые металлы в окружающей среде*. Москва: Изд-во МГУ, 1980. С. 28–34.
- <sup>3247</sup> Цвілинюк О., Буньо Л.В., Карпин О.Л., Терек О.І. Мікориза у *Carex hirta* L. як одна із умов виживання в нафтозабрудненому ґрунті. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2012. Вип. 60. С. 320–326.
- <sup>3248</sup> Цвілинюк О.М. Морфогенез коренів кукурудзи під впливом 6-БАП та  $\alpha$ -НОК. Автореферат на здобуття наукового ступеня к.б.н. Київ. 1998. 19 с.
- <sup>3249</sup> Джура Н., Цвілинюк О., Терек О. Вплив нафтового забруднення ґрунту на морфо-фізіологічні особливості рослин. *Вісник Львівського ун-ту. Серія біологічна*. 2005. Вип.40. С. 51–58.
- <sup>3250</sup> Думанська Т.У. Деструкція моно- і поліциклічних ароматичних вуглеводнів культурами *Pseudomonas fluorescens* 1-Dбіовар II та *Basillus subtilis* 2-D. *Мікробіологічний журнал*. 1995. Т. 57. №1. С. 95–101.
- <sup>3251</sup> Петухова Г.А., Дмитриева В.В., Забродина Е.И. Ответные реакции модельных тест-объектов на нефтяное загрязнение среды. *Вестник Тюменского государственного университета. Экология и природопользование*. 2017. №3. С. 98–107.
- <sup>3252</sup> Утомбаева А.А., Петров А.М. Влияние нефтяных загрязнений на жизнедеятельность одно- и двудольных растений на рекультивированных аллювиальных луговых почвах. *Химия и инженерная экология*. 2020. С. 314–317.
- <sup>3253</sup> Руденко С.С., Костишин С.С., Морозова Т.В. Загальна екологія: практичний курс: Навч. посібник. Част. 1, 2. Чернівці: Рута. 2003. 320 с.
- <sup>3254</sup> Колеснікова, Л.А., Федюшко М.П. Аналіз фітотоксичності нафтозабруднених ґрунтів. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2015. Вип. (1–2). С. 41–43.
- <sup>3255</sup> Джура Н.М. Фізіологічні аспекти адаптації рослин *Carex hirta* L. до нафтового забруднення: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.12. Київ. 2007. 21 с.
- <sup>3256</sup> Теппер Е.З., Шильникова В.К., Переверзева Г.И. Практикум по микробиологии. 3-е изд. М.: Агропромиздат, 1987. 239 с.
- <sup>3257</sup> Назина Т.Н., Розанова Е.П., Беляев С.С., Иванов М.В. Химические и микробиологические методы исследования пластовых жидкостей и кернов нефтяных

---

месторождений. Пушино: Научный центр биологических исследований АН СССР. Институт микробиологии, 1988. С. 1–25.

<sup>3258</sup> Копытов Ю. П., Дивавин И. А. Рост нефтеокисляющих мик-роорганизмов рода *Mycobacterium* на многокомпонентных субстратах. *Микробиологический журнал*. 1986. Т. 48. №2. С. 21–26.

<sup>3259</sup> Каравайко Г.И., Кузнецов С.И., Голомзик А.И. Роль микроорганизмов в выщелачивании металлов из руд. М.: Наука, 1972. С. 190–221

<sup>3260</sup> Горон М.З., Джура Н.М., Романюк О.І. Фітотестування як експрес-метод оцінки токсичності нафтозабруднених ґрунтів. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2012. Р. 58.

<sup>3261</sup> Цуцаева В.В. Влияние нефтедобывающей промышленности на некоторые компоненты природы Томской области//Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. *Всесоюзн. школа.: Тез. докл. Пушино*. 1984. С. 208–209.

<sup>3262</sup> Черников В.А. Алексахин Р.М., Голубев А.В. и др. Агрэкологія. Под ред. В.А. Черникова, А.И. Чекереса. М.: Колос. 2000. 536 с.

<sup>3263</sup> Watanabe K., Watanabe K., Kodama Y., Syutsubo K., Harayama S. Molecular characterization of bacterial populations in petroleum-contaminated groundwater discharged from underground crude-oil-storage cavities. *Applied and Environmental Microbiology*. 2000. Vol. 66. № 11. P. 4803–4809.

<sup>3264</sup> Watanabe K., Kodama Yu., Kaku N. Diversity and abundance of bacteria in an underground oil-storage cavity. *BMC Microbiology*. 2002. Vol. 2. № 23. P. 1471–1481.

<sup>3265</sup> Коронелли Т.В., Дермичева С.Г., Ильинский В.В., Комарова Т.И., Поршнева О.В. Видовая структура углеводородокисляющих бактериоценозов водных экосистем разных климатических зон. *Микробиология*. 1994. Т. 63. Вып. 5. С. 917–923.

<sup>3266</sup> Ягафарова Г.Г., Хлесткий Р.Н., Ягафаров И.Р. Испытания биопрепарата «Родотрин» для ликвидации нефтяных загрязнений на территории Татарстана. *Нефтепереработка и нефтехимия*. 1998. №7. С. 45–47.

<sup>3267</sup> Чугунов В.А., Ермоленко З.М., Жиглецова С.К., Мартовецкая И.И., Миронова Р.И., Жиркова Н.А., Холоденко В.П., Ураков Н.Н. Создание и применение жидкого препарата на основе ассоциации нефтеокисляющих бактерий. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2000. Т. 36. № 6. С. 666–671.

<sup>3268</sup> Куюкина М.С., Ившина И.Б., Осипенко М.А., Няшин Ю.И., Коростина О.А. Модель нефтеотмывания загрязненного почвогрунта под действием *Rhodococcus*-биосурфактанта. *Российский журнал биомеханики*. 2006. Т. 10. № 1. С. 59–67.

<sup>3269</sup> Whyte L., Hawari J., Zhou E., Bourbonniere L., Inniss W., Greer Ch. Biodegradation of variable-chain-length alkanes at low temperatures by a psychrotrophic *Rhodococcus* sp. *Applied and Environmental Microbiology*. 1998. Vol. 64. №7. P. 2578–2584.

<sup>3270</sup> Sharma S.L., Pant A. Biodegradation and conversion of alkanes and crude oil by a marine *Rhodococcus*. *Biodegradation*. 2000. Vol. 11. № 5. P. 289–294.

<sup>3271</sup> Dean-Ross D., Moody J.D., Freeman J.P., Doerge D.R., Cerniglia C.E. Metabolism of anthracene by a *Rhodococcus* species. *BMC Microbiology*. 2001. Vol. 204. № 1. P. 205–211.

<sup>3272</sup> Margesin R., Schinner F. Bioremediation (natural attenuation and biostimulation) of diesel-oil-contaminated soil in an alpine glacier skiing area. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2001. Vol. 67. P. 3127–3133.

<sup>3273</sup> Murygina V., Arinbasarov M., Kalyuzhnyi S. Bioremediation of oil polluted aquatic systems and soils with novel preparation «Rhoder». *Biodegradation*. 2000. Vol. 11. P. 385–389.

- <sup>3274</sup> Murygina V., Markarova M., Kalyuzhnyi S. Application preparation «Rhoder» for remediation of oil polluted polar marshy wetlands in Komi Republic. *Environment International*. 2005. Vol. 31. P. 163–166.
- <sup>3275</sup> Britton L.N. Microbial Degradation of Aliphatic Hydrocarbons. In: Microbial degradation of organic compounds In: Gibson D.T. (Ed.). Marcel Dekker, New York. 1984. P. 89–129.
- <sup>3276</sup> Aislabie J., Foght J., Saul D. Aromatic hydrocarbon-degrading bacteria from soil near Scott Base, Antarctica. *Polar Biology*. 2000. Vol. 23. P. 183–188.
- <sup>3277</sup> Van Hamme J.D., Ward O.P. Volatile hydrocarbon biodegradation by a mixed bacterial culture during growth on crude oil. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 2001. Vol. 26. №6. P. 356–62.
- <sup>3278</sup> Rahman K.S., Thahira-Rahman J., Lakshmanaperumalsamy P., Banat I.M. Towards efficient crude oil degradation by a mixed bacterial consortium. *Bioresource Technology*. 2002. Vol. 85. № 3. P. 257–261.
- <sup>3279</sup> Piskonen R., Nyysönen M., Rajamäki T., Itävaara M. Monitoring of accelerated naphthalene–biodegradation in a bioaugmented soil slurry. *Biodegradation*. 2005. Vol. 16. №. 2. P. 127–134.
- <sup>3280</sup> Головченко А. В., Полянская А. В. Влияние нефти на численность, биомассу и жизнеспособность грибов в верховых торфяниках. *Микробиология*. 2001. № 1. С. 111–117.
- <sup>3281</sup> Градова Н.Б., Гориова И.Б., Элдауди Р., Салина Р.Н. Использование бактерий рода *Azotobacter* при биоремедиации нефтезагрязненных почв. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2003. Т. 39. №3. С. 318–321.
- <sup>3282</sup> Марфенина О.Е., Мирчик Т.Г. Микроскопические грибы при антропогенном воздействии на почву. *Почвоведение*. 1988. № 9. С. 107–112.
- <sup>3283</sup> Rahman K.S., Rahman T., Lakshmanaperumalsamy P., Banat I.M. Occurrence of crude oil degrading bacteria in gasoline and diesel station soils. *Bioresource Technology*. 2002. Vol. 42. № 4. P. 284–291.
- <sup>3284</sup> Pineda-Flores G., Boll-Arguello G., Lira-Galeana C, Mesta-Howard A.M. A microbial consortium isolated from a crude oil sample that uses asphaltenes as a carbon and energy source. *Biodegradation*. 2004. Vol. 15. № 3. P. 145–151.
- <sup>3285</sup> Toledo F.L., Calvo C, Rodelas B., Gonzalez-Lopez J. Selection and identification of bacteria isolated from waste crude oil with polycyclic aromatic hydrocarbons removal capacities. *Systematic and Applied Microbiology*. 2006. Vol. 29. № 3. P. 244–252.
- <sup>3286</sup> Логинов О.Н., Нуртдинова Л.А., Бойко Т.Ф., Четвериков С.П., Силищев Н.Н. Оценка эффективности нового биопрепарата Ленойл для ремедиации нефтезагрязненных почв. *Биотехнология*. 2004. № 1. С. 77–82.
- <sup>3287</sup> Schwartz E., Scow K.M. Repeated inoculation as a strategy for the remediation of low concentrations of phenanthrene in soil. *Biodegradation*. 2001. Vol. 12. № 3. P. 201–207.
- <sup>3288</sup> Ionata E., De Blasio P., La Cara F. Microbiological degradation of pentane by immobilized cells of *Arthrobacter* sp. *Biodegradation*. 2005. Vol. 16. № 1. P. 1–9.
- <sup>3289</sup> Дяченко А.І., Гуца М.І., Шиліна Ю.В. Перспективи використання фітопатогенних мікроміцетів як тест-об'єктів для моніторингу стану навколишнього середовища. Наукові праці ІКБГІ. Т. 53. Вип. 40. 2006. С. 65–69.
- <sup>3290</sup> Иванов А.В., Тафеева Е.А., Давлетова Н.Х. Почва и эколого-гигиеническая безопасность на территории нефтедобывающих районов. Казань, 2007. 137 с.

- <sup>3291</sup> Аушева Х.А. Разработка новой формы биопрепарата для очистки водных объектов от тонких нефтяных пленок: Автореферат дис. ... канд. техн. наук. М. 2007. 21 с.
- <sup>3292</sup> Hanson K.G., Nigam A., Kapadia M., Desai A.J. News & Notes: Bioremediation of crude oil contamination with *Acinetobacter* sp. A<sub>3</sub>. *Current Microbiology*. 1997. Vol. 35. № 3. P. 191–193.
- <sup>3293</sup> Gallego J.L., Loredó J., Llamas J.F., Vazquez F., Sanchez J. Bioremediation of diesel-contaminated soils: Evaluation of potential in situ techniques by study of bacterial degradation. *Biodegradation*. 2001. Vol. 12. № 5. P. 325–335.
- <sup>3294</sup> Джура Н.М., Карпин О.Л., Коровецька Г.В., Цвілинюк О.М., Терек О.І. Вплив нафтового забруднення на вміст хлорофілів і каротинів у рослинах *Carex hirta*. Тези наук. конф. молодих учених “Сучасні проблеми фізіології рослин і біотехнології”. Ужгород. 2005. С. 47–48.
- <sup>3295</sup> Chi-Yuan Fanand, Krishnamurthy S. Enzymes for Enhancing Bioremediation of petroleum-contaminated soils. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 1995. Vol. 45. Iss. 6. P. 453.
- <sup>3296</sup> Balachandran C, Duraipandiyar V, Balakrishna K, Ignacimuthu S. Petroleum and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) degradation and naphthalene metabolism in *Streptomyces* sp. (ERI-CPDA-1) isolated from oil contaminated soil. *Bioresource Technology*. 2012. Vol. 112. P. 83–90.
- <sup>3297</sup> Liu Q., Dong M., Zhou W., Ayub M., Zhang Y.P., Huang S. Improved oil recovery by adsorption-desorption in chemical flooding. *Journal of Petroleum Science and Engineering*. 2004. Vol. 43. P. 75–86.
- <sup>3298</sup> Diaz E., Ferrandez A., Prieto M.A., Garcia J.L. Biodegradation of aromatic compounds by *Escherichia coli*. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*. 2001. Vol. 65. №. 4. P. 523–569.
- <sup>3299</sup> Джура Н.М., Цвілинюк О.М., Терек О.І. Адаптація рослин стійких до нафтового забруднення середовища. *Матер. II Міжнарод. науч. конф. студентів, аспірантів і молодих учених «Биоразнообразие. Экология. Эволюция. Адаптация»*. Одесса. 2005. С. 27–30.
- <sup>3300</sup> Хомякова Д. В., Ботвинко И. В., Нетрусов А. И. Выделение психроактивных углеводородокисляющих бактерий из нефтезагрязненных почв. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2003. Т. 39. № 6. С. 661–664.
- <sup>3301</sup> Ferrari M.D., Neirotti E., Albornoz C. Occurrence of heterotrophic bacteria and fungi in an aviation fuel handling system and its relationship with fuel fouling. *Revista Argentina de Microbiología*. 1998. Vol. 30. № 3. P. 105–114.
- <sup>3302</sup> Терек О., Джура Н., Величко О., Яворська Н. Вміст аскорбінової кислоти в органах рослин осоки шершавої, адаптованих до нафтохімічного забруднення. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2006. Вип. 42. С. 133–137.
- <sup>3303</sup> Terek O., Dzhura N., Tsvilinyuk O. Morphological and physiological parameters of *Carex hirta* under oil pollution of soil. Book of Abstracts XVII International Botanical Congress. – (Vienna, Austria, 17-23 July 2005). Austria. 2005. P. 594.
- <sup>3304</sup> Marchal R., Penet S., Solano-Screna F., Vandecasteele J.P. Gasoline and diesel oil biodegradation. *Oil & Gas Science and Technology*. 2003. Vol. 58. №. 4. P. 441–448.
- <sup>3305</sup> Miller C.D., Hall K., Liang Y.N., Nieman K., Sorensen D., Issa B., Anderson A.J., Sims R.C. Isolation and characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons degrading *Mycobacterium* isolates from soil. *Microbial Ecology*. 2004. Vol. 48. № 2. P. 230–238.



<sup>3306</sup> Diura N., Gnesior J., Tsvilynyuk O., Terek O., Romanjuk O., Karpyn O., Korowejka G. Możliwość wykorzystania gęlin do rekultywacji gleb zanieczyszczonych substancjami ropopochodnymi. Materiały I Ogólnopolskiej Miodziowej Konferencji Naukowej “Miodzi naukowcy Praktyce rolniczej” nt. “Działalność rolnicza a ochrona środowiska”. Uniwersytet Rzeszowski. Rzeszów. 2005. P. 16–22.

<sup>3307</sup> Джура Н.М. Використання довгокореневищних рослин для ремедіації нафтозабруднених ґрунтів. Тези доп. Першої Міжнар. конф. студентів та аспірантів «Молодь і поступ біології». Львів: Сполом 2005. С. 94–97.

<sup>3308</sup> Bonch-Osmolovskaya E.A., Mirosnichenko M.L., Lebedinsky A.V., Chernyh N.A., Nazina T.N., Ivoilov V.S., Belyaev S.S., Boulygina E.S., Lysov Yu.P., Perov A.N., Mirzabekov A.D. Hippe H., Stackebrandt E., L'Haridon S., Jeanthon C. Radioisotopic, culture based, and oligonucleotide microchip analyses of thermophilic microbial communities in a continental high-temperature petroleum reservoir. *Journal of Applied & Environmental Microbiology*. 2003. Vol. 69. № 10. P. 6143–6151.

<sup>3309</sup> Watanabe K., Watanabe K., Kodama Y., Syutsubo K., Harayama S. Molecular characterization of bacterial populations in petroleum-contaminated groundwater discharged from underground crude-oil-storage cavities. *Applied and Environmental Microbiology*. 2000. Vol. 66. № 11. P. 4803–4809

<sup>3310</sup> Готтшалк Г. Метаболизм бактерий. Под ред. Е.Н. Кондратьевой. М.: Мир, 1982. 310 с.

<sup>3311</sup> Smits T.H.M., Balada S.B., Witholt B., van Beilen J.B. Functional analysis of alkane hydroxylases from gram-negative and gram-positive bacteria. *Journal of Bacteriology*. 2002. Vol. 184. № 6. P. 1733–1742.

<sup>3312</sup> Jirasripongpun K. The characterization of oil-degrading microorganisms from lubricating oil contaminated (scale) soil. *Letters in Applied Microbiology*. 2002. Vol. 35. № 4. P. 296–300.

<sup>3313</sup> Van Beilen J. B., Wubbolts M. G. and B. Witholt. Genetics of alkane oxidation by *Pseudomonas oleovorans*. *Biodegradation*. 1994. Vol. 5. P. 161–174.

<sup>3314</sup> Жданова Н.М. Моніторинг міксоміцетів при визначенні санітарного стану ґрунтів. Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель. К.: Фітосоціоцентр, 2002. С. 146–152.

<sup>3315</sup> Heath D.J., Lewis C.A., Rowland S.J. Organic Geochemistry. 1997. Vol. 26. № 11–12. P. 769.

<sup>3316</sup> Van Hamme J.D., Singh A., Ward O.P. Recent advances in petroleum microbiology. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*. 2003. Vol. 67. № 4. P. 503–549.

<sup>3317</sup> Tahhan R.A., Ammari T.G., Goussous S.J., Al-Shdaifat H.I. Enhancing the biodegradation of total petroleum hydrocarbons in oily sludge by a modified bioaugmentation strategy. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2011. № 65(1). P. 130–134.

<sup>3318</sup> Алехин В.Г., Емцев В.Т., Рогозина Е.А., Фахрутдинов А.И. Биологическая активность и микробиологическая рекультивация почв, загрязненных нефтепродуктами. *Биологические ресурсы и природопользование: сборник научных трудов*. 1998. Вып. 2. С. 95–105.

<sup>3319</sup> Amadi A. Chronic effects of oil spill on soil properties and microflora of a rainforest ecosystem in Nigeria. *Water, Air, Soil Pollution*. 1996. Vol. 86. P. 1–11.

<sup>3320</sup> Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводов в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ. 1993. 208 с.

- <sup>3321</sup> Gibbs M.H., Wicker L.R, Stewart A.J. A method for assessing sublethal effects 1 of Contaminants in soils to the earthworm, *Eisenia foetida*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1996. №15. P. 360–368.
- <sup>3322</sup> Фортескью Дж. Геохимия окружающей среды. М., Прогресс, 1985. 425 с.
- <sup>3323</sup> Brownlee C. The long and the short of stomatal density signals. *TRENDS in Plant Science*. 2001. №6. P. 441–442.
- <sup>3324</sup> Азнаурьян Д.К. Изменение эколого-биологических свойств почв юга России при загрязнении нефтью: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Азнаурьян Диана Карповна. Ростов-на-Дону. 2009. 22 с.
- <sup>3325</sup> Chukwuemeka C. Chukwuma, Monanu M.O., Ikewuchi J.C., Ekeke C. Variance in protease, dehydrogenase, phosphatase and respiratory activities during phytoremediation of crude oil polluted agricultural soil using *Schwenkia americana* L. and *Spermacoce osymoides* Burm. *Annual Research & Review in Biology*. 2018. Vol. 28(6). P. 1–9.
- <sup>3326</sup> Гогмачадзе Г.Д. Агроэкологический мониторинг почв и земельных ресурсов Российской Федерации. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2010. 592 с.
- <sup>3327</sup> Юрченко В.А., Михайлова Л.С., Беспалова М.В.. Исследование влияния автомобильной дороги на экосистемы придорожных пространств. *Вестник ХНАДУ*. 2008. № 43. С. 29–32.
- <sup>3328</sup> Хазиев Ф.Х., Тишкина Е.И., Киреева Н.А., Кузяхметов Г.Г. Влияние нефтяного загрязнения на некоторые компоненты агроэкосистемы. *Агрохимия*. 1988. №2. С. 56–61.
- <sup>3329</sup> Pysarenko P.V., Bezsonova V.O. Potential for the utilization of biofuel plant of the second generation of *Miscanthus giganteus* for phytoremediation of oil-contaminated lands. *Agrology*. 2020. Vol. 3(3). P. 127–132.
- <sup>3330</sup> Фильченкова В.И. Биологическая активность обыкновенного чернозема при нефтяном загрязнении. Казань: Защита растений и охрана окружающей среды в Татарстане. 1982. 73 с.
- <sup>3331</sup> Черножуков Н.И., Обрядчиков С.Н. Химия нефти и нефтяных газов. М.: Гостоптехиздат. 1946. 254 с.
- <sup>3332</sup> Mulligan C.N., Yong R.N. Natural attenuation of contaminated soils. *Environment International*. 2004. Vol. 30. № 4. P. 587–601.
- <sup>3333</sup> Berrow M.J., Reaves Y.A. Total chromium and nickel contents of Scottish Soils *Geoderma*. 1986. № 1. P. 15–27.
- <sup>3334</sup> Булатов А.И., Макаренко П.П., Шеметов В.Ю. Охрана окружающей среды в нефтегазовой промышленности. М.: Недра. 1997. 340 с.
- <sup>3335</sup> Ларионова Н.Л. Устойчивость растений к загрязнению почвы углеводородами и эффект фиторемедиации: автореф. дисс. канд биол. н. Казань: КГУ. 2005. 22 с.
- <sup>3336</sup> Люлин, С.Ю. Микробные сообщества городских почв и влияние поллютантов на популяцию *Escherichia coli* в системе почва – растение: автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.07 / Люлин Станислав Юрьевич. М., 2007. 24 с.
- <sup>3337</sup> Алиев С.А., Гаджиев Д.А. Влияние загрязнения нефтяным органическим веществом на активность биологических процессов почв. *Известия Академии наук Азербайджанской ССР. Серия биологические науки*. 1977. № 2. С. 46–49.
- <sup>3338</sup> Бордунов В.В., Бордунов С.В., Леоненко В.В. Очистка воды от нефти и нефтепродуктов. *Экология и промышленность России*. 2005. Август. С. 8–10.
- <sup>3339</sup> Sextone A. J., Everett R., Jenkins T., Atlas R.M. Fate of crude and refined oils in north slope soils. *Arctic*. 1978. Vol. 31. P. 339–379.

- <sup>3340</sup> Diaz P., Betti M., Sanchez D.H., Udvardi M.K. Monza J., Márquez A.J. Deficiency in plastidic glutamine synthetase alters proline metabolism and transcriptomic response in *Lotus japonicum* under drought stress. *New Phytologist*. 2010. Vol. 188. P. 1001–1013.
- <sup>3341</sup> Angelova V.R., Babrikov T.D., Ivanov K.I. Bioaccumulation and distribution of lead, zinc, and cadmium in crops of Solanaceae family. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2009. Vol. 40. P. 2248–2263.
- <sup>3342</sup> Муратова А.Ю., Турковская О.В., Хюбнер Т. Использование люцерны и тростника для фиторемедиации загрязненного углеводородами грунта. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2003. Т. 39. №6. С. 681–688.
- <sup>3343</sup> Denys S., Rollin C., Guillot F. In-Situ phytoremediation of pans contaminated soils following a bioremediation treatment. *Water Air Soil Pollution*. 2006. № 6. P. 299–315.
- <sup>3344</sup> Dovgajuk-Semenuk M., Velychko O., Terek O. The content nitrogen in the red clover plants (*Trifolium pratense* L.) for the actions of oil polluted soil and provided with fertilizers dressing. *Visnyk of the Lviv University. Series Biology*. 2014. Vol. 65. P. 365–371.
- <sup>3345</sup> Белонин М. Способ очистки почвы от нефти и нефтепродуктов / М. Д. Белонин, Е. А. Рогозина, Р. М. Свечина. Патент РФ № 2041172.-08.10.1995. 5 с.
- <sup>3346</sup> Баландина Л.П., Шабанова А.В. Оценка качества рекультивации нефтезагрязненных почв методом биотестирования. *Экология и промышленность России*. 2007. Ноябрь. С. 46–47.
- <sup>3347</sup> Гречищева Н.Ю. [и др.]. Технологии восстановления почв, загрязнённых нефтью и нефтепродуктами. Справочник. М.: РЭФИА, НИА-Природа. 2003. 258 с.
- <sup>3348</sup> Jiang Y., Huang B. Protein alterations in tail fescue in response to drought stress and abscisic acid. *Crop Science*. 2002. Vol. 42. P. 202–207.
- <sup>3349</sup> Восстановление нефтезагрязнённых почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. 254 с.
- <sup>3350</sup> Хазиев Ф.Х., Фатхиев Ф.Ф. Изменение биохимических процессов в почвах при нефтяном загрязнении и активация разложения нефти. *Агрохимия*. 1981. № 10. С. 102–110.
- <sup>3351</sup> Макурина О.Н., Милюткина Г.В. Влияние минимизации обработки почв на их экологобиохимические характеристик. *Вестник СамГУ*. 2006. № 7. С. 47–49.
- <sup>3352</sup> Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Экология почв. М.: Изд-во МГУ, 2012. 413 с.
- <sup>3353</sup> Alisi C., Musella R., Tasso F., Ubaldi C., Manzo S., Cremisini Bioremediation of diesel oil in a co-contaminated soil by bioaugmentation with a microbial formula tailored with native strains selected for heavy metals resistance. *Science of the Total Environment*. 2009. № 407(8). P. 3024–3032.
- <sup>3354</sup> Федоров А.А., Казиев Г.З., Казакова Г.Д. Методы анализа объектов природной среды. Практическое руководство для студ. пед. ун-тов. М.: «Прометей», 2002. 56 с.
- <sup>3355</sup> Tyagi M., da Fonseca M.M.R., de Carvalho C. Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. *Biodegradation*. 2011. № 22(2). P. 231–241.
- <sup>3356</sup> Okafor U.C., Orji M.U., Agu K.C., Awah N.S., Okeke B.C., Okafor O.I., Okoro N.C.N. Bioremediation of Crude Oil-polluted Soil Using Broiler-Chicken Droppings. *Journal of Applied & Environmental Microbiology*. 2016. Vol. 4. № 4. P. 75–84.
- <sup>3357</sup> Andreolli M., Lampis S., Brignoli P., Vallini G. Bioaugmentation and biostimulation as strategies for the bioremediation of a burned woodland soil contaminated by toxic hydrocarbons: A comparative study. *Journal of Environmental Management*. 2015. № 153. P. 121–131.

- <sup>3358</sup> Сидоров Д.Г., Борзенков И.А., Ибатулин Р.Р., Милехина Е.И., Храмов И.Т., Беляев С.С., Иванов М.В. Полевой эксперимент по очистке почв от нефтяного загрязнения с использованием углеводородокисляющих микроорганизмов. *Прикладная биохимия и микробиология*. 1997. Т.33. № 5. С. 497–502.
- <sup>3359</sup> Волкова И.Н., Кондакова Г.В. Экологическое почвоведение: Метод. указания. Ярославль. 2002. 35 с.
- <sup>3360</sup> Звягинцев Д.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М.. Биология почв: Учебник. М.: Изд-во МГУ. 2005. 445 с.
- <sup>3361</sup> Оборин А.А. Нефтезагрязненные биогеоценозы: монография. УрО РАН; Перм. гос. техн. ун-т. Пермь. 2008. 511 с.
- <sup>3362</sup> Исмаилов Н.М., Гасымова А.С. Самоочищающая способность почв от нефти и нефтепродуктов в зависимости от структуры углеводов. 2016. Т.22. №4(69). С. 73–80.
- <sup>3363</sup> Шарапова И.Э., Табаленкова Г.Н. Биологическая активность нефтезагрязненной почвы при фиторемедиации и реакция растений на различные уровни нефтезагрязнения. *Проблемы региональной экологии в условиях устойчивого развития: Матер. Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием*. Киров, 2007. Вып. 5. Ч.1. С. 105–108.
- <sup>3364</sup> Гоголева О.А., Немцева Н.В. Углеводородокисляющие микроорганизмы природных экосистем. *БОНЦ УрО РАН*. 2012. №2. С. 1–7.
- <sup>3365</sup> Киреева Н.А., Галимзянова А.М., Мифтахова А.Н. Микромицеты почв, загрязненных нефтью, и их фитотоксичность. *Микология и фитопатология*. 2000. Т.34. Вып.1. С. 36–41.
- <sup>3366</sup> Nameed A., Al-Anbari R., Hassan S. Phytoremediation of soil polluted with Iraqi crude oil by using of cotton plant. *Mesopotamia Environmental Journal*. 2016. Vol. 3(1). P. 10–16.
- <sup>3367</sup> Ловинецкая С.Б. Оценка содержания нефтепродуктов в почвах придорожных территорий г. Омска и Омской области и возможности их ремедиации. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08/ Ловинецкая Светлана Борисовна. Тюмень. 2019. 199 с.
- <sup>3368</sup> Киреева Н.А., Новоселова Е.И., Хазиев Ф.Х. Фосфогидролазная активность нефтезагрязненных почв. *Почвоведение*. 1997. № 6. С. 723–725.
- <sup>3369</sup> Оборин А., Колесникова Н.М., Масливец Т.А., Базенкова Е.И. Трансформация нефтяных углеводов почв, загрязненных нефтью. *Влияние промышленных предприятий на окружающую среду. Всесоюзн. школа: Тез. докл. Пущино*, 1984. С. 139–140.
- <sup>3370</sup> Левин С.В., Халимов Э.М., Гузев В.С. Эколого-микробиологическое нормирование содержания нефти в почве. *Токсикологический вестник*. 1995. № 1. С. 11–15.
- <sup>3371</sup> Koshlaf M., Bail A. Soil bioremediation approaches for petroleum hydrocarbon polluted environments. *Aims Microbiology*. 2017. Vol. 3(1). P. 25–49.
- <sup>3372</sup> Шамаева А.А. Исследование процессов биоремедиации почв и объектов, загрязненных нефтяными углеводородами: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16, 03.00.23 / Шамаева А.А. Уфа. 2007. 24 с.
- <sup>3373</sup> Стом Д.И., Потапов Д.С., Балаян А.Э., Матвеева О.Н., Баранская В.К. Трансформация нефти в простейшие трофические цепи. *Проблемы систематики, экологии и токсикологии беспозвоночных*. Иркутск: Изд-во ИГУ. 2000. С. 90–95.
- <sup>3374</sup> Злотников А.К., Садовникова Л.К., Баландина А.В., Злотников К.М., Казаков А.В. Биопрепарат Альбит в технологии очистки почв от нефтяного загрязнения [Электронный ресурс]. *Нефтегазовое дело*. 2006. Режим доступа: <http://www.ogbus.ru>.

- <sup>3375</sup> Баландина А.В. Микробная ремедиация нефтезагрязненных агродерновокарбонатных почв и техногенных поверхностных образований в подзоне южной тайги: автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.02.08 / Баландина Алевтина Власовна. Пермь, 2013. 29 с.
- <sup>3376</sup> Титлянова А.А., Тесаржова М. Режимы биологического круговорота. Новосибирск: Наука, Сиб. отд., 1991. 150 с.
- <sup>3377</sup> Arellano P., Tansey K., Balzter H. Boyd D.S. Detecting the effects of hydrocarbon pollution in the Amazon forest using hyperspectral satellite images. *Environmental Pollution*. 2015. Vol. 205. P. 225–239.
- <sup>3378</sup> Hutchinson S.L., Banks M.K., Schwab A.P. Phytoremediation of aged petroleum sludge: Effect of inorganic fertilizer. *Journal of Environmental Quality*. 2001. № 30 (2). P. 395–403.
- <sup>3379</sup> Pikovskii Y., Oborin A., Veselovskii V. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and photosynthetic activity of perennial cereals as markers of soil remediation after petroleum hydrocarbons pollution (field experience). *Proc. of the 42<sup>nd</sup> OHOLO Conf. Novel Approaches for Bioremediation of Organic Pollution*. Eliat. 1998. P. 22–24.
- <sup>3380</sup> Legrand R., Conwell P., Pettigrew R.J. Tsao Jr.D. Refinery Waste Stream Remediation Using Phytoremediation. *NPRA Annual Meeting Papers*. 2002. 12 p.
- <sup>3381</sup> Telysheva G., Jashina L., Lebedeva G., Dizhbite T., Solodovnik V., Mutere O., Grigiškis S., Baškys E., Aikaite J. Use of plants to remediate soil polluted with oil. *Environment. Technology, Resources Proceedings of the 8th International Scientific and Practical Conference*. Vol. 1. 2011. P. 38–45.
- <sup>3382</sup> Башкин В.Н., Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Ремедиация почв, загрязненных тяжелыми металлами нефтяного генезиса. *Трубопроводный транспорт: теория и практика*. 2011. № 6 (28). С. 46–49.
- <sup>3383</sup> Абдрахманов Т.А., Жаббаров З.А., Камилова Д.К., Жураева У. Методы и технологии восстановления земель, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. *Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета*. 2006. № 19. С. 106–109.
- <sup>3384</sup> Riviere J., Gatellier C. Evolution de la macroflore сTun sol impregné d"hydrocarbures. *Annales Agronomiques*. 1976. Vol. 27. №1. P. 85–99.
- <sup>3385</sup> Дидик М.В., Кропачева Т.Н., Леконцева А.А. Применение комплексонов для рекультивации почв, загрязненных тяжелыми металлами. *Экология и промышленность России*. 2014. № 10. С. 12–17.
- <sup>3386</sup> Веприкова Е.В., Дубов А.В., Королькова И.В., Чесноков Н.В. Очистка почвы от загрязнения хромом сорбентами из коры сосны. *Журнал Сибирского федерального университета. Серия: Химия*. 2014. Т. 7. № 2. С. 252–263.
- <sup>3387</sup> Ротарь О.В., Искрижицкий А.А. Фиторекультивация нефтезагрязненных почв. *Альманах современной науки и образования*. 2009. № 5. С. 118–120.
- <sup>3388</sup> Руденко Е.Ю. Биологическая ремедиация нефтезагрязненных почв. *Международный научный журнал Альтернативная энергетика и экология*. 2012. № 5 (6). С. 208–220.
- <sup>3389</sup> Гиндуллин А.И., Краснова Д. Биотехнологическая ремедиация почв для улучшения экологической ситуации в зонах, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. *Прикладная токсикология*. 2013. Т. 4. №2. С. 10–16.

- <sup>3390</sup> Мамонтов В.Г., Панов Н.П., Кауричев И.С. Общее почвоведение. М.: КолосС, 2006. 456 с.
- <sup>3391</sup> Киреева Н.А., Водопьянов В.В., Мифтахова А.М. Биологическая активность нефтезагрязненных почв. Уфа: Гилем, 2001. 376 с.
- <sup>3392</sup> Яппаров А.Х., Дегтярева И.А., Ежкова А.М. Ремедиация нефтезагрязненной почвы с использованием наносорбента и консорциума аборигенных углеводородоокисляющих микроорганизмов. *Нефтяное хозяйство*. 2016. № 1. С.115–117.
- <sup>3393</sup> Филатов Д.А., Сваровская Л.И., Алтунина Л.К. Эффективность применения светокорректирующей пленки и минерального удобрения при ремедиации нефтезагрязненных почв. *Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе*. 2011. № 1. С. 13–17.
- <sup>3394</sup> Ившина И.Б., Криворучко А.В., Куюкина М.С. Биоремедиация нарушенных углеводородами и тяжелыми металлами почв с использованием Rhodococcus-биосурфактантов и иммобилизованных родококков. *Аграрный вестник Урала*. 2012. № 8 (100). С. 65–68.
- <sup>3395</sup> Думановская А.В., Лазыкин А.Г. Интенсификация фиторемедиационных процессов в почве загрязненной нефтью и нефтепродуктами. *Общество, наука, инновации (НПК – 2015): Всероссийская ежегодная научно-практическая конференция: Сборник материалов: Общеуниверситетская секция, БФ, ХФ, ФСА, ФАМ, ЭТФ, ФАВТ, ФПМТ, ФЭМ, ФГСН, ЮФ*. 2015. С. 194–195.
- <sup>3396</sup> Кирий О.А., Колесников С.И., Зинчук А.Н. Использование углеводородоокисляющих бактерий при биоремедиации нефтезагрязненных почв и вод. Ростов-на-Дону. 2013. 140 с.
- <sup>3397</sup> Рогозина Е.А., Моргунов П.А., Тимергазина И.Ф., Шапиро А.И. К проблеме очистки нефтезагрязненной почвы сохранившимися в ней углеводородоокисляющими микроорганизмами. *Разведка и охрана недр*. 2015. № 1. С. 65–69.
- <sup>3398</sup> Palanisamy N., Ramya J., Kumar S. Diesel biodegradation capacities of indigenous bacterial species isolated from diesel contaminated soil. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*. 2014. Vol. 12 (1). P. 142.
- <sup>3399</sup> Luna Wolter G.L., Naeth M.A. Dry mature fine tailings as oil sands reclamation substrates for three native grasses. *Journal of Environmental Quality*. 2014. Vol. 43(4). P. 1510–1516.
- <sup>3400</sup> Петров Н.Ю., Трофимова Т.А. Фиторемедиация техногенно-загрязненных тяжелыми металлами светло-каштановых почв южной пригородной агропромзоны г. Волгограда с помощью горчицы сарептской. *Аграрный вестник Урала*. 2009. № 9. С. 64–65.
- <sup>3401</sup> Ganne P., Cappuyns V., Vervoort A., Buve L., Swennen R. Leachability of heavy metals and arsenic from slags of metal extraction industry at Angleur (eastern Belgium). *Science of the Total Environment*. 2006. Vol. 356. P. 69–85.
- <sup>3402</sup> Убугунов Л.Л., Убугунов В.Л. Техногенное загрязнение почв Бурятии тяжелыми металлами: источники, современное состояние, ремедиация. *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований*. 2013. №8 (1). С. 19–21.
- <sup>3403</sup> Сванидзе З.С., Гуния Г.С., Церцвадзе Т.Е., Сванидзе Л.С. Результаты мониторинга загрязнения металлическими примесями окружающих сред районов антропогенного воздействия в Грузии и методы уменьшения их техногенной нагрузки. *Гигиена и санитария*. 2014. Т. 93. № 4. С. 44–46.

<sup>3404</sup> Шачнева Е.Ю., Арчибасова Д.Е., Магомедова Э.М., Зухайраева А.С. Извлечение меди, цинка и кадмия из водных растворов нефтяных месторождений сорбентом, полученным на основе опок Астраханской области. *Геология, география и глобальная энергия*. 2014. № 2 (53). С. 93–104.

<sup>3405</sup> Способ нейтрализации загрязнений почвы нефтью или нефтепродуктами: пат. 2151012 Рос. Федерация: МПК В01D 15/00, МПК В01D 37/02, МПК В01D 53/02, МПК В01D 53/14, МПК В01J 20/00, МПК В09С 1/00. 7 с.

<sup>3406</sup> ГОСТ 17.5.1.01-83 Межгосударственный стандарт. Рекультивация. Термины и определения. Утвержден Постановлением Госком СССР от 13 1983 г. № 5854. 44 с.

<sup>3407</sup> Lode A. Changes in the bacterial community after application of oily se-undge to soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 1986. Vol. 25. № 3. P. 295–299.

<sup>3408</sup> Клещенок С.Е., Подавальный Д.С., Булгаков Е.Е. Анализ существующих технологий рекультивации нефтезагрязненных почв. *Молодёжь и наука: Сб. материалов VIII Всероссийской научно-технической конференции студентов, аспирантов и молодых учёных, посвященной 155-летию со дня рождения К. Э. Циолковского* [Электронный ресурс]. Красноярск: Сибирский федеральный ун-т. 2012. URL: <http://conf.sfu-kras.ru>.

<sup>3409</sup> Назаров В.Д., Назаров М.В., Вайншток П.Н. Очистка сточных вод от металлов и органических соединений электролизером с загрузкой без внешнего источника энергии. *Башкирский химический журнал*. 2013. Т. 20. № 4. С 108–112.

<sup>3410</sup> Назаров В.Д., Назаров М.В., Вайншток П.Н. Очистка производственных сточных вод электрохимическим методом. *Экология и промышленность России*. 2014. № 2. С. 18–21.

<sup>3411</sup> Жаров О.А., Лавров В.Л. Современные методы переработки нефтешламов. *Экология производства*. 2004. № 5. С. 15–23.

<sup>3412</sup> Jensen V. Bacterial flora of soil after application of oily waste. *Oikos*. 1975. Vol. 25. №2. P. 152–158.

<sup>3413</sup> Jong E. The effect of subsurface hydrophobic layer on matter and salt movement. *Canadian Journal of Soil Science*. 1983. Vol. 63. №1. P. 57–63.

<sup>3414</sup> Ягафарова Г.Г. Экологическая биотехнология в нефтегазодобывающей и нефтеперерабатывающей промышленности: учеб. пособие. Уфа: Изд-во УГНТУ. 2001. 214 с.

<sup>3415</sup> Федорова Ю.А., Чиглинцева Н.Н., Ягафарова Г.Г., Ягафарова Д.И., Сафаров А.Х. Подбор фитомелиорантов для рекультивации нефтесоленых почв. *Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Прикладная экология. Урбанистика*. 2015. № 3 (19). С. 60–68.

<sup>3416</sup> Простов С.М. Физические предпосылки очистки грунтовых массивов от загрязнений электрохимическим методом. *Вестник Кузбасского государственного технического университета*. 2014. № 2 (102). С. 136–139.

<sup>3417</sup> Guedes P., Mateus E.P., Couto N., Magro C., Mosca, A., Ribeiro A.B. Electrodialytic process applied for phosphorus recovery and organic contaminants remediation from sewage sludge. *Electrokinetic remediation (EREM2014): Book of abstracts*. Malaga, 2014. P. 101–102.

<sup>3418</sup> Королев В.А. Электрохимическая очистка загрязненных грунтов. *Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология*. 2003. №3. С. 226–236.

<sup>3419</sup> Тарасов А., Цилько В. Гамма-съемка. Новый метод коррозионных свойств грунта на трассах ВЛ. [Электронный ресурс]. *Новости электротехники*. 2005. № 2 (32). URL: [www.news.elthen.ru/arh/2005/32/18.php](http://www.news.elthen.ru/arh/2005/32/18.php).

<sup>3420</sup> CRC CARE Introduction to the National Remediation Framework, National Remediation Framework. Version 0.1, CRC for Contamination Assessment and Remediation of the Environment, Callaghan, NSW, Australia. 2018. 192 p.

<sup>3421</sup> Ягафарова Г.Г., Леонтьева С.В., Сафаров А.Х., Федорова Ю.А., Зайнутдинова Э.М. Особенности процесса активации аборигенной микрофлоры для очистки почвы от экотоксикантов. *Вестник Казанского технологического университета*. 2016. Т. 19. № 11. С. 205–207.

<sup>3422</sup> Rodrigo M.A., Mena E., Ruiz C., Saez C., Villaseñor J., Cañizares P. Strategies to enhance bioremediation of diesel-polluted soils using electro-kinetic processes. *Electrokinetic remediation (EREM2014): Book of abstracts*. Alaga. 2014. P. 107–108.

<sup>3423</sup> Руководство по проектированию предприятий по производству кирпича и камней керамических. Минпромстройматериалов СССР. М.: Союзгипропром, 1988. 101 с.

<sup>3424</sup> Минков А. Физико-химические методы рекультивации загрязненных почв [Электронный ресурс]. URL: <https://murzim.ru/nauka/jekologija/jekologicheskaja-geohimija/25452-fizikohimicheskie-metody-rekultivacii-zagryazn1104nnyh-pochv.html>.

<sup>3425</sup> Rogerson A., Berger J. Protozoa and crude oil: Question of concern? *Spill technology newsletter*. 1980. Vol. 5, № 6. P. 157–160.

<sup>3426</sup> Плешакова Е.В. Разработка нового метода определения токсичности нефтезагрязнённой почвы. *Вестник Саратовского государственного технического университета*. 2010. № 3. Вып. 1. С. 188–193.

<sup>3427</sup> Malara A., Oleszczuk P. Application of a battery of biotests for the determination of leachate toxicity to bacteria and invertebrates from sewage sludge-amended soil. *Environmental Science and Pollution Research*. 2013. 20 (5). P. 3435–3446.

<sup>3428</sup> Hentati O., Lachhab R., Ayadi M., Ksibi M. Toxicity assessment for petroleum-contaminated soil using terrestrial invertebrates and plant bioassay. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2013. Vol. 185. P. 2989–2998.

<sup>3429</sup> Malenka U., Kobyletska M., Terek O. Influence of salicylic acid on the amount of free aminoacids and proline in plants of wheat and corn under drought conditions. *Studia Biologica*. 2014. Vol. 8(2). P. 133–140.

<sup>3430</sup> Самосова С.М., Артемьева Т.И. Реакция почвенных животных и микроорганизмов на загрязнение нефтью и пластовыми водами. Проблемы почвенной зоологии. Минск: Наука и техника, 1978. С. 207–208.

<sup>3431</sup> Акатьева Т.Г. Использование фитотестов в оценке качества почв. *Биотехнологические приемы производства и переработки сельскохозяйственной продукции*. Курск, 2021. С. 222–227.

<sup>3432</sup> Гродзинський Д.М., Шиліна Ю.В., Куцоконь Н.К. Застосування рослинних тест-систем для оцінки комбінованої дії факторів різної природи. Київ: Фітосоціоцентр, 2006. 60 с.

<sup>3433</sup> Yu S., Oliveira J., Salemin R., Chisholm K. Lac des Iles Roby and offset zone ore characterization report Ontario, Canada: Xstrata Process Support (XPS) : Lac des Iles Mines Ltd., 2010. 111 p.

<sup>3434</sup> Самосова С.М., Курбский Г.П., Усачева Г.М. Изменение микрофлоры и состава нефти в черноземной почве Татарии в первый период после загрязнения. *Добыча полезных ископаемых и геохимия природных экосистем*. М.: Наука, 1982. С. 235–245.



- <sup>3435</sup> California Oil and Gas Waste Report. The failure to safely manage oil and gas waste. 2018. Retrieved from: <https://www.earthworks.org/publications/wasting-CA-Waste-Report-2021-Final-2-1.pdf>.
- <sup>3436</sup> Кожевин П.А. Биотический компонент качества почвы и проблема устойчивости. *Почвоведение*. 2001. №4. С. 44–48.
- <sup>3437</sup> Вальков В.Ф., Колесников С.И., Казеев К.Ш. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на фитотоксичность чернозема. *Агрехимия*. 1997. № 6. С. 50–55.
- <sup>3438</sup> Колеснікова Л. А. Екотоксикологічна оцінка при вивченні системи ґрунт-рослина. *Біологічний вісник Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького*. 2013. № 2. С. 115–127.
- <sup>3439</sup> Звягинцев Д.Г. Биология почв и их диагностика. Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. М.: Наука, 1976. 216 с.
- <sup>3440</sup> МР 2.1.7.2297–07. Обоснование класса опасности отходов производства и потребления по фитотоксичности. Методические рекомендации. Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека. 2007. 15 с.
- <sup>3441</sup> Мязин В.А., Редькина В.В. Влияние загрязнения почвы нефтепродуктами на рост *Secale cereale* L. и перспективы ее использования при фиторемедиации. *Вестник МГТУ*. 2016. Т.19. №1–2. С. 217–221.
- <sup>3442</sup> Красноперова С.А. Фиторемедиация нефтезагрязненных почв в условиях Вятско-Камского Предуралья. *Успехи современной науки и образования*. 2016. Т. 3. №7. С. 9–11.
- <sup>3443</sup> Гасымова А.С., Новрузалиева Г.П. Фиторемедиационный потенциал вида *Acluropus Littoralis* (Gouan) Parl. (Прибрежница) в нефтезагрязненных почвах Апшеранского п-ва. *Евразийский союз ученых*. 2015. №6–5(15). С. 97–100.
- <sup>3444</sup> Назаров А.В., Шестакова Е.А., Аньина Л.Н. Влияние овсяницы луговой на очистку загрязненной фенантrenom и октадеканом почвы. *Известия УНЦ РАН*. 2015. №4(1). С. 108–110.
- <sup>3445</sup> Керимов С.В., Васенев И.И. Использование свинороя (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.) в процессах самоочищения нефтезагрязненных почв Апшеронского полуострова. *Сборник тезисов Московских летних экологических школ MOSES 2013 и 2014*. 2014. С. 106–110.
- <sup>3446</sup> Guo M., Gong Z., Miao R. Microbial mechanisms controlling the rhizosphere effect of ryegrass on degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in an aged-contaminated agricultural soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 2017. P. 130–142.
- <sup>3447</sup> Гаврилин И.И., Шигапов А.М. Оценка влияния нефти и нефтепродуктов на состояние растительности по показателям фитотоксичности почв. *Системы. Методы. Технологии*. 2015. №3(27). С. 144–148.
- <sup>3448</sup> Пахарькова Н.В., Прудникова С.В., Гекк А.С. Оптимизация выбора растений для биоремедиации почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами в условиях Южной Сибири. *Вестник КрасГАУ*. 2015. №8. С. 28–33.
- <sup>3449</sup> Баширова Р.М., Григориади А.С., Киреева Н.А. Устойчивость дягиля лекарственного к загрязнению почвы сырой нефтью. *Физиология растений*. 2012. Т.59. №5. С. 710–715.
- <sup>3450</sup> Panchenko L., Muratova A., Turkovskaya O. Comparison of the phytoremediation potentials of *Medicago falcate* L. and *Medicago sativa* L. in aged oil-sludge-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*. 2017. Vol. 24. Issue 3. P.3117–3130.

- <sup>3451</sup> Kavi Kishor P.B., Sreenivasulu N. Is proline accumulation per se correlated with stress tolerance or is proline homeostasis a more critical issue? *Plant Cell Environment*. 2014. Vol. 37. P. 300–311.
- <sup>3452</sup> Трошкова Г.П., Емельянова Е.К., Карабинцева Н.О. Экологическая биотехнология: учеб. пособие. Новосибирск: Сибмедиздат НГМУ, 2011. 143 с.
- <sup>3453</sup> Nath R., Samanta R. Soil pH, microbial population, nitrate reductase and alkaline phosphatase activities of different environment of Dibrugarh district, Assam. *Advances in Applied Science Research*. 2012. Vol. 3(3). P. 1772–1775.
- <sup>3454</sup> Іутинська Г.О., Лоханська В.Й., Дульгерів О.М., Нудьга А.Ю. Визначення еколого-токсикологічного впливу деяких пестицидів на мікробний ценоз та біологічну активність ґрунту. *Науковий вісник Національного аграрного університету*. К., 2005. Вип. 87. 300 с.
- <sup>3455</sup> Блинова З.П. Биотестирование почвенного покрова городских территорий с использованием проростков *Raphanus sativus*. *Вестник МГОУ. Серия «Естественные науки»*. 2014. №1 С. 18–23.
- <sup>3456</sup> Экологический мониторинг: учебно-методическое пособие / под ред. Т.Я. Ашихминой. М.: Академический проект, 2006. 416 с.
- <sup>3457</sup> Тульская Е.М., Звягинцева Д.Г. Специфика иммобилизованных ферментов почв. М.: ИЗИ-ВО МГУ, 1986. 248 с.
- <sup>3458</sup> Рубин В.М., Ильюкова И.И. Оценка фитотоксичности нефтепродуктов в лабораторных условиях. *Журнал Гродненского государственного медицинского университета*. 2014. № 1. С. 73–76.
- <sup>3459</sup> Wang W. Use of millet root elongation for toxicity tests of phenolic compounds. *Environment International*. 1985 Vol. 11. P. 95–98.
- <sup>3460</sup> Sakaribara H. Cytokinin: Biosynthesis and metabolism. In: *Plant Hormones. Biosynthesis, signal transduction, action*. Ed.P.J. Dordrecht. Kluwer, 2004. P. 95–114.
- <sup>3461</sup> Методические указания по оценке степени опасности загрязнения почвы химическими веществами. Москва: Минздрав СССР, 1987. 25 с.
- <sup>3462</sup> Илларионов С.А., Назаров А.В., Калачникова И.Г. Роль микромицетов в фитотоксичности нефтезагрязненных почв. *Экология*. 2003. № 5. С. 341–346.
- <sup>3463</sup> Takei K., Sakaribara H., Taniguchi M., Sugiyama T. Nitrogen-dependent accumulation of cytokinins in root and the translocation to leaf. Implication of cytokininspecies that induced gene expression of maize response regulator. *Plant Cell Physiology*. 2001. Vol. 42. P. 85–93.
- <sup>3464</sup> Czerniawska-Kusza I., Ciesielczuk T., Kusza G., Cichon A. Comparison of the Phytotoxkit microbiotest and chemical variables for toxicity evaluation of sediments. *Environmental Toxicology*. 2006. 21(4). P. 367–372.
- <sup>3465</sup> Лисовицкая О.В., Терехова В.А. Фитотестирование: основные подходы, проблемы лабораторного метода и современные решения. *Доклады по экологическому почвоведению*. 2010. № 1. Вып. 13. С. 1–18.
- <sup>3466</sup> ВРД 39-1.13-056-2002 Технология очистки различных сред и поверхностей, загрязненных углеводородами. Москва, 2002. 56 с.
- <sup>3467</sup> Терехова В.А., Домашнев Д.Б., Канышкин М.А., Степачев А.В. Экотоксикологическая оценка повышенного содержания фосфора в почвогрунте по тест-реакциям растений на разных стадиях развития. *Проблемы агрохимии и экологии*. 2009. №3. С. 21–26.

- <sup>3468</sup> Высоцкая Л.Б., Ахтямова З.А., Архипова Т.Н. и др. Влияние ассоциации растений ячменя с бактериями-деструкторами нефти на содержание гормонов и рост растений ячменя на фоне нефтяного загрязнения. *Экобиотех.* 2020. Т. 3. №1. С. 51–58.
- <sup>3469</sup> Mnif S. Simultaneous hydrocarbon biodegradation and biosurfactant production by oilfield-selected bacteria. *Journal of Applied Microbiology.* 2011. Vol. 111. P. 434–436.
- <sup>3470</sup> Noctor G., Mhamdi A., Chaouch S., Han Y., Neukermans J. Marquez-Garcia B., Queval G., Foyer C.H. Glutathione in plants: an integrated overview. *Plant Cell Environment.* 2012. Vol. 35(2). P. 454–484.
- <sup>3471</sup> Gorsuch J., Merrilee R., Anderson E. Comparative toxicities of six heavy metals using root elongation and shoot growth in three plant species. *Environmental toxicology and risk assessment.* 1995. Vol. 3. P. 377–391.
- <sup>3472</sup> Persoone G. Recent new microbiotests for cost-effective toxicity monitoring: the Rapidtoxkit and the Phytotoxkit. *12th International Symposium on Toxicity Assessment Book of Abstracts.* 2005. P. 112.
- <sup>3473</sup> Ruf A., Beck L., Rombke J., Spelda J. Standortspezifische Erwartungswerte für die Gemeinschaftsstruktur ausgewählter Taxa der Boden-fauna als Bodenqualitätskriterium. *Berichte des Naturwissenschaftlich-medizinischen Vereins Innsbruck.* 2000. P. 365–379.
- <sup>3474</sup> Куликова, И.Ю., Держинская И.С. Микробиологические способы ликвидации последствий аварийных разливов нефти в море. *Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе.* 2008. Вып. 5. С. 24–29.
- <sup>3475</sup> Pospisilova J. Batkova P. Effects of pre-treatments with abscisic acid and/or benzyladenine on gas exchange of french bean, sugar beet, and maize leaves during water stress and after rehydration. *Biologia Plantarum.* 2004. Vol. 48(3). P. 395–399.
- <sup>3476</sup> Киреева Н.А. Тарасенко Е.М., Бакаева М.Д. Детоксикация нефтезагрязненных почв под посевами люцерны (*Medicago sativa* L.). *Агрехимия.* 2004. № 10. С. 68–72.
- <sup>3477</sup> Сафонникова С.М., Магжанова С.А., Яхина М.Р., Максимова Г.Ф., Ларина Е.А. Санитарно-гигиенические аспекты загрязнения почвы города крупным нефтехимическим комплексом. Гигиена произв. и окруж. среды, охрана здоровья рабочих в нефтегазодобыв. и нефтехим. пром-ти: Тр. Моск. НИИ гигиены. М. 1992. С. 128–132.
- <sup>3478</sup> Литвинов М. А. Определитель микроскопических почвенных грибов. Л. Наука. 1967. 303 с.
- <sup>3479</sup> Dominguez-Rosado E., Pichtel J., Coughlin M. Phytoremediation of Soil Contaminated with Used Motor Oil: I. Enhanced Microbial Activities from Laboratory and Growth Chamber Studies. *Environmental Engineering Science.* 2004. Vol. 21. № 2. P. 157–168.
- <sup>3480</sup> Валерко Р.А. Особливості біотестування антропогенно забруднених ґрунтів з метою їх еко-токсичної оцінки. *Вісник Харківського національного аграрного університету. Сер.: Ґрунтознавство, агрохімія, землеробство, лісове господарство.* 2013. № 2. С. 262–266.
- <sup>3481</sup> Blankenship D.W., Larson R.A. Plant growth inhibition by the water extract of a crude oil. *Water, Air and Soil Pollution.* 1978. Vol. 10. №4. P. 471–472.
- <sup>3482</sup> Pukish, A. Study of the restoration features of soils that were influenced by formation water. Scientific Bulletin Series D: Mining, Mineral Processing, Non-Ferrous Metallurgy. *Geology and Environmental Engineering.* 2017. Vol. 31(2). P. 71–76.
- <sup>3483</sup> Аниськина М. В. Мутагенный и токсический эффекты у растений *Tradescantia* (clon 02) и *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh., индуцированные нефтью и нефтепродуктами: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / М. В. Аниськина. Сыктывкар. 2006. 20 с.

- <sup>3484</sup> Карпин О. Л. Реакція антиоксидантної системи рослин *Carex hirta* L. *Faba bona Medic. (Vicia faba L.)* в умовах нафтового забруднення ґрунту: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.12. Київ, 2010. 20 с.
- <sup>3485</sup> Гельцер Ю.Г. Показатели биологической активности в почвенных исследованиях. *Почвоведение*. 1990. № 9. С. 47–60.
- <sup>3486</sup> Невзоров В.М. О вредном воздействии нефти на почву. *Лесной журнал*. 1976. № 2. С. 164–165.
- <sup>3487</sup> Бакина Л.Г., Орлова Е.Е., Орлова Н.Е. Изменение гумусового состояния городских почв под влиянием нефтезагрязнения. *Международный экологический конгресс «Новое в экологии и безопасности жизнедеятельности»: доклады конгресса*. Т. 2. СПб, 2000. С. 185–187.
- <sup>3488</sup> Labud V., Garcia C., Hernandez T. Effect of hydrocarbon pollution on the microbial properties of a sandy and a clay soil. *Chemosphere*. 2007. Vol. 66(10). P. 1863–1871.
- <sup>3489</sup> Романюк О. Розробка методу оцінки токсичності нафтозабруднених ґрунтів. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2016. 72. С. 93–100.
- <sup>3490</sup> Scharf K.D., Siddique M., Vierling E. The expanding family of Arabidopsis thaliana small heat stress proteins (sHsps) and new family of proteins containing  $\alpha$ -crystallin domain (Accl proteins). *Cell Stress and Chaperones*. 2001. №6. P. 225–237.
- <sup>3491</sup> Tausz M., Grill D. The role of glutathione in stress adaptation of plants. *Phyton* (Horn, Austria). 2000. Vol. 40(3). P. 111–118.
- <sup>3492</sup> Пиковский Ю.И., Геннадиев А.Н., Чернянский С.С. О диагностике и нормировании загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами. *Основной ресурс*. 2005. № 1. С. 78–80.
- <sup>3493</sup> Schacht O., Ajibo K.. Soil Bioremediation: In-Situ vs. Ex-situ. (Costs, Benefits, and Effects). WSP and Göteborg Energy, 2002. P. 77.
- <sup>3494</sup> Другов Ю.С., Родин А.А. Экологические анализы при разливах нефти и нефтепродуктов: практическое руководство. 2-е издание. М.: БИНОМ, Лаборатория знаний, 2011. 270 с.
- <sup>3495</sup> Логинов О.Н., Силищев Н.Н., Бойко Т.Ф., Галимзянова Н.Ф. Биотехнологические методы очистки окружающей среды от техногенных загрязнений. Уфа: Государственное издательство научнотехнической литературы «Реактив». 2000. 100 с.
- <sup>3496</sup> Singh A.B. Kuhad R.C., Ward O.P. Advances in Applied Bioremediation (Soil Biology). Verlag Berl in Heidelberg. 2009. 361 p.
- <sup>3497</sup> Agnello A.C., Bagard M., van Hullebusch E.D., Esposito G., Huguenot D. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Science of the Total Environment*. 2016. P. 563–564, P. 693–703.
- <sup>3498</sup> Lee E.H., Kang Y.S., Cho K.S. Bioremediation of diesel contaminated soils by natural attenuation, Biostimulation and Bioaugmentation employing Rhodococcus sp. EH831. *Korean Journal Microbiology Biotechnology*. 2011. Vol. 39(1). P. 86–92.
- <sup>3499</sup> Phillips T.M., Liu D., Seech A.G., Lee H., Trevors J.T. Monitoring bioremediation in creosote-contaminated soils using chemical analysis and toxicity tests. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 2000. Vol. 24. P. 132–139..
- <sup>3500</sup> Ahemad M., Kibret M. Mechanisms and applications of plant growth promoting rhizobacteria: current perspective. *Journal of King Saud University – Science*. 2014. Vol. 26(1). P. 1–20.

- 
- <sup>3501</sup> Vasudevan N., Rajaram P. Bioremediation of oil sludge-contaminated soil. *Environment International*. 2001. Vol. 26. P. 409–411.
- <sup>3502</sup> Мукатанов А.Х., Ривкин П.Р. Влияние нефти на свойства почв. *Нефтяное хозяйство*. 1980. №4. С. 53–54.
- <sup>3503</sup> Киреева Н.А., Новоселова Н.И., Хазиев Ф.Х. Активность карбогидраз в нефтезагрязненных почвах. *Почвоведение*. 1998. № 12. С. 1444–1448.
- <sup>3504</sup> Margesin R., Zimmerbauer A., Schinner F. Monitoring of bioremediation by soil biological activities. *Chemosphere*. 2000. Vol. 40. P. 339–346.
- <sup>3505</sup> Колесниченко А.В., Побежимова Т.П., Зыкова В.В., Марченко А.И. Процессы биодegradации в нефтезагрязнённых почвах. Москва: «Промэкобезопасность». 2004. 194 с.
- <sup>3506</sup> Rhykerd R.L., Crews B., McInnes K.J., Weaver R.W. Impact of bulking agents, forced aeration and tillage on remediation of oil-contaminated soil. *Bioresource Technology*. 1999. Vol. 67. P. 279–285.
- <sup>3507</sup> Song H.G., Bartha R. Effects of jet fuel on the microbial community of soil. *Applied and Environmental Microbiology*. 1990. Vol. 56. P. 646–651.
- <sup>3508</sup> Brohon B., Gourdon R. Influence of soil microbial activity level on the determination of contaminated soil toxicity using Lumistox and MetPlate bioassays. *Soil Biology and Biochemistry*. 2000. Vol. 32. P. 853–857.
- <sup>3509</sup> Сухонослова А.Н., Бурлака В.А., Быков Д.Е., Бурлака И.В., Бурлака Н.В. Очистка почв от нефтяного загрязнения и оценка ее эффективности. *Экология и промышленность России*. 2009. С. 18–20.
- <sup>3510</sup> Бухгалтер Э.Б., Галиулин Р.В., Башкин В.Н., Сидорова И.Е., Грунвальд А.В., Семенцов А.Ю., Галиулина Р.А. Рекультивация почвы, загрязненной газовым конденсатом. *Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе*. 2008. №2. С. 16–18.
- <sup>3511</sup> Agostini E., Coniglio M.S., Milrad S.R., Tigier H.A., Giuliatti A.M. Phytoremediation of 2,4-dichlorophenol by *Brassica napus* hairy root cultures. *Biotechnology and Applied Biochemistry*. 2003. Vol. 37(2). P. 139–144.
- <sup>3512</sup> Margesin R., Schinner F. Manual of Soil Analysis: Monitoring and Assessing Soil Bioremediation. Heidelberg: Springer, 2005. 366 p.
- <sup>3513</sup> Maki H., Hirayama N., Hiwatari T., Kohata K., Uchiyama H., Watanabe M., Yamasaki F., Furuki M. Crude oil bioremediation field experiment in the Sea of Japan. *Marine Pollution Bulletin*. 2003. Vol. 47. P. 74–77.
- <sup>3514</sup> Hoeppe R.E., Hinchee R.E., Arthur M.F. Bioventing soils contaminated with petroleum hydrocarbons. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 1991. Vol. 8. P. 141–146.
- <sup>3515</sup> Нечаева И.А., Филонов А.Е., Ахметов Л.И. Стимуляция микробной деструкции нефти в почве путем внесения бактериальной ассоциации и минерального удобрения в лабораторных и полевых условиях. *Биотехнология*. 2009. № 1. С. 64–70.
- <sup>3516</sup> Ouyang W., Liu H., Murygina V. Comparison of bio-augmentation and composting for remediation of oily sludge: A field-scale study in China. *Process Biochemistry*. 2005. Vol. 40. № 12. P. 3763–3768.
- <sup>3517</sup> Microbiological methods for assessing soil quality / Ed. by J. Bloem, D.W. Hopkins, A. Benedetti. Cambridge, MA: CABI Publ., 2006. 320 p.
- <sup>3518</sup> Bartos P., Balazs M. Toxic effect of methyl tert-butyl ether on growth of soil isolate *Pseudomonas veronii* T1/1. *World J Microbiol Biotechnol*. 2008. Vol. 24. P. 875–878.

- <sup>3519</sup> Ma W., Sebastianova S., Sebastian J., Burd G.I., Guinel F., Glick B.R. Prevalence of 1-aminocyclopropane-1-carboxylate in deaminase in Rhizobia spp. *Antonie van Leeuwenhoek*. 2003. Vol. 83. P. 285–291.
- <sup>3520</sup> Prince R.C., Parkerton T.F., Lee C. The primary aerobic biodegradation of gasoline hydrocarbons. *Environmental Science & Technology*. 2007. Vol. 41. №9. P. 3316–3321.
- <sup>3521</sup> Кобзев Е.Н., Петрикевич С.Б., Шкидченко А.Н. Исследование устойчивости ассоциации микроорганизмов – нефтеструктуров в открытой системе. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2001. Т. 37. № 4. С. 413–417.
- <sup>3522</sup> Reynolds J.W., Cook D.G. Nomenclatura Oligochaetologica. A catalogue of names, descriptions and type specimens of the Oligochaeta. New Brunswick, 1976. 217 p.
- <sup>3523</sup> Kende H., Zeevaart J.A.D. The five “classical” plant hormones. *Plant Cell*. 1997. Vol. 9: 11297–1210.
- <sup>3524</sup> Hayat S., Hayat Q., Alyemeni M. et al. Role of proline under changing environment. *Plant Signal Behaviour*. 2012. Vol. 7(11). P. 1456–1466.
- <sup>3525</sup> Заболотских В.В., Васильев А.В., Танких С.Н. Экспресс-диагностика токсичности почв, загрязненных нефтепродуктами *Известия Самарского научного центра РАН*. 2012. Т.14. № 1(3). С. 734–738.
- <sup>3526</sup> Chaillan F., Le Fleche A., Bury E., Phantavong Y.H., Grimont P., Saliot A., Oudot J. Identification and biodegradation potential of tropical aerobic hydrocarbon-degrading microorganisms. *Research in microbiology*. 2004. Vol. 155 (7). P. 587–595.
- <sup>3527</sup> Шувалов Ю.В., Синькова Е.А., Кузьмин Д.Н. Очистка грунтов от загрязнения нефтью и нефтепродуктами. *Горный информационно-аналитический бюллетень*. 2004. № 12. С. 107–117.
- <sup>3528</sup> Швед О.В., Миколів О.З. Комаровська-Порохнявець В.П. Новіков О.Б. Екологічна біотехнологія: Навч.посібник у 2 кн. Кн. I. Львів: Видавництво Національного університету «Львівська політехніка». 2010. 424 с.
- <sup>3529</sup> Premnath N., Mohanrasu K., Rao R.G.R., Dinesh G.H., Prakash G.S., Ananthi V., Ponnuchamy K., Muthusamy G., Arun A. A crucial review on polycyclic aromatic Hydrocarbons-Environmental occurrence and strategies for microbial degradation. *Chemosphere* 2021. Vol. 280. e130608.
- <sup>3530</sup> Raskin I., Kumar P.B.A.N., Dushenkov S., Salt D.E. Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in Biotechnology*. 1994. №5. P. 285–290.
- <sup>3531</sup> Schroder P., Harvey P.J., Schwitzguebel J.P. Prospects for the phytoremediation of organic pollutants in Europe. *Environmental Science and Pollution Research*. 2002. Vol. 9(1). P. 1–3.
- <sup>3532</sup> Banks M.K., Kulakow P., Schwab A. P., Chen Z., Rathbone K. Degradation of crude oil in the rhizosphere of *Sorghum bicolor*. *International Journal of Phytoremediation*. 2003. Vol. 5. № 3. P. 225–234.
- <sup>3533</sup> Cunningham S.D., Anderson T.A., Schwab A.P., Hsu F.C. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Advances in Agronomy*. 1996. Vol. 56. P. 55–114.
- <sup>3534</sup> Gerhardt K.E., Huang X.-D., B. R Glick, B. M. Greenberg Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges. *Plant Science*. 2009. 176 (1). P. 20–30.
- <sup>3535</sup> Wang J., Zhang Z., Su Y., He W., He F., Song H. Phytoremediation of petroleum polluted soil. *Petroleum Science*. 2008. Vol. 5. № 2. P. 167–171.

- <sup>3536</sup> Suthersan S.S. Natural and enhanced remediation systems. Boca Raton: CRC Press; 2002. P. 239–267.
- <sup>3537</sup> Стадницький Г.В., Родионов А.И. Экология. М.: Высшая школа, 1988. 272 с.
- <sup>3538</sup> Бродский Е.С., Савчук С.А. Определение нефтепродуктов в объектах окружающей среды. *Журнал аналитической химии*. 1998. Т.53. №12. С.1238–1251.
- <sup>3539</sup> Глібовицька Н.І. Вітальність та біоіндикаційна перспективність липи серцелистої (*Tilia cordata* Mill.) в урбоекосистемі Івано-Франківська: автореф. дис.... канд. біол. наук: 03.00.16. Дніпропетровськ, 2015. 20 с.
- <sup>3540</sup> Dzhura N., Romanyuk O., Oshchapovsky I. Using plants for recultivation of oil-polluted soils. *Journal of Environmental Protection and Ecology*. 2008. Vol. 9. № 1. P. 55–59.
- <sup>3541</sup> Liu Y., Lee M., Hageman K., Yang Y., Hawthorne S. SPME of PAHs from Aqueous Samples, Using Fibers Coated with HPLC Chemically Bonded Silica Stationary Phases. *Analytical Chemistry*. 1997. Vol.69 (24). P. 5001–5005.
- <sup>3542</sup> Zhang A., Kopinke G., Pawliszyn J. SPME for Determining Distribution of Chemicals in Aqueous Matrixes. *Analytical Chemistry*. 1997. Vol. 69(4). P. 597–600.
- <sup>3543</sup> Liang X., Zhang L., Natarajan S.K. et al. Proline: mechanisms of stress survival. *Antioxidant and Redox Signalling*. 2013. Vol. 19(9). P. 998–1011.
- <sup>3544</sup> Meagher R.B. Phytoremediation of toxic elements and organic pollutants. *Current Opinion in Plant Biology*. 2000. Vol. 3. P. 153–162.
- <sup>3545</sup> Abdel Ghany T.M., Al Abboud M., Negm M.E., Abdel-Rahman M. Shater. Rhizosphere Microorganisms as Inducers for Phytoremediation a Review. *International Journal of Bioinformatics and Biomedical Engineering*. 2015. Vol. 1. №1. P. 7–15.
- <sup>3546</sup> Коршиков І.І., Гнатів П.С. Урботехногенне середовище як інтегральний чинник пристосування рослин. *Промышленная ботаника*. 2004. Вып. 3. С. 78–82.
- <sup>3547</sup> Кодина Л.А. Геохимическая диагностика нефтяного загрязнения почвы. Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. С. 112–122.
- <sup>3548</sup> Grant W. Higher plant assays for the detection of the chromosomal aberration and gene mutation – a brief historical background on their use for screening and monitoring environmental chemicals. *Mutation Research*. 1999. № 426. P. 107–112.
- <sup>3549</sup> Kuiper I., Lagendijk E.L., Bloemberg G.V., Lugtenberg B.J.J. Rhizoremediation: a beneficial plant-microbe interaction. *American Phytopathological Society*. 2004. Vol. 17. №1. P. 6–15.
- <sup>3550</sup> Susarla S., Medina V.F., McCutcheon S.C. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*. 2002. Vol. 18. P. 647–658.
- <sup>3551</sup> Кураков А.В., Ильинский В.В., Котелевцев С.В., Садчиков А.П. Биоиндикация и реабилитация экосистем при нефтяных загрязнениях. М.: Графикон, 2006. 336 с.
- <sup>3552</sup> Kaimi E., Mukaidani T., Tamaki M. Screening of twelve plant species for phytoremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil. *Plant Production Science*. 2007. № 10. P. 211–218.
- <sup>3553</sup> Korade D.L., Fulekar M.H. Effect of organic contaminants on seed germination of *Lolium multiflorum* in soil. *Biology and Medicine*. 2009. 1. P. 28–34.
- <sup>3554</sup> Стольберг Ф.В. Фитотехнологии для Украины. Энергосбережение, энергетика, энергоаудит. Харьков, 2007. С.13–23.
- <sup>3555</sup> Sharifi M., Sadeghi Y., Akbarpour M. Germination and growth of six plant species on contaminated soil with spent oil. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2007. Vol. 4. P. 463–477.

- <sup>3556</sup> Биотест-системы для задач экологического контроля: Методические рекомендации по практическому использованию стандартизованных тест-культур / Под ред. В.А. Тереховой и др. М.: Доброе слово, 2014. 48 с.
- <sup>3557</sup> Джура Н.М., Цвілинюк О.М., Терек О.І. Вплив нафтового забруднення на вміст макро- та мікроелементів у рослинах *Carex hirta* L. *Український ботанічний журнал*. 2007. Т. 64. № 1. С. 122–131.
- <sup>3558</sup> Cunningham S.D., Berti W.R. Remediation of contaminated soils with green plants: an overview. *In Vitro Cellular & Developmental Biology*. 1993. Vol. 29. P. 207–212.
- <sup>3559</sup> Губачов О.І. Особливості використання рослин для біотестування ґрунтів з метою визначення рівня екологічної безпеки промислових територій. *Наук. вісн. КУЕІТУ. Нові технології*. 2010. № 3(29). С. 164–171.
- <sup>3560</sup> Нетрусов А.И. Практикум по микробиологии /А.И. Нетрусов, М.А. Егорова и др.; под ред. А.И. Нетрусова. М.: Академия, 2005. 608 с.
- <sup>3561</sup> Yateem A., Balba M.T., El-Nawawy A.S., Al-Awadhi N. Plants-associated microflora and the remediation of oilcontaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2000. Vol. 2(3). P. 183–191.
- <sup>3562</sup> Frassinetti S., Setti L., Corti A. Biodegradation of dibenzothiophene by a nodulating isolate of *Rhizobium meliloti* / S. Frassinetti. *Microbiology*. 1998. № 44. P. 289–297.
- <sup>3563</sup> Frick C.M., Farrell R.E., Germida J.J. Assessment of phytoremediation as an in situ technique for cleaning oil-contaminated sites. PTAC Petroleum Technology Alliance, Canada, Calgary. 1999. 88 p.
- <sup>3564</sup> Патент 60481 Україна, МПК (2011.01) А01В 79/02 (2006.01) В09С 1/00. Спосіб фітоочищення нафтозабруднених ґрунтів / Н. М. Джура, О. І. Романюк, О. М. Цвілинюк, О. І. Терек.  $\text{ru}201012943$ ; заявл. 01.11.2010; опубл. 25.06.2011; Бюл. №12. 4 с.
- <sup>3565</sup> Wisser E.J.W., Bogemam J.M., van de Sleeg H.V. Flooding tolerance of *Carex* spp. in relation to field distribution and aerenchyma formation. *New Phytologist*. 2000. Vol. 148. P. 93–103.
- <sup>3566</sup> Dumitran C., Nutru J., Environmental risks analysis for crude oil soil pollution. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*. 2010. Vol. 5(1). P. 83–92.
- <sup>3567</sup> Степанова А.Ю., Орлова Е.В., Терешонок Д.В., Долгих Ю.И. Получение трансгенных растений люцерны посевной (*Medicago sativa* L.) для повышения эффективности фиторемедиации нефтезагрязненных почв. *Экологическая генетика* Т. XIII. 2015. № 2. С. 127–135.
- <sup>3568</sup> Рентгенофлуоресцентный анализ объектов окружающей среды: учебное пособие / авт.-сост.: Л.А. Ширкин; Владим. гос. ун-т. Владимир: Изд-во Владим. гос. ун-та, 2009. 65 с.
- <sup>3569</sup> Shaw L.J., Burns R.G. Biodegradation of organic pollutants in the rhizosphere. *Advances in applied microbiology*. 2003. Vol. 53. P. 1–47.
- <sup>3570</sup> Горова А.І., Павличенко А.В., Височин Л.В. Використання гумінових речовин для відновлення ґрунтів у гірничодобувних регіонах. *Відновлення біотичного потенціалу агроєкосистем: матеріали II Міжнар. наук.-практ. конф. (9 жовт. 2015 р., Дніпропетровськ)*; за ред. В.І. Чорної. Дніпропетровськ: Арбуз, 2015. С. 50–51.
- <sup>3571</sup> Ziółkowska A., Wyszowski M. Toxicity of petroleum substances to microorganisms and plants. *Ecological Chemistry and Engineering*. 2010. Vol. 17. № 1. P. 73–82.



- <sup>3572</sup> Курочкина Г.Н., Шкидченко Г.Н., Амелин А.А. Влияние нового биопрепарата на ремедиацию нефтезагрязненной серой лесной почвы. *Почвоведение*. 2004. № 10. С. 1241–1249.
- <sup>3573</sup> Keddy C., Greene J., Bonnell M. Review of whole organism bioassays: Soil, freshwater sediment and freshwater assessment in Canada. *Ecotoxicol Environment*. 1995. Vol. 30. 251 p.
- <sup>3574</sup> Gramms G., Voigt K.D., Kirsche B. Oxidoreductase enzymes liberated by plant roots and their effects on soil humic material. *Chemosphere*. 1999. Vol. 38. № 7. P. 1481–1494.
- <sup>3575</sup> Голодяев Г.П., Костенков Н.М., Ознобихин В.И. Биоремедиация нефтезагрязненных почв методом компостирования. *Почвоведение*. 2009. № 8. С. 996–1006.
- <sup>3576</sup> Величко О. Ефективність функціонування симбіотичної системи *Bradyrhizobium japonicum* – рослини сої у нафтозабрудненому ґрунті. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2012. Вип. 58. С. 150–157.
- <sup>3577</sup> Njoku K.L., Akinola M.O., Oboh B.O. Growth and performance of *Glycine max* L. (Merrill) in crude oil contaminated soil augmented with cow dung. *Natural Sciences*. 2008. Vol. 6(1). P. 48–58.
- <sup>3578</sup> Киреева Н.А., Григориади А.С., Водопьянов В.В., Амирова А.Р. Подбор растений для фиторемедиации почв, загрязненных нефтяными углеводородами. *Известия Самарского научного центра РАН*. 2011. Т. 13. № 5 (2). С. 184–187.
- <sup>3579</sup> Lin Q., Mendelsohn I.A., Suidan M.T., Lee K., Venosa A.D. The dose-response relationship between № 2 fuel oil and the growth of the salt marsh grass (*Spartina alterniflora*). *Marine Pollution Bulletin*. 2002. Vol. 44(9). P. 897–902.
- <sup>3580</sup> Архипченко И.А., Загвоздкин В.К., Ерцев Г.Н. Очистка нефтезагрязненных почв с помощью биопрепаратов на основе микробных удобрений. *Экология и промышленность России*. 2004. № 9. С. 16–18.
- <sup>3581</sup> Гродзинський Д.М., Шиліна Ю.В., Куцоконь Н.К. Застосування рослинних тест-систем для оцінки комбінованої дії факторів різної природи. К.: Фітосоціоцентр, 2006. 60 с.
- <sup>3582</sup> Назаров А.В. Использование микробно-растительных ассоциаций для очистки почвы от нефтяного загрязнения. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2013. Т. 15. № 3(5). С. 1673–1676.
- <sup>3583</sup> Burns R.G., Pukite A.H., McLaren A.D. Concerning the location and persistence of soil urease. *Soil Science Society of America, Proceedings*. 1972. Vol. 36. №2. P. 308–311.
- <sup>3584</sup> Муратова А.Ю., Бондаренкова А.Д., Панченко Л.В., Турковская О.В. Использование комплексной фиторемедиации для очистки почвы, загрязненной нефтешламом. *Биотехнология*. 2010. № 1. С. 77–84.
- <sup>3585</sup> Pivetz B.E. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground water at Hazardous Waste Sites. EPA Ground Water Issue, EPA/540/S–01/500. Ada, Ok, 2001. P. 10–12.
- <sup>3586</sup> Siciliano S.D., Germida J.J. Biolog analysis and fatty acid methyl ester profiles indicate that *Pseudomonas* inoculants that promote phytoremediation alter the root associated microbial community of *Bromus biebersteinii*. *Soil Biology and Biochemistry*. 1998. Vol. 30. P. 1717–1723.
- <sup>3587</sup> Lopez-Martinez S., E.Gallegos-Martinez M., Perez-Flores L.J., Gutierrez-Rojas M. Contaminated soil phytoremediation by *Cyperus laxus* Lam. cytochrome P450 Erod-activity induced by hydrocarbons in roots. *International Journal of Phytoremediation*. 2008. Vol.10. P. 289–301.

- <sup>3588</sup> Об утверждении предельно допустимых концентраций нефтепродуктов в землях (включая почвы) для различных категорий земель. Министерство здравоохранения Республики Беларусь. 2012. №17/1. 12 с.
- <sup>3589</sup> Лебедева Н.А. Возможность рекультивации отвалов Кумертауского угольного разреза без нанесения почвенного слоя. *Растения и промышленная среда*. 1984. С. 78–84.
- <sup>3590</sup> Герасимов М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Учебное пособие. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
- <sup>3591</sup> Маячкина Н.В., Чугунова М.В. Особенности биотестирования почв с целью их экотоксикологической оценки. *Вестник Нижегородского университета*. 2009. №1. С. 84–93.
- <sup>3592</sup> Минникова Т.В., Денисова Т.В., Колесников С.И. Оценка агроэкологических показателей загрязненного нефтью чернозема при ремедиации мочевиной и гуматом калия. *Российская сельскохозяйственная наука*. 2018. №1. С. 44–48.
- <sup>3593</sup> Зверковський В.М. Фітомеліорація шахтних відвалів в Західному Донбасі. *Український ботанічний журнал*. 1997. Вип. 54. № 5. С. 474–481.
- <sup>3594</sup> Кондратюк Е.Н. Исследования и практика рекультивации нарушенных земель в Донбассе. *Интродукция и акклиматизация растений*. 1985. Вып. 3. С. 3–6.
- <sup>3595</sup> Мазур А.Е., Сметана Н.Г. Структура и рекультивация ландшафтов Криворожья. *Биологическая рекультивация нарушенных земель*. Екатеринбург: УрО РАН, 1996. С. 14–16.
- <sup>3596</sup> Noctor G., Gomez L., Vanacker H., Foyer C.H. Interactions between biosynthesis, compartmentation and transport in the control of glutathione homeostasis and signalling. *Journal of Experimental Botany*. 2002. Vol. 53(372). P. 1283–304.
- <sup>3597</sup> Методические указания по санитарно-микробиологическому исследованию почвы. (утв. заместителем Главного государственного санитарного врача СССР 4 августа 1976 г. N 1446-76). 45 с.
- <sup>3598</sup> Cook R.L., Landmeyer J.E., Atkinson B., Messier J.P., Nichols E.G. Field note: successful establishment of a phytoremediation system at a petroleum hydrocarbon contaminated shallow aquifer: trends, trials, and tribulations. *International Journal of Phytoremediation*. 2010. №12. P. 716–732.
- <sup>3599</sup> Kamath R., Rentz J.A., Schnoor J.L., Alvarez P.J.J. Phytoremediation of hydrocarbon-contaminated soils: principles and applications. *Studies in surface science and catalysis*. 2004. Vol. 151. P. 447–478.
- <sup>3600</sup> Wyszowska J., Kucharski J. Correlation between number of microbes and degree of soil contamination by petrol. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2001. № 3. P. 175–181.
- <sup>3601</sup> Rehan M., Swanson E., Tisa L.S. Frankia as a Biodegrading Agent. *Biochemistry, Genetics and Molecular Biology*. 2016. Chapter 11. P. 271–290.
- <sup>3602</sup> Валерко Р.А. Особливості біотестування антропогенно забруднених ґрунтів з метою їх екотоксичної оцінки. *Вісник Харківського національного аграрного університету. Сер.: Ґрунтознавство, агрохімія, землеробство, лісове господарство*. 2013. № 2. С. 262–266.
- <sup>3603</sup> Зейферт Д.В., Гамерова Л.М. Сравнительная оценка токсичности нефтей различных месторождений. *Башкирский химический журнал*. 2013. Т. 20. №1. С. 79–83.
- <sup>3604</sup> Шунелько Е.В., Федорова А.И. Экологическая оценка городских почв и выявление уровня токсичности тяжелых металлов методом биотестирования. *Вестник ВГУ. Серия: География*. 2000. №4. С. 77–83.

- <sup>3605</sup> Di Salvatore M., Carafa A.M., Carrat G. Assessment of heavy metals phytotoxicity using seed germination and root elongation tests: A comparison of two growth substrates. *Chemosphere*. 2008. Vol. 73(9). P. 1461–1464.
- <sup>3606</sup> Гринчишин Н.М., Прищепя Х.М. Фітотестування нафтозабруднених ґрунтів. *Матеріали II Міжнародної науковопрактичної конференції «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи»*. Львів. 2015. С. 58–59.
- <sup>3607</sup> Edwards, Clive A. Assessing the effects of environmental pollutants on soil organisms, communities, processes and ecosystems. *European Journal of Soil Biology*. 2002. Vol. 38(3–4). P. 225–231.
- <sup>3608</sup> Banks M.K., Schultz K.E. Comparison of plants for germination toxicity tests in petroleum contaminated soil. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2005. Vol. 167. P. 211–219.
- <sup>3609</sup> Muthukumar T., Udaiyan K., Shanmughavel P. Mycorrhiza in sedges – an overview. *Mycorrhiza*. 2004. №14: 65–77.
- <sup>3610</sup> Maila M.P., Cloete T.E. Germination of *Lepidium sativum* as a method to evaluate polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) removal from contaminated soil. *International Biodeterioration and Biodegradation*. 2002. 50. P. 107–113.
- <sup>3611</sup> Авессаломова И.А. Геохимические показатели при изучении ландшафтов: учеб.-метод. пособие. Москва: Изд-во МГУ, 1987. 108 с.
- <sup>3612</sup> Застосування біологічних методів для відновлення якості ґрунтів, забруднених нафтопродуктами. URL: <https://er.nau.edu.ua/bitstream/NAU/49693>. Файл 1.
- <sup>3613</sup> Застосування біологічних методів для відновлення якості ґрунтів, забруднених нафтопродуктами. URL: <https://er.nau.edu.ua/bitstream/NAU/49694>. Файл 2.
- <sup>3614</sup> Застосування біологічних методів для відновлення якості ґрунтів, забруднених нафтопродуктами. URL: <https://er.nau.edu.ua/bitstream/NAU/49695>. Файл 3.
- <sup>3615</sup> Застосування біологічних методів для відновлення якості ґрунтів, забруднених нафтопродуктами. URL: <https://er.nau.edu.ua/bitstream/NAU/49696>. Файл 4.
- <sup>3616</sup> Зейферт Д.В. Использование кресс-салата как тест-объекта для оценки токсичности природных и сточных вод стерлитамакского промузла. *Башкирский экологический вестник*. 2010. № 2. С. 39–50.
- <sup>3617</sup> Wagner F. Strategies for biosurfactant production. *European Journal of Lipid Science and Technology*. 1987. P. 586–591.
- <sup>3618</sup> Wojcik T., Tomaszewska B. Biotechnologia w remediacji zanieczyszczen organicznych. *Biotechnologia*. 2005. Vol. (4)71. P. 156–172.
- <sup>3619</sup> Шевчик Л.З. Екологічна оцінка та фітореMediaція нафтозабруднених ґрунтів : дис. ... канд. біол. наук : 03.00.16 – екологія / Л. З. Шевчик; Ін-т фізико-орган. хімії і вуглехімії ім. Л.М. Литвиненка НАН України. Дніпро. 2017. 166 с.
- <sup>3620</sup> Kolwzan B. Bioremediacja gleb skazonych produktami naftowymi wraz z ocean ekotoksykologiczna. Wroclaw:OWPW, 2005. 212 p.
- <sup>3621</sup> Шевчик Л.З., Романюк О.І. Використання обліпихи крушиновидної для фітореMediaції нафтозабруднених ґрунтів. *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnitskiy Melitopol State Pedagogical University*. 2016. Vol. 6(3). P. 472–480.
- <sup>3622</sup> Шевчик Л., Романюк О., Подан І. Використання гречки посівної для екологічного моніторингу нафтозабруднених ґрунтів. *Молодь і поступ біології: збірник тез XI міжнар. конф. студентів та аспірантів (м. Львів, 20-23 квітня 2015 р.)*. Львів, 2015. С. 236–237.
- <sup>3623</sup> Мельничук С.Д., Лоханська В.Й., Самкова О.П. Антропогенне забруднення агроєкосистем та методи їх ремедіації. Планета без стійких органічних забруднювачів

(CO<sub>2</sub>). *Збірник наукових матеріалів науково-практичного семінару в рамках Всесвітнього дня дій проти CO<sub>2</sub>* (22 квітня 2005 р., Київ) К. : ВГЛ Обрії, 2005. С. 102–110.

<sup>3624</sup> Lee E., Banks M.K. Bioremediation of petroleum contaminated soil using vegetation: a microbial study. *Journal of Environmental Science and Health*. 1993. Vol. 28, №10. P. 2195–2198.

<sup>3625</sup> Шевчик Л., Джура Н., Романюк О., Цвілинюк О., Терек О. Вплив абіотичних факторів на випаровування нафти з ґрунту. *Молодь і поступ біології: збірник тез VIII міжнар. конф. студентів та аспірантів (м. Львів, 3-6 квітня 2012 р.)*. Львів, 2012. С. 182–183.

<sup>3626</sup> Telysheva G., Jashina L., Lebedeva G., Dizhbite T., Solodovnik V., Mutere O., Grigiškis S., Baškys E., J Aikaite. Use of plants to remediate soil polluted with oil. *Environmental Technology Resources*. 2011. № 1. P. 38–45.

<sup>3627</sup> Гринчишин Н., Бабаджанова О., Соседко К. Фітотоксичність нафтозабруднених ґрунтів на прикладі крес-салату (*Lepidium sativum* L.). *Науковий вісник НЛТУ України*. 2014. Вип. 24. С. 81–86.

<sup>3628</sup> Бродский Е.С., Лукашенко И.М., Калинин Г.А. Идентификация нефтепродуктов в объектах окружающей среды с помощью газовой хроматографии и хромато-масс-спектрометрии *Журнал аналитической химии*. 2002. Т.57. №6. С.592–596.

<sup>3629</sup> Елин Е.С. Биогеохимическая трансформация нефтизагрязнителя и болотного биогеоценоза при их взаимодействии. *Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения*. Тюмень: Изд-во ИПОС СО РАН, 2002. № 3. С. 153–166.

<sup>3630</sup> Кобзев Е.Н, Петрикевич С.Б., Шкидченко А.Н. Исследование устойчивости ассоциации микроорганизмов – нефтедеструкторов в открытой системе. *Прикладная биохимия и микробиология*. 2001. Т. 37. № 4. С. 413–417.

<sup>3631</sup> Мэнинг У. Дж., Федер У. А. Биомониторингзагрязнения атмосферы с помощью растений. Л. :Гидрометеиздат, 1985. 141 с.

<sup>3632</sup> Шевчик Л., Романюк О. Дослідження деяких закономірностей впливу нафти на початкові ростові параметри рослинних тест-об'єктів. *Вісник Львівського університету. Серія біологічна*. 2014. 67. С. 129–137.

<sup>3633</sup> Шевчик Л.З., Джура Н.М., Романюк О.І., Терек О.І. Вплив абіотичних факторів і фіторемедіантів на біодеградацію нафти у ґрунті. *Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування: Матер. третьої міжнар. студ. наук.-практ. конф. (м. Львів, 16-17 листопада 2010 р.)*. Львів, 2010. С. 60–62.

<sup>3634</sup> Шевчик Л.З., Романюк О.І. Дослідження зміни токсичності нафтозабруднених ґрунтів під дією абіотичних факторів. Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку: Матер. наук. конф. (11-14 вересня 2014 р., смт. Шацьк). Львів: СПОЛОМ, 2014. С.101–102.

<sup>3635</sup> Шевчик Л.З., Жак Т.В., Романюк О.І., Джура Н.М., Подан І.І., Гальчук Р.І. Дослідження латеральної міграції нафтової плями за участю тестових рослин. *Фундаментальні та прикладні дослідження в біології та екології. Матер. IV міжнар. наук. конф. (м. Вінниця, 12-14 квітня, 2016 р.)*. Вінниця: ДРУК, 2016. С. 146–147.

<sup>3636</sup> Шевчик Л.З., Романюк О.І. Оцінка стану пилку та пігментів у листках рослин обліпихи крушиновидної, вирощеної в умовах нафтового забруднення. *Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку: Матер. наук. конф. (10-13 вересня 2015 р., смт. Шацьк)*. Львів: СПОЛОМ, 2015. С.114–115.

- <sup>3637</sup> Шевчик Л., Романюк О. Застосування експрес-методу оцінки токсичності нафтозабруднених ґрунтів у комплексному екологічному моніторингу території м. Борислава. *Молодь і поступ біології: збірник тез VIII міжнар. конф. студентів та аспірантів (м. Львів, 16-19 квітня 2013 р.)*. Львів, 2013. С. 234–235.
- <sup>3638</sup> Шевчик Л., Романюк О. Вивчення впливу нафти на початкові ростові параметри рослинних тест-об'єктів. *Молодь і поступ біології: збірник тез X міжнар. наук. конф. студентів і аспірантів (м. Львів, 8-11 квітня 2014 р.)*. Львів, 2014. С. 130–131.
- <sup>3639</sup> Шувалов Ю.В., Синькова Е.А., Кузьмин Д.Н. Очистка ґрунтов от загрязнения нефтью и нефтепродуктами. *Горный информационно-аналитический бюллетень*. 2004. №12. С. 107–117.
- <sup>3640</sup> Цайтлер М.Й., Романюк О., Гвоздецька Г. Екологічні наслідки озокеритовидобутку на Бориславському родовищі. *Проблеми екології та екологічної освіти: матер. II Міжнар.наук. конф. Кривий Ріг, 2003*. С. 189–190.
- <sup>3641</sup> Шамраев А.В., Шорина Т.С. Влияние нефти и нефтепродуктов на различные компоненты окружающей среды. *Вестник Оренбургского государственного университета*. 2009. № 6(100). С. 642–645.
- <sup>3642</sup> Шаркова С.Ю. Изменение химических характеристик почвы под действием нефтезагрязнения. *Известия ПгПУ им. В. Г. Белинского*. 2011. № 25. С. 610–613.
- <sup>3643</sup> Терек О.І., Величко О.І., Джура Н.М. Фізіологічні аспекти адаптації рослин до нафтозабрудненого ґрунту. *Фізіологія рослин: проблеми та перспективи розвитку: зб. наук. пр.* К.: Логос, 2009. Т. 1. С. 217–225.
- <sup>3644</sup> Терехова В.А., Арчегова І.Б., Хабибуллина Ф.М., Пугачов В.Г., Тулянкін Г.М. Екотоксикологічна оцінка біосорбенту нафти з метою сертифікації. *Екологія і промисловість*. 2006. № 3. С. 34–37.
- <sup>3645</sup> Терехова В.А., Домашнев Д.Б., Каниськин М.А., А.В. Степачев Экоотоксикологическая оценка повышенного содержания фосфора в почвогрунте по тест-реакциям растений на разных стадиях развития. *Проблемы агрохимии и экологии*. 2009. №3. С. 21–26.
- <sup>3646</sup> Травляєв А.П., Белова Н.А., В.М. Зверковський Теоретичні основи лісової рекультивациі порушених земель у західному Донбасі на Дніпропетровщині. *Ґрунтознавство*. 2005. Т. 16. № 1-2. С. 19–29.
- <sup>3647</sup> Стом Д.И., Потапов Д.С., Баранская В.К., Матвеева О.Н., Балаян А.Э. Трансформация нефти в простейшей трофической цепи. *Проблемы систематики, экологии и токсикологии беспозвоночных*. 2000. С. 90–95.
- <sup>3648</sup> Maboeta M.S. Die effekte van lood op die groei, voortplanting en gedrag van drie erdwurmspecies: Eisenia fetida, Eudrilus eugeniae en Perionyx Excavatus (Oli-gochoeta). *SA Suid-Afrikaanse Tydskrif vir Natuurwetenskap en Tegnologie*. 1999. №1. P. 30–31.
- <sup>3649</sup> Светлосанов В.А. Устойчивость и стабильность природных экосистем. Итоги науки и техники. *Теорет. и общ. вопр. географии*. М.: ВИНТИ, 1990. Т. 8. С. 185–206.
- <sup>3650</sup> Никифорова Е.М. Почвенно-геохимические условия разложения и миграции нефтепродуктов в ландшафтах СССР Ландшафтно-геохимическое районирование и охрана среды. *Вопросы географии*. 1983. Вып. 120. С. 130–145.
- <sup>3651</sup> Салахова Г. М. Изменения эколого-физиологических параметров растений и ризосферной микробиоты в условиях нефтяного загрязнения и рекультивации почвы: автореф. дис. ... к.б.н., Уфа, 2007. 23 с.

- <sup>3652</sup> Романюк О.І., Шевчик Л.З. Розробка методу оцінки токсичності нафтозабруднених ґрунтів для екотоксикологічного моніторингу. *Екологічні проблеми природокористування та охорона навколишнього середовища: збірник наукових праць Другої Всеукр наук.-практ. конф. За міжнар. участю (Рівне, 21-23 жовтня 2015)*. Рівне: РДГУ, 2015. С. 157–158.
- <sup>3653</sup> Розробка наукових основ комплексного екологічного моніторингу та методології відновлення техногенно зміненого довкілля / звіт по держбюджетній темі / О. Романюк [та ін.] Львів: Відділення ФХГК ІнФОВ ім. Л. М. Литвиненка НАН України, 2016. 202 с.
- <sup>3654</sup> Рильський О.Ф., Масікевич Ю.Г. Мікробіологічна біоіндикація довкілля, забрудненого важкими металами та іншими ксенобіотиками. *Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки*. 2012. № 3. С. 139–147.
- <sup>3655</sup> Андрієнко М.В., Роман І.С. Малопоширені плодови і ягідні рослини. К.: Урожай, 1991. 168 с.
- <sup>3656</sup> Плешакова Е.В., Дубровская Е.В., Турковская О.В. Приемы стимуляции аборигенной нефтеокисляющей микрофлоры. *Биотехнология*. 2005. №1. С. 42–50.
- <sup>3657</sup> Патица В.П., Симочко Л.Ю. Мікробіологічний моніторинг ґрунту природних та трансформованих екосистем Закарпаття України. *Мікробіологічний журнал*. 2013. Вип. 75. № 2. С. 21–31.
- <sup>3658</sup> Панасенко Є.В. Вплив вуглеводнів нафти на зміну деяких водних показників чорноземного ґрунту. *Вісник ХНАУ. Ґрунтознавство*. 2008. № 2. С. 132–135.
- <sup>3659</sup> Овчинникова И. Н. Экологический риск и загрязнение почв. М., 2003. 364 с.
- <sup>3660</sup> Baker E., Tang Y., Chu F.X., Tisa L.S. Molecular responses of *Frankia* sp. strain QA<sub>3</sub> to naphthalene. *Canadian Journal of Microbiology*. 2015. Vol. 61(4). P. 281–292.
- <sup>3661</sup> Kreider R.E. Identification of oil leaks and spills. International Oil Spill Conference. 2005. P. 3598–3602.
- <sup>3662</sup> Abbaspour A., Zohrabi F., Dorostkar V., Faz A., Acosta J.A. Remediation of an oil-contaminated soil by two native plantstreated with biochar and mycorrhizae. *Journal of Environmental Management*. 2020. Vol. 254. P. 109755.
- <sup>3663</sup> Freedman, B. Oil pollution. In *Environmental Ecology*, 2nd ed.; Academic Press: San Diego, CA, USA, 1995. P. 159–188.
- <sup>3664</sup> Михайлова Л.В., Соколовская Е.А., Цулаия А.М. и др. Фитотоксичность органогенных почв (верховойторф), загрязненных нефтью. *Проблемы региональной экологии*. 2012. №2. С. 91–96.
- <sup>3665</sup> Suganthi S.H., Murshid S., Sriram S. Enhanced biodegradation of hydrocarbons in petroleum tank bottom oil sludge and characterization of biocatalysts and biosurfactants. *Journal of Environmental Management*. 2018. Vol. 220. P. 87–95.
- <sup>3666</sup> Ansari N., Hassanshahian M., Ravan H. Study the microbial communities' changes in desert and farmland soil after crude oilpollution. *International Journal of Environmental Research*. 2018. №. 12. P. 391–398.
- <sup>3667</sup> Величко О.І. Вміст нітратного азоту в ґрунті та органах рослин сої за умов забруднення ґрунту нафтою. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2011. Вип. 21.16. С. 351–354.
- <sup>3668</sup> Ekundayo E.O., Emede T.O., Osayande D.I. Effects of crude oil spillage on growth and yield of maize (*Zea mays* L.) in soils ofmidwestern Nigeria. *Plant Foods for Human Nutrition*. 2001. Vol. 56. P. 313–324.

- <sup>3669</sup> Kumari S., Regar R.K., Manickam N. Improved polycyclic aromatic hydrocarbon degradation in a crude oil by individual and consortium of bacteria. *Bioresource Technology*. 2018. Vol. 254. P. 174–179.
- <sup>3670</sup> Kandeler E., Kampichler C., Horak O. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. *Biology and Fertility of Soils*. 1994. Vol. 23. P. 299–306.
- <sup>3671</sup> Ozgis M.S., Kaduk J.D., Jarvis C.H. Detection of oil pollution impacts on vegetation using multifrequency SAR, multispectral images with fuzzy forest and random forest methods. *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 256. P. 113360.
- <sup>3672</sup> O’Callaghan-Gordo C., Orta-Martínez M., Kogevinas M. Health effects of non-occupational exposure to oil extraction. *Environmental Health*. 2016. № 15. P. 1–4.
- <sup>3673</sup> Maletic S., Dalmacija B., Roncevic S. Petroleum hydrocarbon biodegradability in soil-implications for bioremediation. *Intech*. 2013. Vol. 43. P. 43–64.
- <sup>3674</sup> Merkl N., Schultze-Kraft R., Infante C. Phytoremediation in tropics-influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids. *Environmental Pollution*, 2005. Vol. 138(1). P. 86–91.
- <sup>3675</sup> Патент № (19) KZ (13) В (11) 32017. Микробный препарат для очистки нефтезагрязненных почв, замазученных грунтов, нефтешламов и водных поверхностей, Шигаева М.Х.; Бержанова Р. Ж., Мукашева Т. Д., Сыдыкбекова Р.К., Дюсенов О.К., Алипинова А.Р., Рысбеков Р.А. 2016/0238.1, 09.03.2016, 28.04.2017. бюл. №8. 5 с.
- <sup>3676</sup> Патент № (19) KZ (13) В (11) 2609. Способ получения биологического препарата для очистки почвы от нефти и нефтепродуктов. Молдагулова Н.Б, Сарсенова А.С., Аюпова А.Ж., Хасенова Э.Ж., Бердимуратова К.Т., Баякенов Д.А. 2017/0534.2, 16.08.2017, 12.02.2018. бюл. № 6. 5 с.
- <sup>3677</sup> Sankaran S., Pandey S., Sumathy K. Experimental investigation on waste heat recovery by refinery oil sludge incineration using fluidised-bed technique. *Environmental Research Letters*. 1998. Vol. 33. P. 829–845.
- <sup>3678</sup> Cook R., Hesterberg D. Comparison of trees and grasses for rhizoremediation of petroleum hydrocarbons. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 15 (9). P. 844–860.
- <sup>3679</sup> Vencelides Z., Sracek O., Prommer H. Modelling of iron cycling and its impact on the electron balance at a petroleum hydrocarbon contaminated site in Hnevice. *Journal of Contaminant Hydrology*. 2007. Vol. 89. № 3-4. P. 270–294.
- <sup>3680</sup> Salanitro J. Bioremediation of PHCs in soil. *Advances in Agronomy*. 2001. Vol. 72. P. 53–105.
- <sup>3681</sup> Penet S., Vendeuvre C., Bertoncini F. Characterisation of biodegradation capacities of environmental microflora for diesel oil by comprehensive two-dimensional gas chromatography. *Biodegradation*. 2006. Vol. 17. № 6. P. 577–585.
- <sup>3682</sup> Gilbert E.S., Crowley D.E.. Plant compounds that induce polychlorinated biphenyl biodegradation by *Arthrobacter* sp. strain BIB. *Applied Environmental Microbiology*. 1997. Vol. 63 (5). P. 1933–1938.
- <sup>3683</sup> Liao X., Wu Z., Li Y., Cao H., Su C. Effect of various chemical oxidation reagents on soil indigenous microbial diversity in remediation of soil contaminated by PAHs. *Chemosphere* 2019. Vol. 226. P. 483–491.
- <sup>3684</sup> Euliss K., Ho C., Schwab A.P, Rock S., Banks A. K. Greenhouse and field assessment of phytoremediation for petroleum contaminants in a riparian zone. *Bioresource Technology*. 2008. Vol. 99 (6). P. 1961–1971.

- <sup>3685</sup> Chen J., Wong M.H., Wong Y.S., Tam N.F.Y. Multi-factors on biodegradation kinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by *Sphingomonas* sp. a bacterial strain isolated from mangrove sediment. *Marine Pollution Bulletin*. 2008. Vol. 57. P. 695–702.
- <sup>3686</sup> Thomas J., Cable E., Dabkowski R., Gargala S., McCall D., Pangrazzi G., Pierson A., Ripper M., Russell D., Rugh C. Native Michigan plants stimulate soil microbial species changes and PAH remediation at a legacy steel mill. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 15 (1). P. 5–23.
- <sup>3687</sup> Giannopoulos D., Kolaitis D.I., Togkalidou A., Skevis G., Founti M.A. Quantification of emissions from the co-incineration of cutting oil emulsions in cement plants – Part II: Trace species. *Fuel*. 2007. Vol. 86. P. 2491–2501.
- <sup>3688</sup> Efe S.I., Okpali A.E. Management of petroleum impacted soil with phytoremediation and soil amendments in Ekpan Delta State, Nigeria. *Journal of Environmental Protection* 2012. Vol. 3. P. 386–393.
- <sup>3689</sup> Vidonish J.E., Zygourakis K., Masiello C.A., Sabadell G., Alvarez P.J.J. Thermal treatment of hydrocarbon-impacted soils: A Review of technology innovation for sustainable remediation. *Engineering* 2016. № 2. P. 426–437.
- <sup>3690</sup> Van Delft R.J., Doveren A.S.M.J., Snijders A.G. The determination of petroleum hydrocarbons in soil using a miniaturized extraction method and gas chromatography. *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*. 1994. Vol. 350. №10–11. P. 638–641.
- <sup>3691</sup> Rojo F. Degradation of alkanes by bacteria. *Environmental Microbiology*. 2009. Vol. 11. P. 2477–2490.
- <sup>3692</sup> Varjani S.J. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons. *Bioresource Technology*. 2016. Vol. 223. P. 277–286.
- <sup>3693</sup> Qiu X., Shah S.I., Kendall E.W., Sorenson D.L., Sims R.C., Engelke M.C. Grass enhanced bioremediation for clay soils contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons. In T. A. Anderson and J. R. Coats, (Eds.) *Bioremediation through Rhizosphere Technology*. ACS Symposium Series No. 563. Washington, DC: American Chemical Society. 1994. P. 142–157.
- <sup>3694</sup> МР 1.1.5-088-02. Обоснование гигиенических нормативов вредных химических веществ в различных средах на основе системного подхода. М., 2002. 30 с.
- <sup>3695</sup> Xia Y., Min H., Rao G., Lv Z., Liu J., Ye Y., Duan X. Isolation and characterization of phenanthrene-degrading *Sphingomonas paucimobilis* strain ZX4. *Biodegradation*. 2005. Vol. 16/ P. 393–402.
- <sup>3696</sup> Kang C.-U., Kim D.-H., Khan M.A., Kumar R., Ji S.-E., Choi K.-W., Paeng K.-J., Park S., Jeon B.-H. Pyrolytic remediation of crude oil-contaminated soil. *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 713. P. 136498.
- <sup>3697</sup> Maila M.P., Randima P., Cloete T.E.. Multispecies and monoculture rhizoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from the soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2005. Vol. 7 (2). P. 87–98.
- <sup>3698</sup> Roy S., Labelle S., Mehta P, Mihoc A., Fortin N., Masson C., Leblanc R., Chateaufneuf G., Sura C., Gallipeau C. Phytoremediation of heavy metal and PAH-contaminated brownfield sites. *Plant and Soil*. 2005. Vol. 272 (1–2). P. 277–290.
- <sup>3699</sup> Ku-Fan C., Yu-Chen C., Wan-Ting C. Remediation of diesel-contaminated soil using in situ chemical oxidation (ISCO) and the effects of common oxidants on the indigenous microbial community: A comparison study. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. 2016. Vol. 91. P. 1877–1888.



- <sup>3700</sup> Boonsaner M., Borriukwisitsak S., Boonsaner A. Phytoremediation of BTEX contaminated soil by *Canna X generalis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2011. Vol. 74 (6). P. 1700–1707.
- <sup>3701</sup> Das N., Chandran P. Microbial degradation of petroleum hydrocarbon contaminants: An overview. *Biotechnology Research International*. 2011. №10. P. 1–13.
- <sup>3702</sup> Cao B., Nagarajan K., Loh K.C. Biodegradation of aromatic compounds: Current status and opportunities for biomolecular approaches. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 2009. Vol. 85. P. 207–228.
- <sup>3703</sup> Margesin, R.; Zimmerbauer, A.; Schinner, F. Soil lipase activity – A useful indicator of oil biodegradation. *Biotechnology Techniques*. 1999. № 13. P. 859–863.
- <sup>3704</sup> Senko J.M., Campbell B.S., Henriksen J.R., Elshahed M.S., Dewers T.A., Krumholz L.R. Barite deposition resulting from phototrophic sulfide-oxidizing bacterial activity. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2004. Vol. 68. P. 773–780.
- <sup>3705</sup> Song X., Xu Y., Li G., Zhang Y., Huang T., Hu Z. Isolation, characterization of *Rhodococcus* sp. P14 capable of degrading high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons and aliphatic hydrocarbons. *Marine Pollution Bulletin*. 2011. Vol. 62. P. 2122–2128.
- <sup>3706</sup> Ferro A.M., Rock S.A., Kennedy J., Herrick J.J. Phytoremediation of soils contaminated with wood preservatives: greenhouse and field evaluations. *International Journal of Phytoremediation*. 1999. Vol. 1(3). P. 289–306.
- <sup>3707</sup> Velacano M., Castellanohinojosa A., Vivas A.F., Toledo M.V.M. Effect of Heavy Metals on the Growth of Bacteria Isolated from Sewage Sludge Compost Tea. *Advances in Applied Microbiology*. 2014. № 4. P. 644–655.
- <sup>3708</sup> Chaîneau C.H., Rougeux G., Yéprémian C.J. Oudot. Effects of nutrient concentration on the biodegradation of crude oil and associated microbial populations in the soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 2005. Vol. 37. P. 1490–1497.
- <sup>3709</sup> Yateem A. Rhizoremediation of oil-contaminated sites: a perspective on the Gulf War environmental catastrophe on the State of Kuwait. *Environmental Science and Pollution Research*. 2013. Vol. 20 (1). P. 100–107.
- <sup>3710</sup> Tang S., Willey N.J. Uptake of Cs by four species from Asteraceae and two varieties from the Chenopodiaceae grown in two types of Chinese soil. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 250 (1). P. 75–81.
- <sup>3711</sup> Chaîneau C.-H., Morel J.-L., Oudot J. Microbial degradation in soil microcosms of fuel oil hydrocarbons from drilling cuttings. *Environmental Science & Technology*. 1995. Vol. 29. P. 1615–1621.
- <sup>3712</sup> Banks K., Schwab P. 1998. Phytoremediation in the field: Craney Island site. *Presented at the 3rd Annual International Conference on Phytoremediation, Houston*. P. 15–18.
- <sup>3713</sup> Pino N.J., Muñera L.M., Peñuela G.A. Bioaugmentation with immobilized microorganisms to enhance phytoremediation of PCB-contaminated soil. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*. 2016. Vol. 25. P. 419–430.
- <sup>3714</sup> Цайтлер М. Й. Відновлення рослинного покриву із зміни структури ценопопуляцій трав'яних рослин на нафтозабруднених територіях Бориславського нафтового родовища: автореф. дис. ... канд. біол. наук. Дніпропетровськ. 2001. 16 с.
- <sup>3715</sup> Hutchinson S.L., Schwab A.P., Banks M.K. Biodegradation of petroleum hydrocarbons in the rhizosphere. In S. C. McCutcheon and J.L. Schnoor (Eds.) *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*. Hoboken: John Wiley. 2003. P. 355–386.

---

<sup>3716</sup> Olson P.E., Fletcher J.S. Ecological recovery of vegetation at a former industrial sludge basin and its implications to phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research* 2000. №7. P. 1–10.

<sup>3717</sup> Patel V., Cheturvedula S., Madamwar D. Phenanthrene degradation by *Pseudoxanthomonas* sp. DMVP2 isolated from hydrocarbon contaminated sediment of Amlakhadi canal, Gujarat, India. *Journal of Hazardous Materials*. 2012. Vol. 201. P. 43–51.

<sup>3718</sup> Basumatary B., Saikia R., Das H.C., Bordoloi S. Field note: phytoremediation of petroleum sludge contaminated field using sedge species, *Cyperus rotundus* (Linn.) and *Cyperus brevifolius* (Rottb.) Hassk. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 15 (9). P. 877–888.

<sup>3719</sup> Martens S.N., Boyd R.S. The ecological significance of nickel hyperaccumulation: a plant chemical defense. *Oecologia*. 1994. Vol. 98. P. 379–384.

<sup>3720</sup> Oyetibo G.O., Chien M.F., Ikeda-Ohtsubo W., Suzuki H., Obayori O.S., Adebuseye S.A., Ilori M.O., Amund O.O., Endo G. Biodegradation of crude oil and phenanthrene by heavy metal resistant *Bacillus subtilis* isolated from a multi-polluted industrial wastewater creek. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2017. Vol. 120. P. 143–151.

<sup>3721</sup> Hamamura N., Fukui M., Ward D.M., Inskeep W.P. Assessing soil microbial populations responding to crude-oil amendment at different temperatures using phylogenetic, functional gene (*alkB*) and physiological analyses. *Environmental Science & Technology*. 2008. Vol. 42. P. 7580–7586.

<sup>3722</sup> Champion P.M., Gunsalus I.C., Wagner G.C. Resonance Raman investigations of cytochrome P450CAM from *Pseudomonas sputida*. *Journal of the American Chemical Society*. 1978, 100, 3743–3751.

<sup>3723</sup> Zou C., Wang M., Xing Y., Lan G., Ge T., Yan X., Gu T. Characterization and optimization of biosurfactants produced by *Acinetobacter baylyi* ZJ2 isolated from crude oil-contaminated soil sample toward microbial enhanced oil recovery applications. *Biochemical Engineering Journal*. 2014. Vol. 90. P. 49–58.

<sup>3724</sup> Безкровна О.В., Кліщенко А.О. Екотоксикологічна оцінка впливу нафтопродуктів надощових черв'як *Eisenia foetida*. Сучасні проблеми токсикології. № 3-4. 2012. С. 64–69.

<sup>3725</sup> Wu M., Wu J., Zhang X., Ye X. Effect of bioaugmentation and biostimulation on hydrocarbon degradation and microbial community composition in petroleum-contaminated loessal soil. *Chemosphere*. 2019. Vol. 237. P. 124456.

<sup>3726</sup> Fanaei F., Moussavi G., Shekoohiyan S. Enhanced treatment of the oil-contaminated soil using biosurfactant-assisted washing operation combined with H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-stimulated biotreatment of the effluent. *Journal of Environmental Management*. 2020. Vol. 271. P. 110941.

<sup>3727</sup> Muhammad A., Sohail Y., Thomas G.R., Angela S. The inoculation method affects colonization and performance of bacterial inoculant strains in the phytoremediation of soil contaminated with diesel oil. *International Journal of Phytoremediation*. 2018. Vol. 14. P. 35–47.

<sup>3728</sup> Shehzadi M., Afzal M., Khan M.U., Islam E., Mobin A., Anwar S., Khan Q.M. Enhanced degradation of textile effluent in constructed wetland system using *Typha domingensis* and textile effluent-degrading endophytic bacteria. *Water Research*. 2014. Vol. 58. P. 152–159.

<sup>3729</sup> Song X., Xu Y., Li G., Zhang Y., Huang T., Hu Z. Isolation, characterization of *Rhodococcus* sp. P14 capable of degrading high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons and aliphatic hydrocarbons. *Marine Pollution Bulletin*. 2011. Vol. 62. P. 2122–2128.

- 
- <sup>3730</sup> Jørgensen K.S., Puustinen J., Suortti A.-M. Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by composting in biopiles. *Environmental Pollution*. 2000. Vol. 107. P. 245–254.
- <sup>3731</sup> Kadam S.K., Watharkar A.D., Chandanshive V.V., Khandare R.V., Jeon B.-H., Jadhav J.P., Govindwar S.P. Co-planted floating phyto-bed along with microbial fuel cell for enhanced textile effluent treatment. *Journal of Cleaner Production*. 2018. Vol. 203. P. 788–798.
- <sup>3732</sup> Liu W., Luo Y., Teng Y., Li Z. Phytoremediation of oilfield sludge after prepared bed bioremediation treatment. *International Journal of Phytoremediation*. 2010. Vol. 12 (3). P. 268–278.
- <sup>3733</sup> Joo H.-S., Ndegwa P.M., Shoda M., Phae C.-G. Bioremediation of oil-contaminated soil using *Candida catenulata* and foodwaste. *Environmental Pollution*. 2008. Vol. 156. P. 891–896.
- <sup>3734</sup> Darma U.Z., Aziz N.A.A., Zulkefli S.Z., Mustafa M. Identification of Phenanthrene and Pyrene degrading bacteria from used engine oil contaminated soil. *International Journal of Scientific and Engineering Research*. 2016. Vol. 7. P. 680–686.
- <sup>3735</sup> Levin D.A. The chemical defenses of plants to pathogens and herbivores. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 1976. №7. P. 121–159.
- <sup>3736</sup> Abioye O.P. Biological remediation of hydrocarbon and heavy metals contaminated soil. *Soil contamination*. 2011. № 7. P. 127–142.
- <sup>3737</sup> Heitkamp M.A., Cerniglia C.E. Effects of chemical structure and exposure on the microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in freshwater and estuarine ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1987. № 6. P. 535–546.
- <sup>3738</sup> Schubert R. Ausgewählte pflanzliche Bioindikatoren zur Erfassung ökologischer Veränderungen in terrestrischen Ökosystemen durch antropogene Beeinflussung unter besonderer Berücksichtigung industrieller Ballungsgebiete. *Hercynia N. F.* 1977. № 14. P. 399–412.
- <sup>3739</sup> Teh J.S., Lee K.H. Utilization of n-Alkanes by *Cladosporium resinae*. *Journal of Applied Microbiology*. 1973. Vol. 25. P. 454–457.
- <sup>3740</sup> Tahseen R., Afzal M., Iqbal S., Shabir G., Khan Q.M., Khalid Z.M., Banat I.M. Rhamnolipids and nutrients boost remediation of crude oil-contaminated soil by enhancing bacterial colonization and metabolic activities. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2016. Vol. 115. P. 192–198.
- <sup>3741</sup> Liu Y., Hu H., Zanaroli G., Xu P., Tang H. A *Pseudomonas* sp. strain uniquely degrades PAHs and heterocyclic derivatives via lateral dioxygenation pathways. *Journal of Hazardous Materials*. 2021. Vol. 403. e123956.
- <sup>3742</sup> Parrish Z.D., Banks M.K., Schwab A.P. Effectiveness of phytoremediation as a secondary treatment for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in composted soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2004. Vol. 6 (2). P. 119–137.
- <sup>3743</sup> Al-Thukair A.A., Malik K. Pyrene metabolism by the novel bacterial strains *Burkholderia fungorum* (T3A13001) and *Caulobacter* sp. (T2A12002) isolated from an oil-polluted site in the Arabian Gulf. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2016. Vol. 110. P. 32–37.
- <sup>3744</sup> Rice P.J., Anderson T.A., Coats J.R. The use of vegetation to enhance biodegradation and reduce off-site movement of aircraft deicers. Abstract 054 at the 212th American Chemical Society National Meeting, Orlando, FL. 1996. P. 26–31.

- 
- <sup>3745</sup> Noble M.E.M., Cleasby A., Johnson L.N.; Egmond M.R., Frenken L.G.J. The crystal structure of triacylglycerol lipase from *Pseudomonas glumae* reveals a partially redundant catalytic aspartate. *FEBS Letters*. 1993. Vol. 331. P. 123–128.
- <sup>3746</sup> Heitkamp M.A., Freeman J.P., Miller D.W., Cerniglia C.E. Pyrene degradation by a Mycobacterium sp.: Identification of ringoxidation and ring fission products. *Applied and Environmental Microbiology*. 1988. Vol. 54. P. 2556–2565.
- <sup>3747</sup> Sun M., Fu D., Teng Y., Shen Y., Luo Y., Li Z., Christie P. In situ phytoremediation of PAH-contaminated soil by intercropping alfalfa (*Medicago sativa* L.) with tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.) and associated soil microbial activity. *Journal of Soils and Sediments*. 2011. Vol. 11 (6). P. 980–989.
- <sup>3748</sup> Adipah S. Introduction of petroleum hydrocarbons contaminants and its human effects. *Journal of Environmental Science and Public Health*. 2018. №3. P. 001–009.
- <sup>3749</sup> Wang S., Xu Y., Lin Z., Zhang J., Norbu N., Liu W. The harm of petroleum-polluted soil and its remediation research. *AIP Conference Proceedings*. 2017. Vol. 1864. P. 020222.
- <sup>3750</sup> Kachieng'a L.; Momba M.N.B. Kinetics of petroleum oil biodegradation by a consortium of three protozoan isolates (*Aspidiscasp.*, *Trachelophyllum* sp. and *Peranema* sp.). *Biotechnology Reports*. 2017. Vol. 15. P. 125–131.
- <sup>3751</sup> Sun Y., Chen W., Wang Y., Guo J., Hu X. Nutrient depletion is the main limiting factor in the crude oil bioaugmentation process. *Journal of Environmental Sciences*. 2021. Vol. 100. P. 317–327.
- <sup>3752</sup> Sarma H., Nava A.R., Prasad M.N.V. Mechanistic understanding and future prospect of microbe-enhanced phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Environmental Technology & Innovation*. 2019. Vol. 13. P. 318–330.
- <sup>3753</sup> Rehman K., Imran A., Amin I., Afzal M. Inoculation with bacteria in floating treatment wetlands positively modulates the phytoremediation of oil field wastewater. *Journal of Hazardous Materials*. 2018. Vol. 349. P. 242–251.
- <sup>3754</sup> Wang B., Xie H.-L., Ren H.-Y., Li X., Chen L., Wu B.-C. Application of AHP, TOPSIS, and TFNs to plant selection for phytoremediation of petroleum-contaminated soils in shale gas and oil fields. *Journal of Cleaner Production*. 2019. Vol. 233. P. 13–22.
- <sup>3755</sup> Brakstad O.G., Ribicic D., Winkler A., Netzer R. Biodegradation of dispersed oil in seawater is not inhibited by a commercial oilspill dispersant. *Marine Pollution Bulletin*. 2018. Vol. 129. P. 555–561.
- <sup>3756</sup> Cai B., Ma J., Yan G., Dai X., Li M., Guo S. Comparison of phytoremediation, bioaugmentation and natural attenuation for remediation of saline soil contaminated by heavy crude oil. *Biochemical Engineering Journal*. 2016. Vol. 112. P. 170–177.
- <sup>3757</sup> Włodarczyk-Makula M. Half-Life of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in stored sewage sludge. *Archives of Environmental Protection*. 2012. Vol. 38. P. 33–44.
- <sup>3758</sup> Mang L., Zhong-Zhi Z., Jing-Xiu W., Min Z., Yu-Xin X., Xue-Jiao W. Interaction of heavy metals and pyrene on their fates in soil and tall fescue (*Festuca arundinacea*). *Environmental Science & Technology*. 2014. Vol. 48. P. 1158–1165.
- <sup>3759</sup> Elumalai P., Parthipan P., Karthikeyan O.P., Rajasekar corresponding A. Enzyme-mediated biodegradation of long-chain alkanes (C<sub>32</sub> and C<sub>40</sub>) by thermophilic bacteria. *3 Biotech* 2017. Vol. 7. P. 1–10.
- <sup>3760</sup> Wilhantoro Y., Lowe A. Phytoremediation of crude oil contaminated soil: The effect of growth of *Glycine max* on the physico-chemistry and crude oil contents of soil. *Molecules*. 2015. Vol. 20. P. 22–30.

- 
- <sup>3761</sup> Aguelmous A., Zegzouti Y., Khadra A., Fels L.E., Souabi S., Hafidi M. Landfilling and composting efficiency to reduce genotoxic effect of petroleum sludge. *Environmental Technology & Innovation*. 2020. Vol. 20. P. 101047.
- <sup>3762</sup> White J.C., Newman L.A. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. In B. Xing, N. Senesi and P M. Huang (Eds.) *Biophysico-Chemical Processes of Anthropogenic Organic Compounds in Environmental Systems*. Hoboken, NJ: Wiley. 2011. P. 98–102.
- <sup>3763</sup> Ryckaert J.P., Bellemans A. Molecular dynamics of liquid alkanes. *Faraday Discussions of the Chemical Society*. 1978. Vol. 66. P. 95–106.
- <sup>3764</sup> Cherian S., Oliveira M.M. Transgenic plants in phytoremediation: recent advances and new possibilities. *Environmental Science & Technology*. 2005. Vol. 39. P. 9377–9390.
- <sup>3765</sup> Zakaria M.P., Bong C.-W., Vaezzadeh V. Fingerprinting of petroleum hydrocarbons in Malaysia using environmental forensic techniques: A 20-year field data review. In *Oil Spill Environmental Forensics Case Studies*; Butterworth-Heinemann: Oxford, UK, 2018/ Chapter 16. P. 345–372.
- <sup>3766</sup> Zand A.D., Nabibidendi G., Mehrdadi N., Shirdam R., Tabrizi A.M. Total petroleum hydrocarbon (TPHs) dissipation through rhizoremediation by plant species. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2010. Vol. 19 (1). P. 115–122.
- <sup>3767</sup> Sadeghbeigi R. Chapter 3-FCC Feed Characterization. In *Fluid Catalytic Cracking Handbook*, 3rd ed.; Butterworth-Heinemann: Oxford, UK, 2012. P. 56–78.
- <sup>3768</sup> Abdullah S.R.S., Al-Baldawi I.A., Almansoori A.F., Purwanti I.F., Al-Sbani N.H., Sharuddin S.S.N. Plant-assisted remediation of hydrocarbons in water and soil: Application, mechanisms, challenges and opportunities. *Chemosphere*. 2020. Vol. 247. e125932.
- <sup>3769</sup> Kiamarsi Z., Kafi M., Soleimani M., Nezami A., Lutts S. Conjunction of *Vetiveria zizanioides* L. and oil-degrading bacteria as a promising technique for remediation of crude oil-contaminated soils. *Journal of Cleaner Production*. 2020. Vol. 253. e119719.
- <sup>3770</sup> Lladó S., Solanas A.M., Lapuente J.D., Borràs M., Viñas M. A diversified approach to evaluate biostimulation and bioaugmentation strategies for heavy-oil-contaminated soil. *Science of the Total Environment*. 2012. Vol. 435. P. 262–269.
- <sup>3771</sup> Li Q., Huang Y., Wen D., Fu R., Feng L. Application of alkyl polyglycosides for enhanced bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil using *Sphingomonas changbaiensis* and *Pseudomonas stutzeri*. *Science of the Total Environment*. 2020. Vol. 719. e137456.
- <sup>3772</sup> Binet P, Portal J.M., Lyval C. Dissipation of 3–6 ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. *Biology and Biochemistry* 2000. Vol. 32. P. 2011–2017.
- <sup>3773</sup> Tissot B.P., Welte D.H. Composition of crude oils. In *Petroleum Formation and Occurrence*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 1984; Chapter 1. P. 333–368.
- <sup>3774</sup> Deng M.-C., Li J., Liang F.-R., Wang J.-H. Isolation and characterization of a novel hydrocarbon-degrading bacterium *Achromobacter* sp HZ01 from the crude oil-contaminated seawater at the Daya Bay, southern China. *Marine Pollution Bulletin*. 2014. Vol. 83. P. 79–86.
- <sup>3775</sup> Ferro A.M., Kennedy J., Knight D. Greenhouse-scale evaluation of phytoremediation for soils contaminated with wood preservatives. *Bioremediation* 1997. Vol. 4 (3). P. 309–314.
- <sup>3776</sup> Fu D., Teng Y., Shen Y., Sun M., Tu C., Luo Y., Li Z., Christie P. Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons and microbial activity in a field soil planted with perennial ryegrass. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 2012. Vol. 6 (3). P. 330–335.

- 
- <sup>3777</sup> Gunther T., Dornberger U., Jones D. Effects of ryegrass on biodegradation of hydrocarbons in soil. *Chemosphere*. 1996. Vol. 33. P. 203–215.
- <sup>3778</sup> Negri M.C., Hinchman R.R., Johnson D.O. An overview of Argonne National Laboratory's phytoremediation program. Presented at the Petroleum Environmental Research Forum's Spring General Meeting, Argonne National Laboratory, Argonne, IL. 1998. P. 178–196.
- <sup>3779</sup> Dekang K., Hongqi W., Zili L., Jie X., Ying X. Remediation of Petroleum Hydrocarbon Contaminated Soil by Plant-Microbe and the Change of Rhizosphere Microenvironment. *Asian Journal of Ecotoxicology*. 2017. Vol. 12. P. 644–651.
- <sup>3780</sup> Tiwari B., Manickam N., Kumari S., Tiwari A. Biodegradation and dissolution of polyaromatic hydrocarbons by *Stenotrophomonas* sp. *Bioresource Technology* 2016. Vol. 216. P. 1102–1105.
- <sup>3781</sup> Oyetibo G.O., Chien M.F., Ikeda-Ohtsubo W., Suzuki H., Obayori O.S., Adebusoye S.A., Ilori M.O., Amund O.O., Endo G. Biodegradation of crude oil and phenanthrene by heavy metal resistant *Bacillus subtilis* isolated from a multi-polluted industrial wastewater creek. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2017. Vol. 120. P. 143–151.
- <sup>3782</sup> Iffis B., St-Arnaud M., Hijri M. Petroleum Contamination and Plant Identity Influence Soil and Root Microbial Communities While AMF Spores Retrieved from the Same Plants Possess Markedly Different Communities. *Frontiers in Plant Science*. 2017. № 8. P. 1381.
- <sup>3783</sup> Heitkamp, M.A.; Freeman, J.P.; Miller, D.W.; Cerniglia, C.E. Pyrene degradation by a *Mycobacterium* sp.: Identification of ringoxidation and ring fission products. *Applied and Environmental Microbiology*. 1988. Vol. 54. P. 2556–2565.
- <sup>3784</sup> Weyens N., Lelie D.V.D., Taghavi S., Newman L., Vangronsveld J. Exploiting plant-microbe partnerships to improve biomass production and remediation. *Trends Biotechnology*. 2009. Vol. 27. P. 591–598.
- <sup>3785</sup> Xu Y., Lu M. Bioremediation of crude oil-contaminated soil: Comparison of different biostimulation and bioaugmentation treatments. *Journal of Hazardous Materials*. 2010. Vol. 183. P. 395–401.
- <sup>3786</sup> Smith M.J., Flowers T.H., Duncan H.J., Alder J. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on germination and subsequent growth of grasses and legumes in freshly contaminated soil and soil with aged PAHs residues. *Environmental Pollution*. 2006. Vol. 141. P. 519–525.
- <sup>3787</sup> Vasconcelos I.U., França F.P.D., Oliveira F.J.S. Removal of high-molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons. *Química Nova*. 2011. Vol. 34. P. 218–221.
- <sup>3788</sup> Davis L.C., Muralidharan N., Visser V.P., Chaffin C., Fateley W.G., Erickson L.E., Hammaker R.M. Alfalfa plants and associated microorganisms promote biodegradation rather than volatilization of organic substances from groundwater. In T. A. Anderson and J. R. Coats (Eds.) *Bioremediation Through Rhizosphere Technology*, ACS Symposium Series 563. Washington, D C: American Chemical Society. 1994. P. 174–198.
- <sup>3789</sup> Komisar S.J., Park J. Phytoremediation of diesel-contaminated soil using Alfalfa. *In Situ and On-Site Bioremediation* 1997. Vol. 4 (3). P. 331–335.
- <sup>3790</sup> Chakravarty P., Deka H. Enzymatic defense of *Cyperus brevifolius* in hydrocarbons stress environment and changes in soil properties. *Scientific Reports*. 2021. № 11. P. 718.
- <sup>3791</sup> Ma T.T., Teng Y., Luo Y.M., Christie P. Legume-grass intercropping phytoremediation of phthalic acid esters in soil near an electronic waste recycling site: a field study. *International Journal of Phytoremediation* 2013. Vol. 15 (2). P. 154–167.

- <sup>3792</sup> Muralidharan N., Davis L.C., Erickson L.E. Monitoring the fate of toluene and phenol in the rhizosphere. In R. Harrison (Ed.) Proceedings, 23rd Annual Biochemical Engineering Symposium, University of Oklahoma, Norman. 1993. P. 186–202.
- <sup>3793</sup> Xia Y., Min H., Rao G., Lv Z., Liu J., Ye Y., Duan X. Isolation and characterization of phenanthrene-degrading *Sphingomonas paucimobilis* strain ZX4. *Biodegradation*. 2005. Vol. 16. 393–402.
- <sup>3794</sup> Quatrini P., Scaglione G., Pasquale C.D., Riela S., Puglia A.M. Isolation of Gram-positive n-alkane degraders from hydrocarbon-contaminated Mediterranean shoreline. *Journal of Applied Microbiology*. 2007, 104, 251–259.
- <sup>3795</sup> Kanissery R.G., Sims G.K. Biostimulation for the enhanced degradation of herbicides in soil. *Applied and Environmental Soil Science*. 2011. Vol. 2011. P. 988–1027.
- <sup>3796</sup> Ping L., Guo Q., Chen X., Yuan X., Zhang C., Zhao H. Biodegradation of pyrene and benzo[a]pyrene in the liquid matrix and soil by a newly identified *Raoultella planticola* strain. *3 Biotech* 2017. № 7. P. 56.
- <sup>3797</sup> Qin G., Gong D., Fan M.-Y. Bioremediation of petroleum-contaminated soil by biostimulation amended with biochar. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2013. Vol. 85. P. 150–155.
- <sup>3798</sup> Tsao D. Phytoremediation. New York: Springer. 2003. 61 p.
- <sup>3799</sup> Shao Y., Wang Y., Wu X., Li B. Biodegradation of PAHs by *Acinetobacter* isolated from karst groundwater in a coal-mining area. *Environmental Earth Sciences*. 2015. Vol. 73. P. 7479–7488.
- <sup>3800</sup> Haines J.R., Alexander M. Microbial degradation of high-molecular-weight alkanes. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 1974. Vol. 28. P. 1084–1085.
- <sup>3801</sup> Imam A., Suman S.K., Ghosh D.K., Kanaujia P. Analytical approaches used in monitoring the bioremediation of hydrocarbons in petroleum-contaminated soil and sludge. *Trends in Analytical Chemistry*. 2019. Vol. 118. P. 50–64.
- <sup>3802</sup> Yaashikaaa P.R., Senthil Kumar P., Varjanic S., Saravanan A. A critical review on the biochar production techniques, characterization, stability and applications for circular bioeconomy. *Biotechnology Reports*. 2020. Vol. 28. e00570.
- <sup>3803</sup> Abdel-Shafy H.I., Mansour M.S.M. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egyptian Journal of Petroleum*. 2016. Vol. 25. P. 107–123.
- <sup>3804</sup> Fooladi M., Moogouei R., Jozi S.A., Golbabaee F., Tajadod G. Phytoremediation of BTEX from indoor air by Hyrcanian plants. *Environmental Health Engineering And Management Journal*. 2019. № 6. P. 233–240.
- <sup>3805</sup> Zhang Y., Xu X., Zhang P., Zhao L., Qiu H., Cao X. Pyrolysis-temperature dependent quinone and carbonyl groups as the electron accepting sites in barley grass derived biochar. *Chemosphere*. 2019. Vol. 232. P. 273–280.
- <sup>3806</sup> Al-Thukair A.A., Malik K. Pyrene metabolism by the novel bacterial strains *Burkholderia fungorum* (T3A13001) and *Caulobacter* sp (T2A12002) isolated from an oil-polluted site in the Arabian Gulf. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2016. Vol. 110. P. 32–37.
- <sup>3807</sup> Wei Z., Wang J.J., Meng Y., Li J., Gaston L.A., Fultz L.M., DeLaune R.D. Potential use of biochar and rhamnolipid biosurfactant for remediation of crude oil-contaminated coastal wetland soil: Ecotoxicity assessment. *Chemosphere* 2020. Vol. 253. P. 126617.

- <sup>3808</sup> Nan H., Yin J., Yang F., Luo Y., Zhao L., Cao X. Pyrolysis temperature-dependent carbon retention and stability of biochar with participation of calcium: Implications to carbon sequestration. *Environmental Pollution*. 2021. Vol. 287. e117566.
- <sup>3809</sup> Balachandran C., Duraipandiyar V., Balakrishna K., Ignacimuthu S. Petroleum and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) degradation and naphthalene metabolism in *Streptomyces* sp. (ERI-CPDA-1) isolated from oil contaminated soil. *Bioresource Technology*. 2012. Vol. 112. P. 83–90.
- <sup>3810</sup> Deng M.-C., Li J., Liang F.-R., Wang J.-H. Isolation and characterization of a novel hydrocarbon-degrading bacterium *Achromobacter* sp. HZ01 from the crude oil-contaminated seawater at the Daya Bay, southern China. *Marine Pollution Bulletin*. 2014. Vol. 83. P. 79–86.
- <sup>3811</sup> Квеситадзе Г.И., Хатисашвили Г.А., Садунишвили Т.А., Євстигнєєва В.Г. Метаболізм антропогенних токсикантів в висщих растениях. М.: Наука, 2005. С. 63–75, 142–161.
- <sup>3812</sup> Gomez-Eyles J.L., Collins C.D., Hodson M.E. Using deuterated PAH amendments to validate chemical extraction methods to predict PAH bioavailability in soils. *Environmental Pollution*. 2011. Vol. 159. P. 918–923.
- <sup>3813</sup> Sirajuddin S., Rosenzweig A.C. Enzymatic Oxidation of Methane. *Biochemistry*. 2015. Vol. 54. P. 2283–2294.
- <sup>3814</sup> Reilley K., Banks, M. K., Schwab, A.P. Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. *Journal of Environmental Quality*. 1993. Vol. 25. P. 212–219.
- <sup>3815</sup> Schwab A.P, Banks M.K. Biologically mediated dissipation of polyaromatic hydrocarbons in the root zone. In T. A. Anderson and J. R. Coats (Eds.) *Bioremediation through Rhizosphere Technology*. ACS Symposium Series 563. Washington, DC: American Chemical Society. 1994. P. 211–228.
- <sup>3816</sup> Wilste C.C., Rooney W.L., Chen Z., Schwab A.P, Banks M.K. Greenhouse evaluation of agronomic and crude oil phytoremediation potential among alfalfa genotypes. *Journal of Environmental Quality*. 1998. Vol. 27. P. 169–173.
- <sup>3817</sup> Угрехелидзе Д.Ш. Метаболизм экзогенных алканов и ароматических углеводов в растениях. Тбилиси: Мецниереба, 1976. С. 105–107, 116–121.
- <sup>3818</sup> Achuba F.I., Peretiemo-Clarke B.O. Effect of spent engine oil on soil catalase and dehydrogenase activities. *International Agrophysics*. 2008. № 22. P. 1–4.
- <sup>3819</sup> Karthikeyan R., Kulakow P.A., Leven B.A., Erickson L.E. Remediation of vehicle wash sediments contaminated with hydrocarbons: a field demonstration. *Environmental Progress & Sustainable Energy*. 2012. Vol. 31 (1). P. 139–146.
- <sup>3820</sup> Olson P.E., Reardon K.F., Pilon-Smits E.A.H.. Ecology of rhizosphere bioremediation. In S.C. McCutcheon and J.L. Schnoor (Eds.). *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*. Hoboken, NJ: Wiley-Interscience. 2003. P. 317–353.
- <sup>3821</sup> Macci C., Doni S., Peruzzi E., Bardella S., Filippis G., Ceccanti B., Masciandaro G. A real-scale soil phytoremediation. *Biodegradation*. 2012. Vol. 24 (4). P. 521–538.
- <sup>3822</sup> Polyak Y., Bakina L.G., Bakina L.G., Chugunova M.V., Bure V. Effect of remediation strategies on biological activity of oil-contaminated soil – A field study. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2018. Vol. 126, 57–68.
- <sup>3823</sup> Al-Hawash A.B., Zhang X., Ma F. Removal and biodegradation of different petroleum hydrocarbons using the filamentous fungus *Aspergillus* sp. RFC-1. *Microbiology open* 2019. № 8. e00619.



- 
- <sup>3824</sup> Wang D., Lin J., Lin J., Wang W., Li S. Biodegradation of petroleum hydrocarbons by bacillus subtilis BL-27, a strain with weak hydrophobicity. *Molecules*. 2019. Vol. 24. P. 3021.
- <sup>3825</sup> Reiche N., Lorenz W., Borsdorf H. Development and application of dynamic air chambers for measurement of volatilization fluxes of benzene and MTBE from constructed wetlands planted with common reed. *Chemosphere*. 2010. Vol. 79 (2). P. 162–168.
- <sup>3826</sup> Ribeiro H., Almeida C., Mucha A., Bordalo A. Influence of different salt marsh plants on hydrocarbon degrading microorganisms abundance throughout a phenological cycle. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 15 (8). P. 715–728.
- <sup>3827</sup> Wei Y., Li G. Effect of oil pollution on water characteristics of loessial soil. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2018. Vol. 170. P. 032154.
- <sup>3828</sup> Govarathanan M., Fuzisawa S., Hosogai T., Chang Y.-C. Biodegradation of aliphatic and aromatic hydrocarbons using the filamentous fungus *Penicillium* sp. CHY-2 and characterization of its manganese peroxidase activity. *RSC Advances*. 2017. №7. P. 20716–20723.
- <sup>3829</sup> Barua D., Buragohain J., Sarma S.K. Certain physico-chemical changes in the soil brought about by contamination of crude oil in two oil fields of Assam. *NE India Pelagia Research Library*. 2011. №1. P. 154–161.
- <sup>3830</sup> Bianco F., Race M., Papirio S., Oleszczuk P., Esposito G. The addition of biochar as a sustainable strategy for the remediation of PAH-contaminated sediments. *Chemosphere* 2021. Vol. 263. e128274.
- <sup>3831</sup> Arnold C.W., Parfitt D.G., Kaltreider M. Phytovolatilization of oxygenated gasoline-impacted groundwater at an underground storage tank site via conifers. *International Journal of Phytoremediation*. 2007. Vol. 9 (1–3). P. 53–69.
- <sup>3832</sup> Osuji L.C., Idung I.D., Ojinnaka C.M. Preliminary investigation on Mgbede-20 oil-polluted site in Niger Delta, Nigeria. *Chemistry & Biodiversity*. 2006. № 3. P. 568–577.
- <sup>3833</sup> Iqbal A., Mukherjee M., Rashid J., Khan S.A., Ali M.A., Arshad M. Development of plant-microbe phytoremediation system for petroleum hydrocarbon degradation: An insight from *alkB* gene expression and phytotoxicity analysis. *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 671. P. 696–704.
- <sup>3834</sup> Schaefer M., Petersen S.O., Filser J. Effects of *Lumbricus terrestris*, *Allolobophora chlorotica* and *Eisenia fetida* on microbial community dynamics in oil-contaminated soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 2005. Vol. 37. P. 2065–2076.
- <sup>3835</sup> Tang J., Wang R., Niu X., Zhou Q. Enhancement of soil petroleum remediation by using a combination of ryegrass (*Lolium perenne*) and different microorganisms. *Soil Tillage Research*. 2010. Vol. 110. P. 87–93.
- <sup>3836</sup> Onruthai P., Hiroshi H., Atsushi K., Hideaki N., Hisakazu Y., Toshio O., Isolation and characterization of genes encoding polycyclic aromatic hydrocarbon dioxygenase from acenaphthene and acenaphthylene degrading *Sphingomonas* sp. strain A4, *FEMS Microbiology Letters*. 2004. Vol. 238. P. 297–305.
- <sup>3837</sup> Mueller J.G., Chapman P.J., Pritchard P.H., Action of fluoranthene-utilizing community on polycyclic aromatic hydrocarbon components of creosote. *Applied and Environmental Microbiology*. 1989. Vol. 55. №12. P. 3085–3090.
- <sup>3838</sup> Benzo[a]pyrene, Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1, Chemical, Environmental and Experimental Data, Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. *International Agency for Research on Cancer (IARC)*. 1983. Vol. 32. P. 211–224.
- <sup>3839</sup> Yuan S.Y., Chang J.S., Yen J.H., Chang, B.V. Biodegradation of phenanthrene in river sediment. *Chemosphere*. 2001. Vol. 43. P. 273–278.

- <sup>3840</sup> Abedi-Koupai J., Vossoughi-Shavari M., Yaghmaei S., Borghei M., Ezzatian A.R. The effects of microbial population on phytoremediation of petroleum contaminated soils using tall fescue. *International Journal of Agriculture And Biology*. 2007. № 9. P. 242–246.
- <sup>3841</sup> Arulazhagan P., Vasudevan N., Yeom I.T., Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon by a halotolerant bacterial consortium isolated from marine environment. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2010. Vol. 7. P. 639–652.
- <sup>3842</sup> Barac T., Weyens N., Oeyen L., Taghavi S., van der Lelie D., Dubin D., Spliet M., Vangronsveld J. Field note: hydraulic containment of a BTEX plume using poplar trees. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 11 (5). P. 416–424.
- <sup>3843</sup> El-Naas M.H., Al-Muhtaseb S.A., Makhoulf S., Biodegradation of phenol by *Pseudomonas putida* immobilized in polyvinyl alcohol (PVA) gel. *Journal of Hazardous Materials*. 2009. Vol. 16. P. 720–725.
- <sup>3844</sup> Palmroth M.R.T., Pichtel J., Puhakka J.A. Phytoremediation of subarctic soil contaminated with diesel fuel. *Bioresource Technology*. 2002. Vol. 84. P. 221–228.
- <sup>3845</sup> Xin L., Hui-hui Z., Bing-bing Y., Nan X., Wen-xu Z., Ju-wei H., Guang-yu S. Effects of *Festuca arundinacea* on the microbial community in crude oil-contaminated saline-alkaline soil. *Chinese Journal of Applied Ecology*. 2012. Vol. 23. P. 3414–3420.
- <sup>3846</sup> El-Gendy A.S., Svingos S., Brice D., Garretson J.H., Schnoor J. Assessments of the efficacy of a long-term application of a phytoremediation system using hybrid poplar trees at former oil tank farm sites. *Water Environment Research* 2009. Vol. 81 (5). P. 486–498.
- <sup>3847</sup> Liu Y.-C., Li L.-Z., Wu Y., Tian W., Zhang L.-P., Xu L., Shen Q.-R., Shen B. Isolation of an alkane-degrading *Alcanivorax* sp. strain 2B5 and cloning of the *alkB* gene. *Bioresource Technology* 2010. Vol. 101. P. 310–316.
- <sup>3848</sup> Luo X., Zhang D., Zhou X., Du J., Zhang S., Liu Y. Cloning and characterization of a pyrethroid pesticide decomposing esterase gene, Est3385, from *Rhodospseudomonas palustris* PSB-S. *Scientific Reports*. 2018. № 8. e7384.
- <sup>3849</sup> Mukome F.N.D., Buelowa M.C., Shang U., Peng J., Rodriguez M., Mackay D.M., Pignatello J.J., Sihota N., Hoelen T.P., Parikh S.J. Biochar amendment as a remediation strategy for surface soils impacted by crude oil. *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 265. e115006.
- <sup>3850</sup> Varjani S., Upasani V.N. Influence of abiotic factors, natural attenuation, bioaugmentation and nutrient supplementation on bioremediation of petroleum crude contaminated agricultural soil. *Journal of Environmental Management*. 2019. Vol. 245. P. 358–366.
- <sup>3851</sup> Widdowson M., Shearer S., Andersen R., Novak J. Remediation of polycyclic aromatic hydrocarbon compounds in groundwater using poplar trees. *Environmental Science and Technology*. 2005. Vol. 39 (6). P. 1598–1605.
- <sup>3852</sup> Steliga T., Kluk D. Application of *Festuca arundinacea* in phytoremediation of soils contaminated with Pb, Ni, Cd and petroleum hydrocarbons. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2020. Vol. 194. P. 110409.
- <sup>3853</sup> Harms H., Zehnder A.J.B. Bioavailability of sorbed 3-chlorodibenzofuran. *Applied and Environmental Microbiology*. 1995. Vol. 61. № 1. P. 27–33.
- <sup>3854</sup> Hazen T.C. Bioremediation. In *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2010. P. 15–32.
- <sup>3855</sup> Tischer S., Hübner T. Model trials for phytoremediation of hydrocarbon-contaminated sites by the use of different plant species. *International Journal of Phytoremediation*. 2002. Vol. 4(3). P. 187–203.

- <sup>3856</sup> Cook R.L., Landmeyer J.E., Atkinson B., Messier J., Nichols E.G. Field note: successful establishment of a phytoremediation system at a petroleum hydrocarbon contaminated shallow aquifer: trends, trials, and tribulations. *International Journal of Phytoremediation*. 2010. Vol. 12 (7). P. 716–732.
- <sup>3857</sup> Huan L., Jing X., Rubing L., Jianhua L., ONE D.A.J.P. Characterization of the Medium- and Long-Chain n-Alkanes Degrading *Pseudomonas aeruginosa* Strain SJTD-1 and Its Alkane Hydroxylase Genes. *PLoS ONE*. 2014. № 9. e105506.
- <sup>3858</sup> Zhang B., Zhang L., Zhang X. Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by petroleum-degrading bacteria immobilized on biochar. *RSC Advances*. 2019. № 9. P. 35304–35311.
- <sup>3859</sup> Mangse G., Werner D., Meynet P., Ogbaga C.C. Microbial community responses to different volatile petroleum hydrocarbon class mixtures in an aerobic sandy soil. *Environmental Pollution*. 2020. Vol. 264. P. 114738.
- <sup>3860</sup> Haritash A.K., Kaushik C.P. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Journal of Hazardous Materials*. 2009. Vol. 169. P. 1–15.
- <sup>3861</sup> Yu X., Gu J. Uptake, metabolism, and toxicity of methyl tertbutyl ether (MTBE) in weeping willows. *Journal of Hazardous Materials*. 2006. Vol. 137 (3). P. 1417–1423.
- <sup>3862</sup> Spriggs T., Banks M.K., Schwab P. Phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in manufactured gas plant-impacted soil. *Journal of Environmental Quality*. 2005. Vol. 34 (5). P. 1755–1762.
- <sup>3863</sup> Guthrie Nichols E., Cook R.L., Landmeyer J.E., Atkinson B., Malone D.R., Shaw G., Woods L. Phytoremediation of a petroleum-hydrocarbon contaminated shallow aquifer in Elizabeth City, North Carolina, USA. *Remediation Journal*. 2014. Vol. 24 (2). P. 29–46.
- <sup>3864</sup> Applied Natural Sciences, Inc. Site Data Information. Fairfield, OH: Applied Natural Sciences, Inc. 1997. 507 p.
- <sup>3865</sup> Carman E.P., Crossman T.L., Gatliff E.G. Phytoremediation of fuel oil-contaminated soil. *In Situ and On-Site Bioremediation*. 1997. Vol. 4 (3). P. 347–52.
- <sup>3866</sup> Carman E.P., Crossman T.L., Gatliff E.G. Trees stimulate remediation at fuel oil-contaminated site. *Soil and Groundwater Cleanup*, 1998. Feb.-Mar. P. 40–44.
- <sup>3867</sup> Luo C., Lü F., Shao L., He P. Application of eco-compatible biochar in anaerobic digestion to relieve acid stress and promote the selective colonization of functional microbes. *Water Research*. 2014. Vol. 70. P. 710–718.
- <sup>3868</sup> Buzmakov S.A., Khotyanovskaya Y.V. Degradation and pollution of lands under the influence of oil resources exploitation. *Applied Geochemistry*. 2020. Vol. 113. P. 104443.
- <sup>3869</sup> Liu J., Zhao B., Lan Y., Ma T. Enhanced degradation of different crude oils by defined engineered consortia of *Acinetobacter venetianus* RAG-1 mutants based on their alkane metabolism. *Bioresource Technology*. 2021. Vol. 327. e124787.
- <sup>3870</sup> Uzoho B., Oti N., Onweremadu E. Effect of crude oil pollution on maize growth and soil properties in Ihiagwa, Imo State, Nigeria. *International Journal of Agriculture and Rural Development*. 2006. № 5. P. 91–100.
- <sup>3871</sup> Hultgren J., Pizzul L., Pilar Castillo M., Granhall U. Degradation of PAH in a creosote-contaminated soil. A comparison between the effects of willows (*Salix viminalis*), wheat straw and a nonionic surfactant. *International Journal of Phytoremediation* 2009. Vol. 12 (1). P. 54–66.
- <sup>3872</sup> Rojo F. Degradation of alkanes by bacteria. *Environmental Microbiology*. 2009. P. 11. P. 2477–2490.

- <sup>3873</sup> Андресон Р.К., Мукатанов А.Х., Бойко Т.Ф. Экологические последствия загрязнения почв нефтью. *Экология*. 1980. № 6. С. 21–25.
- <sup>3874</sup> Lorestani B., Kolahchi N., Ghasemi M., Cheraghi M., Yousefi N. Survey the effect of oil pollution on morphological characteristics in *Faba Vulgaris* and *Vicia Ervilia*. *Journal of Chemical Health Risks*. 2012. № 2. P. 2251–6727.
- <sup>3875</sup> Pradhan S.P., Conrad J.R., Paterek J.R., Srinistava V.J. Potential of phytoremediation for treatment of PAHs in soil at MGP sites. *Journal of Soil Contamination*. 1998. Vol. 7. P. 467–480.
- <sup>3876</sup> Abouseoud M., Yataghene A., Amrane A., Maachi R. Biosurfactant production by free and alginate entrapped cells of *Pseudomonas fluorescens*. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 2008. Vol. 35. P. 1303–1308.
- <sup>3877</sup> Kim Y.U., Wang M.C. Effect of ultrasound on oil removal from soils. *Ultrasonics*. 2003 Vol. 41. P. 539–542.
- <sup>3878</sup> Hesham E.L., Mawad A.M.M., Mostafa Y.M., Shoreit A.J.M. Study of enhancement and inhibition phenomena and genes relating to degradation of petroleum polycyclic aromatic hydrocarbons in isolated bacteria. *Microbiology*. 2014, 83, 599–607.
- <sup>3879</sup> Couto M.N.P.F.S., Basto M.C.P, Vasconcelos M.T.S.D. Suitability of *Scirpus maritimus* for petroleum hydrocarbons remediation in a refinery environment. *Environmental Science and Pollution Research*. 2012. Vol. 19 (1). P. 86–95.
- <sup>3880</sup> Marques A.P.G.C., Rangel A.O.S.S., Castro P.M.L. Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2009. Vol. 39. P. 622–654.
- <sup>3881</sup> Varjani S.J., Upasani V.N. Biodegradation of petroleum hydrocarbons by oleophilic strain of *Pseudomonas aeruginosa* NCIM5514. *Bioresource Technology*. 2016. Vol. 222. P. 195–201.
- <sup>3882</sup> Reynolds C.M., Pidgeon C.S., Perry L.B., Gentry T.J., Wolf D.C. Rhizosphere-enhanced benefits for remediating recalcitrant petroleum compounds. Poster abstract № 51 at the 14th Annual Conference on Contaminated Soils, Amherst, MA. 1998. P. 117–169.
- <sup>3883</sup> Zhen M., Chen H., Liu Q., Song B., Wang Y., Tang J. Combination of rhamnolipid and biochar in assisting phytoremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil using *Spartina anglica*. *Journal of Environmental Sciences*. 2019. Vol. 85. P. 107–118.
- <sup>3884</sup> Mimmi T.-H., Alexander W., Trond E.E., Hans-Kristian K., Sergey B.Z. Identification of novel genes involved in long-chain alkane degradation by *Acinetobacter* sp. strain DSM 17874. *Applied and Environmental Microbiology*. 2007. Vol. 73. P. 3327–3332.
- <sup>3885</sup> Kuppusamy S., Raju M.N., Mallavarapu M., Kadiyala V. Impact of Total Petroleum Hydrocarbons on Human Health. In *Total Petroleum Hydrocarbons*; Springer: Cham, Germany, 2020. P. 139–165.
- <sup>3886</sup> Опекунова М.Г. Биоиндикация загрязнений: учебное пособие. СПб.: Изд-во СПб. ун-та, 2004. 266 с.
- <sup>3887</sup> Haller, H.; Jonsson, A. Growing food in polluted soils: A review of risks and opportunities associated with combined phytoremediation and food production (CPFP). *Chemosphere*. 2020. Vol. 254. P. 126826.
- <sup>3888</sup> Hussain I., Puschenreiter M., Gerhard S., Sani S.G.A.S., Khan W.-u.-d., Reichenauer T.G. Differentiation between physical and chemical effects of oil presence in freshly spiked soil during rhizoremediation trial. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019. Vol. 26. P. 18451–18464.

- 
- <sup>3889</sup> Rodríguez M.D.F., Gómez M.C.G., Blazquez N.A., Tarazona J.V. Soil pollution remediation. *Encyclopedia of Toxicology*. 2014, №4. P. 344–355.
- <sup>3890</sup> Chiciudean I., Nie Y., Tănase A.-M., Stoica I., Wu X.-L. Complete genome sequence of *Tsukamurella* sp. MH1: A wide-chainlength alkane-degrading actinomycete. *Journal of Biotechnology*. 2018. Vol. 268. P. 1–5.
- <sup>3891</sup> Rajkumari J., Singha L.P., Pandey P. Genomic insights of aromatic hydrocarbon degrading *Klebsiella pneumoniae* AWD5 with plant growth promoting attributes: A paradigm of soil isolate with elements of biodegradation. *3 Biotech*. 2018. № 8. P. 1–22.
- <sup>3892</sup> Lily M.K., Bahuguna A., Dangwal K., Garg V. Degradation of Benzo [a] Pyrene by a novel strain *Bacillus subtilis* BMT4i (MTCC9447). *Brazilian Journal of Microbiology*. 2009. Vol. 40. P. 884–892.
- <sup>3893</sup> Tao K., Liu X., Chen X., Hu X., Cao L., Yuan X. Biodegradation of crude oil by a defined co-culture of indigenous bacterial consortium and exogenous *Bacillus subtilis*. *Bioresource Technology*. 2016. Vol. 224. P. 327–332.
- <sup>3894</sup> Abena M.T.B., Li T., Shah M.N., Zhong W. Biodegradation of total petroleum hydrocarbons (TPH) in highly contaminated soils by natural attenuation and bioaugmentation. *Chemosphere*. 2019. Vol. 234. P. 864–874.
- <sup>3895</sup> Li X., Li J., Qu C., Yu T., Du M. Bioremediation of clay with high oil content and biological response after restoration. *Scientific Reports*. 2021. № 11. e9725.
- <sup>3896</sup> Nedunuri K., Lowell C., Meade W., Vonderheide A., Shann J. Management practices and phytoremediation by native grasses. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 12 (2). P. 200–214.
- <sup>3897</sup> Tang S., Willey N.J. Uptake of 134 Cs by four species from Asteraceae and two varieties from the Chenopodiaceae grown in two types of Chinese soil. *Plant and Soil*. 2003. Vol. 250 (1). P. 75–81.
- <sup>3898</sup> Hesham A. New Safety and Rapid Method for Extraction of Genomic DNA from Bacteria and Yeast Strains Suitable for PCR Amplifications. *Journal of Pure and Applied Microbiology*. 2014. Vol. 8. № 1. P. 383–388.
- <sup>3899</sup> Bacosa H.P., Suto K., Inoue C. Bacterial community dynamics during the preferential degradation of aromatic hydrocarbons by a microbial consortium. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2012. Vol. 74. P. 109–115.
- <sup>3900</sup> Manohar S., Kim C.K., Karegoudar T.B., Degradation of anthracene by a *Pseudomonas* strain, NGK1. *Journal of Microbiology*. 1999. Vol. 37. P. 73–79.
- <sup>3901</sup> Lee D.W., Lee, H., Kwon B.-O., Khim J.S., Yim U.H., Kim B.S., Kim J.-J. Biosurfactant-assisted bioremediation of crude oil by indigenous bacteria isolated from Taean beach sediment. *Environmental Pollution*. 2018. Vol. 241. P. 254–264.
- <sup>3902</sup> Bishnoi K., Kumar R., Bishnoi N.R., Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon by white rot fungi *Phanerochaete chrysosporium* in sterile and unsterile soil. *International Journal of Environmental Research*. 2008. Vol. 67. P. 538–542.
- <sup>3903</sup> Dagher F., Déziel E., Lirette P., Comparative study of five polycyclic aromatic hydrocarbons degrading bacterial strains isolated from contaminated soils. *Canadian Journal of Microbiology*. 1997. Vol. 43. P. 368–377.
- <sup>3904</sup> Ornston L.N., Stanier R.Y. The conversion of catechol and protocatechuate to  $\beta$ -keto adipate by *Pseudomonas putida*. *Journal of Biological Chemistry*. 1966. Vol. 241. P. 3776–3786.

- 
- <sup>3905</sup> Laurie A.D., Lloyd-Jones G. Quantification of phnAc and nahAc in contaminated New Zealand soils by competitive PCR. *Applied and Environmental Microbiology*. 2000. Vol. 66. P. 1814–1817.
- <sup>3906</sup> Baek K.-H., Yoon B.-D., Oh H.-M., Kim H.-S., Lee I.-S. Biodegradation of aliphatic and aromatic hydrocarbons by *Nocardia* sp. H17-1. *Geomicrobiol.* 2007. Vol. 23. P. 253–259.
- <sup>3907</sup> Wang B., Teng Y., Yao H., Christie P. Detection of functional microorganisms in benzene[a] pyrene-contaminated soils using DNA-SIP technology. *Journal of Hazardous Materials*. 2021. Vol. 407. P. 124788.
- <sup>3908</sup> Abouseoud M., Yataghene A., Amrane. A., Maachi R. Biosurfactant production by free and alginate entrapped cells of *Pseudomonas fluorescens*. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 2008. Vol. 35. P. 1303–1308.
- <sup>3909</sup> Sei K., Asano K.I., Tateishi N., Mori K., Ike M., Fujita M. Design of PCR primers and gene probes for the general detection of bacterial populations capable of degrading aromatic compounds via catechol cleavage pathways. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 1999. Vol. 88. P. 542–550.
- <sup>3910</sup> McBride M.B. Environmental chemistry of soils. Oxford University Press, New York. 1994. 486 p.
- <sup>3911</sup> Zang J., Wang R., Niu X., Wang M., Zhou Q. Characterization on the rhizoremediation of petroleum contaminated soil as affected by different influencing factors. *Biogeosciences Discussions*. 2010. № 7. P. 4665–4688.
- <sup>3912</sup> Pnnazio S., Roggero P. Effect of cadmium and nickel on ethylene biosynthesis in soybean. *Biologia Plantarum*. 1992. Vol. 34. P. 345–349.
- <sup>3913</sup> Radwan S.S., Dashti N., El-Nemr I.M. Enhancing the growth of *Vicia faba* plants by microbial inoculation to improve their phytoremediation potential for oily desert areas. *International Journal of Phytoremediation*. 2005. Vol. 7 (1). P. 19–32.
- <sup>3914</sup> Hajieghrari M., Hejazi P. Enhanced biodegradation of n-Hexadecane in solid-phase of soil by employing immobilized *Pseudomonas Aeruginosa* on size-optimized coconut fibers. *Journal of Hazardous Materials*. 2020, 389, 122134.
- <sup>3915</sup> Pi Y., Chen B., Bao M., Fan F., Cai Q., Ze L., Zhang B. Microbial degradation of four crude oil by biosurfactant producing strain *Rhodococcus* sp. *Bioresource Technology*. 2018. Vol. 232. P. 263–269.
- <sup>3916</sup> Meyer S., Moser R., Neef A., Stah U., Kampfer P. Differential detection of key enzymes of polyaromatic hydrocarbon-degrading bacteria using PCR and gene probes, *Microbiology (UK)*. 1999. Vol. 145. P. 1731–1741.
- <sup>3917</sup> Yuan X., Zhang X., Chen X., Kong D., Liu X., Shen S. Synergistic degradation of crude oil by indigenous bacterial consortium and T exogenous fungus *Scedosporium boydii*. *Bioresource Technology*. 2018. Vol. 264. P. 190–197.
- <sup>3918</sup> Phale P.S., Savithri H.S., Rao N.A., Vaidyanathan C.S., Production of biosurfactant “Biosur-Pm” by *Pseudomonas maltophilia* CSV89: characterization and role in hydrocarbon uptake. *Archives of Microbiology*. 1995. Vol. 163. P. 424–431.
- <sup>3919</sup> Федоров Л.А., Яблоков А.В.. Пестициды – токсический удар по биосфере и человеку. М.: Наука, 1999. 461 с.
- <sup>3920</sup> Turusov V., Rakitsky V., Tomatis L. Dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT): Ubiquity, Persistence, and Risks. *Environmental Health Perspectives*. 2002. Vol. 110. №. 2. P. 125–128.

<sup>3921</sup> Phytotechnologies in practice – biomass production, agricultural methods, legacy, legal and economic aspects: book of abstracts of Scientific Workshop COST Action 859 [«Use of vegetation covers for management of sites contaminated with obsolete pesticides»], (Verneuil-en-Halatte, France, 14–17 October 2008) / COST Action 859. Verneuil-en-Halatte. 2008. 134 p.

<sup>3922</sup> Іванків М.Я. Особливості міграції та акумуляції хлорорганічних пестицидів у системі «грунт-рослина» в умовах Західного Лісостепу України. Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата сільськогосподарських наук за спеціальністю 03.00.16 – екологія. Львів : Львівський національний аграрний університет. 2016. 177 с.

<sup>3923</sup> Набоков Р.В., Любимова Н.О. Проблеми накопичення пестицидів в ґрунті. *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції «Молодь і технічний прогрес в АПВ»*. Харків. 2021. С. 237–241.

<sup>3924</sup> Петрук Р.В., Ранський А.П., Петрук В.Г. Комплексна переробка фосфорвмісних пестицидів до екологічно безпечних продуктів та рекультивація забруднених ґрунтів. Вінниця: ФОП Барановська Т.П., 2014. 137 с.

<sup>3925</sup> Консолідований державний реєстр пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні за 2008–2021 роки. Режим доступу до матеріалу: [www.data.gov.ua].

<sup>3926</sup> Іванків М.Я., Вовк С.О. Особливості міграції та накопичення хлорорганічних пестицидів у ґрунті у зоні складів їх тривалого зберігання. *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2011. № 15 (1). С. 91–94.

<sup>3927</sup> Баев Н.А., Шелманова Д.Э., Максимюк Н.Н. Загрязнение объектов экосистемы пестицидами: пути и последствия. *Молодой ученый*. 2014. № 8 (67). С. 370–373.

<sup>3928</sup> Ранский А. П., Коваленко В. С., Ткачук М. Ф. и др. Стойкие органические загрязнители экосистемы. *Химия и химическая технология*. 2006. № 5. С. 239–245.

<sup>3929</sup> Диха О.В., Білик А.П., Петрук Р.В. Випробування оптимального вмісту спеціальної присадки до індустріального мастила. *Міжнародний науковий журнал «Проблеми трибології»*. № 2. 2013. С. 55–58.

<sup>3930</sup> Проданчук Н.Г., Чміль В.Д. Химико-аналитические аспекты полихлорированных дибензо-пара-диоксинов и других стойких органических загрязнителей. *Современные проблемы токсикологии*. 2006. №3. Режим доступу: [http://www.medved.kiev.ua/Web\\_journals/Arhiv/Toxicology/2006/3\\_2006/str90.pdf](http://www.medved.kiev.ua/Web_journals/Arhiv/Toxicology/2006/3_2006/str90.pdf).

<sup>3931</sup> Van den Berg M., Birnbaum L., Bosveld A.T.C. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environmental Health Perspectives*. 1998. V. 106 (12). P. 775–792.

<sup>3932</sup> Федоров Л.А., Мясоедов Б.Ф. Диоксины: химико-аналитические аспекты проблемы. *Успехи химии*. 1990. Т. 59. В. 11. С. 1818–1866.

<sup>3933</sup> Гаутман З., Грефе Ю., Ремане Х.М. Органическая химия. Химия. 1979. 832 с.

<sup>3934</sup> Химическая энциклопедия. Т. 2. Изд. / [научно-редакционный совет А. М. Прохоров Н. И. Ефимов Р. Н. Нургалиев и др.]. М.: «Советская энциклопедия». 1990. С. 73.

<sup>3935</sup> Ключев Н.А., Бродский Е.С. Определение полихлорированных бифенилов в окружающей среде и биоте. *Полихлорированные бифенилы. Супертоксиканты XXI века*. 2000. Информ. вып. № 5. С. 31–63.

<sup>3936</sup> Проект № GF/2732-03-4668. «Забезпечення заходів із розроблення Національного плану щодо впровадження у Україні Стокгольмської конвенції про стійкі органічні

забруднювачі». Україна. Національний план використання Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднювачі. Київ, 2006. 279 с.

<sup>3937</sup> Мельничук С.Д., Лоханская В.И., Баранов Ю.С. Определение множественных остатков пестицидов в почвах прикладских территорий. *Журнал хроматографического товариства*. 2005. Т.5. № 3. С. 4–10.

<sup>3938</sup> Петрук В.Г., Ранський А.П., Васильківський І.В., Іщенко В.А., Безвозюк І.І., Петрук Р.В. Управління та поводження з відходами. Навчальний посібник. Ч. 1. Технології знезараження непридатних пестицидів. Вінниця: ВНТУ. 2012. С. 98–102.

<sup>3939</sup> Некос В.Ю., Максименко Н.В., Владимірова О.Г., Шевченко А.Ю. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище: Підручник для студентів екологічних спеціальностей вищих навчальних закладів. Вид. 3-тє доп. і перероб. Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2010. 288 с.

<sup>3940</sup> Карта загрязненности почв Украины. URL: <https://www.imbf.org/karty/karta-zagrzaznennosti-pochv-ukrainy.html>.

<sup>3941</sup> Озвучено особливості накопичення пестицидів в ґрунтах. URL: <https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:LFVqGLfG30kJ:https://superagronom.com/news/13093-ozvucheno-osoblivosti-nakopichennya-pestitsidiv-v-gruntah+&cd=6&hl=ru&ct=clnk&gl=ua>.

<sup>3942</sup> Пестициди. URL: <https://uk.wikipedia.org/>.

<sup>3943</sup> Нуржанова А. А. Физиолого-генетические основы фиторемедиации загрязненных пестицидами почв: автореф. дис. на соискание ученой степени доктора биологических наук: спец. 03.00.12 «Физиология и биохимия растений», 00-03.15 «Генетика» / А. А. Нуржанова. Алматы, 2007. 33 с.

<sup>3944</sup> Допустимі дози, концентрації, кількості та рівні вмісту пестицидів у сільсько-господарській сировині, харчових продуктах, повітрі робочої зони, атмосферному повітрі, воді водоймищ, ґрунті. Державні санітарні правила та норми ДСанПІН 8.8.1.2.3.4-000-2001. К. 2001. 244 с.

<sup>3945</sup> Звіт про результати досліджень ґрунту та води в зоні впливу складів з непридатними пестицидами в басейнах рік Сан та Західний Буг / О. Ягоцький, А. Войціховська, Т. Бондарчук, О. Довган; За ред. Алли Войціховської. Львів: ТЗОВ «Компанія «Манускрипт». 2009. 192 с.

<sup>3946</sup> Петрук В.Г., Васильківський І.В., Іщенко В.А., Петрук Р.В., Турчик П.М. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище. Частина 1. Нормування інгредієнтного забруднення: навчальний посібник. Вінниця: ВНТУ, 2013. 253 с.

<sup>3947</sup> Moklyachuk L., Patyka V. Determination of soil contaminated with organochlorine pesticides /in the Forum book of the 7th International HCH and pesticides Forum. Kyiv. Gopak. 2005. P. 165–166.

<sup>3948</sup> Doolotkeldieva T., Konurbaeva M., Bobusheva S. Microbial communities in pesticide-contaminated soils in Kyrgyzstan and bioremediation possibilities. *Environmental Science and Pollution Research*. 2018. Vol. 25. P. 31848–31862.

<sup>3949</sup> Більше 80% сільгоспземель в ЄС забруднені пестицидними залишками. URL: <https://superagronom.com/news/5741-bilshe-80-silgospzemel-v-yes-zabrudneni-pestitsidnimi-zalishkami>.

<sup>3950</sup> Екологічні наслідки застосування пестицидів. URL: [http://bv.loga.gov.ua/oda/press/news/ekologichni\\_naslidki\\_zastosuvannya\\_pesticidiv](http://bv.loga.gov.ua/oda/press/news/ekologichni_naslidki_zastosuvannya_pesticidiv).



- <sup>3951</sup> Емнова Е.Е., Кодрян В.А. Механизм антимикробного действия пестицидов.. Взаимодействие пестицидов с микроорганизмами. Кишинев, 1984. С. 31–48.
- <sup>3952</sup> Эйхлер В. Яды в нашей пище. М., 1986. С. 105–110.
- <sup>3953</sup> Гамкало З. Залишки пестицидів у ґрунтах гемеробних екосистем як індикатор їхньої екологічної якості. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*. 2007. Вип. 34. С. 45–51.
- <sup>3954</sup> Круглов Ю.В. Микробиологические аспекты применения гербицидов в сельском хозяйстве: автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 1984. 28 с.
- <sup>3955</sup> Патика В. П., Моклячук Л. І., Макаренко Н. А., Бахмацька І. М. Спосіб очистки ґрунту від залишкових кількостей ДДТ. Патент на винахід № 50678 А від 15.02.2005. Бюл. № 2. 4 с.
- <sup>3956</sup> Voets J.P., Meerschman P., Kerstraete W. Soil microbiological and biochemical effects of long term atrazine application. *Soil Biology and Biochemistry*. 1974. Vol. 4. P. 42–47.
- <sup>3957</sup> Основи стійкого розвитку: Навчальний посібник / За заг. ред. д.е.н., проф. Л. Г. Мельника. Суми: ВТД «Університетська книга», 2005. 654 с.
- <sup>3958</sup> Заборонені діючі речовини пестицидів у Європі. URL: <https://superagronom.com/multimedia/infographics/30-zaboroneni-diyuchi-rechovini-pestitsidiv-v-yevropi-ta-ukrayini>. С. 1
- <sup>3959</sup> Даниленко Ю.Ю. Взаємозв'язок показників стану зрошеного агроландшафту. *Еколого-збалансоване управління меліорованими ландшафтами: збірник матеріалів Міжнар. Науково-практ. конф. молодих вчених*. Херсон: РВВ «Колос», 2010. С. 62–63.
- <sup>3960</sup> Заборонені діючі речовини пестицидів в Україні. URL: <https://superagronom.com/multimedia/infographics/30-zaboroneni-diyuchi-rechovini-pestitsidiv-v-yevropi-ta-ukrayini>. С. 4–6.
- <sup>3961</sup> Охрана окружающей среды при использовании пестицидов / [Л.И. Бублик, В.П. Васильев, Н.А. Гороховский, В.А. Зацерковский и др.]. Подред. В.П. Васильева. К.: Урожай, 1983. 126 с.
- <sup>3962</sup> Ван-Тиль Н. Защита растений и окружающая среда. В кн.: *Докл на пленар. засіданнях VIII Міжнарод. конгр. по захисте рослин*. М., 1975. Т.1. С. 91.
- <sup>3963</sup> Мельников Н.Н. Пестициды, химия, технология, применение. М.: Химия. 1987. 710 с.
- <sup>3964</sup> Патика В.П. Наукова концепція сталого розвитку агросфери України. *Агроекологічний журнал*. 2002. №2. С. 10–14.
- <sup>3965</sup> Коваль В.В., Наталочка В.О., Ткаченко С.К., Міненко О.В. Динаміка залишкових кількостей пестицидів у водах сільськогосподарського призначення в умовах Полтавщини. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2011. № 1. С. 22–26.
- <sup>3966</sup> Моложанова Е.Г. Особенности поведения и контроль за содержанием хлорорганических пестицидов в почве. *Тезисы докладов Всесоюзного совещания «Повышение эффективности химических средств защиты сельскохозяйственных культур и охрана окружающей среды»*. М., 1979. С. 220–221.
- <sup>3967</sup> Моложанова Е.Г. Динамика распределения фосфорорганических веществ в почве и их миграции в экологической системе почва – вода. *Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах: II Всесоюзное совещание*. Л.: Гидрометеиздат. 1980. С. 232–234.
- <sup>3968</sup> Перелік пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні / В. У. Ящук, Д. В. Іванов, О. Л. Капліна та ін. – К. : Юнівест Медіа, 2010. 448 с

- <sup>3969</sup> Жукова П.С., Ширко Т.С. Остатки гербицидов в почве и овощах. *Химия в сельском хозяйстве*. 1979. № 6. С. 46–50.
- <sup>3970</sup> Рахов Г.М., Петров Р.В., Цапко В.В. Влияние применения ядохимикатов и удобрений в водоохранной зоне с источниками пополнения запасов подземных вод. *Гигиена и санитария*. 1976. № 3. С. 101–102.
- <sup>3971</sup> Фітофармакологія: Підручник / М.Д. Євтушенко, Ф.М. Марютін, В.П. Туренко та ін.; За ред. професорів М.Д. Євтушенка, Ф.М. Марютіна. К.: Вища освіта. 2004. С. 36–45.
- <sup>3972</sup> Іванків М.Я. Особливості міграції та акумуляції хлорорганічних пестицидів у системі «грунт – рослина» в умовах Західного Лісостепу України. Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата сільськогосподарських наук за спеціальністю 03.00.16 – екологія. Львів : Львівський національний аграрний університет. 2016. 177 с.
- <sup>3973</sup> Реймерс Н.Ф. Экология. Теория, законы, правила, принципы и гипотезы. М. : Россия молодая, 1994. 367 с.
- <sup>3974</sup> Проект Національного плану зменшення ризику від накопичених в Україні непридатних пестицидів, 2005. 44 с.
- <sup>3975</sup> Бублик Л.І. Теоретичні основи та методи моніторингу пестицидів в агроєкосистемі: автореф. дис. на здобуття вченого ступеня доктора сільськогосподарських наук: 06.00.13/ Інститут захисту рослин УААН. К. 1995. 43 с.
- <sup>3976</sup> Ладонин В.Ф., Лунев М.И. Остатки пестицидов в объектах агрофитоценозов и их влияние на культурные растения. М.: Изд-во ВНИИТЭИСХ. 1985. С. 14–40.
- <sup>3977</sup> Реагентні методи переробки непридатних хлорвмісних пестицидних препаратів / А.П. Ранський, О.А. Гордієнко, С.П. Прокопчук, І.В. Васильківський. *II-й Всеукраїнський з'їзд екологів, 23-26 вересня 2009 р.*: збірник наукових статей. Вінниця, 2009. С. 79–83.
- <sup>3978</sup> Слободенюк О.А. Утилізація рослин, забруднених дихлордифенілтрихлорметилметаном. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2012. Вип. 22.11. С. 128–132.
- <sup>3979</sup> Спиридонов Ю.Я., Ларина Г.Е. Вопросы мониторинга пестицидов в окружающей среде. *Агрехимия*. 1999. №11. С. 64–71.
- <sup>3980</sup> Кретова Л.Г. Влияние органического вещества на поведение пестицидов в почве. *Агрехимия*. 1986. № 10. С. 127–134.
- <sup>3981</sup> Іутинська Г.О. Грунтова мікробіологія: навч. посібник. К.: Арістей, 2006. 284 с.
- <sup>3982</sup> Иванова А.С. Последствия применения стойких хлорорганических пестицидов в садах Крыма. *Агрехимия*. 2001. №3. С. 42–50.
- <sup>3983</sup> Ананьева Н.Д. Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв. Отв. ред. Д. Г. Звягинцев. М. : Наука, 2003. 223 с.
- <sup>3984</sup> Снітинський В.В., Хірівський П.Р., Гнатів П.С. та ін. Екотоксикологія: Навчальний посібник. Херсон: Олді-плюс. 2011. 330 с.
- <sup>3985</sup> Ананьева Н. Д. Самоочищение почв от пестицидов. *Перспективы развития почвенной биологии*. М. : МАКС Пресс. 2001. С. 94–107
- <sup>3986</sup> Головлева Л.А. Поведение пестицидов в окружающей среде. Биотическая и абиотическая их деградация. *Агрехимия*. 1987. № 8. С. 128–134.
- <sup>3987</sup> Слободенюк О.А. Фіторе mediaція ґрунтів, забруднених стійкими хлорорганічними пестицидами: автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата с.-г. наук: спец. 03.00.16 „Екологія” / О.А. Слободенюк. К., 2008. 20 с.
- <sup>3988</sup> Нуржанова А. А. Эколого-генетические аспекты токсичности и мутагенеза пестицидов. Алматы, 2007. 172 с.

- <sup>3989</sup> Никитюк А., Ліщук А., Моклячук Л. Моніторинг ґрунтів за вмістом органічних ксенобіотиків. *Тваринництво України*. 2010. № 6. – С. 2–6.
- <sup>3990</sup> Медведь Л. И. Общие сведения о пестицидах. Справочник по пестицидам (гигиена, применение и токсикология). Под ред. Л.И. Медведя. Киев: Урожай, 1986. 431 с.
- <sup>3991</sup> Зубец Т.П. Микробиологическая и биохимическая активность почвы как показатель наличия в ней гербицидов и метаболитов. *Превращение пестицидов и их метаболитов в почве*. Пушино. 1973. С. 82–87.
- <sup>3992</sup> Domsch K.H. Principles of pesticide-microbe interactions in soil. *Soil biology and conservation of the biosphere*. 1984. Vol. 1. P. 179.
- <sup>3993</sup> Erguven G.O. Comparison of Some Soil Fungi in Bioremediation of Herbicide Acetochlor Under Agitated Culture Media. *Bull. Environ. Contam. Toxicology*. 2018. Vol. 100. P. 570–575.
- <sup>3994</sup> Карпенко О.О., Муравкіна М.О. Оцінка еколого-економічних наслідків від нерационального використання пестицидів на регіональному рівні. *Економічні інновації*. 2012. Вип. 48. С. 140–141.
- <sup>3995</sup> Senko O., Maslova O., Efremenko E. Optimization of the Use of His6-OPH-Based Enzymatic Biocatalysts for the Destruction of Chlorpyrifos in Soil. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2017. Vol. 14. e1438.
- <sup>3996</sup> Тохтарь К.І., Гаврилюк Ю.В. Чи можливе безпечне використання пестицидів?. *Агротехніка і ґрунтознавство*. 2020. Вип. 90. С. 76–79.
- <sup>3997</sup> Magnoli K., Carranza C.S., Aluffi M.E., Magnoli C.E., Barberis C.L. Herbicides based on 2,4-D: Its behavior in agricultural environments and microbial biodegradation aspects. A review. *Environmental Science and Pollution Research*. 2020. Vol. 27. P. 38501–38512.
- <sup>3998</sup> Галиулин Р.В. Оценка поведения гербицидов 2,4-Д, пропанида и их метаболитов в жидкой фазе почв и донных обложений. *Агротехника*. 1999. №7. С. 65–70.
- <sup>3999</sup> Фёдоров Л.А. Диоксины как экологическая опасность: ретроспектива и перспективы. Москва: Наука, 1993. 267 с.
- <sup>4000</sup> Словник-довідник з агроекології і природокористування / Нац. акад. аграр. наук, Ін-т агрокол. і природокористування; за наук. ред. О. І. Фурдичка. 2-е вид., допов. К. : ТОВ «ДІА», 2012. 335 с.
- <sup>4001</sup> Спиридонов Ю.Я. К вопросу о последствиях сульфонилмочевинных гербицидов в почвах и пути снижения их отрицательного действия на культурные растения. *Вестник защиты растений*. 2009. № 3. С. 10–13.
- <sup>4002</sup> Ларина Г.Е. Комплексная оценка действия гербицидов на компоненты агроценоза. *Агротехника*. 2002. № 4. С. 54–74.
- <sup>4003</sup> Siwek M. Biologiczne sposoby oczyszczenia środowiska fitoremediacja. Phytoremediation as a biological method of cleaning up the environment. *Wiadomości Botaniczne*. Vol. 52 (1/2). 2008. P. 23.
- <sup>4004</sup> Якість ґрунту. Визначення хлорорганічних пестицидів та поліхлорбіфенілів. Газово-хроматографічний метод з детектуванням захопленням електронів: ДСТУ ISO 10382:2004. [Чинний від 01.05.06]. К.: Держспоживстандарт України, 2004. 13 с.
- <sup>4005</sup> Ali U., Syed J.H., Malik R.N., Katsoyiannis A., Li J., Zhang G., Jones K.C. Organochlorine pesticides (OCPs) in South Asian region: A review. *Science of the Total Environment*. 2014. Vol. 42. P. 476–477, 705–717.

- <sup>4006</sup> Пати́ка В.П., Макаренко Н.А., Моклячук Л.І. та ін. Агроекологічна оцінка мінеральних добрив та пестицидів: Монографія. За ред. В.П. Патики. К.: Основа, 2005. С. 7–20.
- <sup>4007</sup> Middeldorp P.J.M., Doesburg W., Schraa G. [and oth.]. Reductive dechlorination of HCH isomers in soil under anaerobic conditions. *Biodegradation*. 2005. № 16. P. 283–290.
- <sup>4008</sup> Heard M.S., Baas, J., Dorne J.L., Lahive E., Robinson A.G., Rortais A., Spurgeon D.J., Svendsen C., Hesketh H. Comparative toxicity of pesticides and environmental contaminants in bees: Are honey bees a useful proxy for wild bee species? *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 578. P. 357–365.
- <sup>4009</sup> Ajiboye T.O., Kuvarega A.T., Onwudiwe D.C. Recent Strategies for Environmental Remediation of Organochlorine Pesticides. *Applied Sciences*. 2020. № 10. e6286.
- <sup>4010</sup> Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв). М. : Наука. 1990. 261 с.
- <sup>4011</sup> Врочинский К.К., Телитченко М.М., Мережко И.К. Гидробиологическая миграция пестицидов. М. : Изд. МГУ. 1980. С. 8–20.
- <sup>4012</sup> Соколов М.С. Ксенобиотические соединения и охрана почв. *Поведение поллютантов в почвах и ландшафтах: сб. научн. трудов*. Пушино, 1990. 134 с.
- <sup>4013</sup> Пати́ка В.П., Моклячук Л.І., Андрієнко Г.Г. та ін. Методичні рекомендації з агроекологічної оцінки забруднених органічними ксенобіотиками ґрунтів. К.: Мінагрополітики, 2005. 27 с.
- <sup>4014</sup> Сметник А.А. Прогнозирование миграции пестицидов в почвах: автореф. дисс. доктора биологических наук. М., 1999. 31 с.
- <sup>4015</sup> Екологічні аспекти термічного знешкодження непридатних отрутохімікатів. Монографія / В.Г. Петрук, О.Г. Яворська, А.П. Ранський, І.В. Васильківський, В.А. Іщенко, Р.В. Петрук, Г.Д. Петрук, І.І. Тхор, С.М. Кватернюк / Під ред. д.т.н., проф. Петрука В.Г. Вінниця : «Універсум-Вінниця», 2006. 254 с.
- <sup>4016</sup> Снітинський В. В. Ґрунтознавство з основами агрохімії та геоботаніки: Навч. посібник. 2-ге вид., випр. й доп. / В. В. Снітинський, В. Ф. Якобчук. Львів: Аверс, 2006. 312 с.
- <sup>4017</sup> Закон України «Про захист рослин». *Захист рослин*. 1999. №4. С. 22–27.
- <sup>4018</sup> Веретенников И.Я., Овсянкина А.В., Мельников Э.Л. Пестициды – роковой феномен материальной действительности. *Ремонт, восстановление, модернизация*. 2013. №10. С. 48–52.
- <sup>4019</sup> Паремский И.Я., Островский В.Г., Веретенников Ю.М. О создании нового научно-технического направления «Монодисперсные техногенные аэрозоли». *Мир измерений*. 2015. № 1. С.42–44.
- <sup>4020</sup> Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Дегидрогеназная активность почвы загрязненной пестицидами. *Агрохимия*. 2001. № 9. С. 85–89.
- <sup>4021</sup> Мельник П.О. Фітосанітарна безпека та біоекологія застосування пестицидів. *Вісник аграрної науки*. 2011. № 1. С. 83–84.
- <sup>4022</sup> Ровинский Ф.Я., Воронова Л.Д., Афанасьев М.И. и др. Фоновый мониторинг загрязнения экосистем хлорорганическими соединениями. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 270 с.
- <sup>4023</sup> Петришина В. А. Агроекологічне обґрунтування фітореMediaційної спроможності дикорослих видів рослин: автореф. дис. на здобуття наукового ступеня кандидата с.-г. наук: спец. 03.00.16 «Екологія» / В. А. Петришина. К., 2009. 21 с.

<sup>4024</sup> Моклячук Л.И., Андриенко Г.Г., Слободенюк Е.А. Фиторемедиационные технологии – метод восстановления загрязненных пестицидами почв: 2-я Международная конф. «Сотрудничество для решения проблемы отходов». Харьков, 9–10 февраля, 2005 г. Х.: ИД «ИНЖЭК». 2005. 392 с.

<sup>4025</sup> Prasad M.N.V. Trees, industrial crops, grass and legume based phytotechnologies to promote sustainable land use. *Phytotechnologies to promote sustainable land use and improve food safety: 1st Scientific Workshop COST Action 859*. 2005. Pisa, Italy. P.177–178.

<sup>4026</sup> Grobelak A., Kasprzak M., Fijałkowski K. Fitoremediacja – niedoceniony potencjał roślin w oczyszczaniu środowiska. Phytoremediation – the underestimated potential of plants in cleaning up the environment. *Journal of Ecology and Health*. Vol. 14. № 6 (84). 2010. P. 276–280.

<sup>4027</sup> Megha M.A., Uday V.P., Ashwin V.N. Classification of pesticides: A review. *International Journal of Research in Ayurveda and Pharmacy*. 2018. № 9., P. 144–150.

<sup>4028</sup> Лопушняк В.І. Сільськогосподарське виробництво і проблема збереження родючості ґрунтів. *Сільський господар*. 2001. № 7–8. С. 4–5.

<sup>4029</sup> Основи екології. Екологічна економіка та управління природокористуванням: Підручник / За заг. ред. д.е.н., проф. Л. Г. Мельника та к.е.н., проф. М. К. Шапочки. Суми: ВТД «Університетська книга», 2005. 759 с.

<sup>4030</sup> Іванків М.Я. Особливості міграції та акумуляції хлороорганічних пестицидів у системі «ґрунт – рослина» в умовах Західного Лісостепу України. Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата сільськогосподарських наук за спеціальністю 03.00.16 – екологія. Львів : Львівський національний аграрний університет, 2016. С. 9–12.

<sup>4031</sup> Соколов М.С., Стрекозов Б.П. Миграция и детоксикация пестицидов в почвах. М., 1970. 83 с.

<sup>4032</sup> Моклячук Л.І., Андриенко Г.Г., Слободенюк О.А., Недашківська О.Ю. Фітоекстракція та фітодеградація ДДТ рослинами кабачків (*Cucurbita pepo*) та квасолі (*Phaseolus vulgaris*). *Вісник державного агроекологічного університету*. 2006. Вип. №1 (16). С. 27–31.

<sup>4033</sup> Соломенко Л.І. Метаболічний контроль рослинними організмами екологічно небезпечних концентрацій ксенобіотиків (на прикладі фосфорорганічних інсектицидів). *Науковий вісник Національного аграрного університету*. 2006. Вип. 95. С. 128–131.

<sup>4034</sup> Солошенко О.В., Фесенко А.М., Гаврилович Н.Ю. Пріоритети у виборі методів утилізації залишків пестицидів. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Сер.: Біологія, біотехнологія, екологія*. 2012. Вип. 178. С. 158–162

<sup>4035</sup> Бессонова В.П. Методи фітоіндикації в оцінці екологічного стану довкілля: навч. посіб. для студ. біол. спец. Ун-тів. Запоріжжя : ЗДУ. 2001. 196 с.

<sup>4036</sup> Сорочинський Б.В., Козировська Н.О. Біотехнологічні аспекти фиторемедіації об'єктів навколишнього середовища від радіонуклідних забруднень. *Агроекологія і біотехнологія*. 1998. Вип. 2. С. 123–131.

<sup>4037</sup> White J.C., Parrish Z.D., Isleyen M., Gent M.P., Iannucci-Berger W., Eitzer B.D., Mattina M.I. Interdisciplinary Influence of nutrient amendments on the phytoextraction of weathered 2,2-bis(p-chlorophenyl)-1,1-dichloroethylene by cucurbits. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2005. Vol. 24. №. 4. P. 987–994.

<sup>4038</sup> White J. Phytoremediation of weathered p,p-DDE residues in soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2000. Vol. 2. P. 133–144.

<sup>4039</sup> Спину Е.И., Иванова Л.Н. Математическое прогнозирование и профилактика загрязнения окружающей среды пестицидами. М. : Изд-во «Прогресс», 1978. С. 41–43.

<sup>4040</sup> Петрук Р.В., Яковишина Т.Ф. Аналіз екологічно безпечних методів відновлення забруднених пестицидами ґрунтів. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. 2019. № 2 (20). С. 102–103.

<sup>4041</sup> Шильникова Н.В., Андрияшина Т.В. Влияние пестицидов на биоценоз почвенного покрова. *Вестник Казанского технологического университета*. 2012. Том. 15. № 7. С. 140–141.

<sup>4042</sup> Сучасні екологічно чисті технології знезараження непридатних пестицидів. Монографія / В. Г. Петрук, О. Г. Яворська, І. В. Васильківський, та інші // Під ред. Петрука В. Г. Вінниця: Універсум-Вінниця, 2003. 254 с.

<sup>4043</sup> Справочник по пестицидам: Гигиена применения и токсикология / Сост. Л. К. Седокур; Под ред. А. В. Павлова. К.: Урожай, 1986. 432 с.

<sup>4044</sup> Моклячук Л.І., Зацарінна Ю.О. Наукові основи фітореMediaції забруднених трифлураліном ґрунтів при вирощуванні лікарських рослин. *Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України*. 2012. № 1 (30). [[http://nd.nubip.edu.ba/2012\\_1/12mpi.pdf](http://nd.nubip.edu.ba/2012_1/12mpi.pdf)].

<sup>4045</sup> Волгина Т.В., Новиков В.Т., Регузова Д.В. Пути распространения пестицидов в объектах окружающей среды. *Региональные проблемы*. 2010. Том. 13. № 1. С. 76–81.

<sup>4046</sup> Калугин С.Н., Нуржанова А.А., Байжуманова Р.А. Индуцированная фитореMediaция почв с помощью производных оксана. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2013. Т 3. № 3 (4). С. 1306–1310.

<sup>4047</sup> Сухопарова В.П., Стрекозов Б.П., Перфилова Н.В. Деградация и формы распределения ГХЦГ и ариламидных пестицидов в трех типах почв. *Агрoхимия*. 1990. № 3. –С. 107–113.

<sup>4048</sup> Ранский А.П., Герасименко М.В., Ильченко В.И. Термическое обезвреживание непригодных пестицидных препаратов. *Вопросы химии и хим. технологии*. 2008. № 2. С. 198–205.

<sup>4049</sup> Struthers J.K., Jayachandran K., Moorman T.B. Biodegradation of atrazine of *Agrobacterium radiobacter* J14a and use of this strain in bioremediation of contaminated soil. *Applied and Environmental Microbiology*. Microbiol. 1998. Vol. 64. № 9. P. 3368–3375.

<sup>4050</sup> Shapir N., Mandelbaum T. Atrazine degradation in subsurface soil by indigenous and introduced microorganisms. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 1997. Vol. 45. № 45. P. 4481–4486.

<sup>4051</sup> Ponneelan K.T.P.B., Subramanian C., Suchitra R., Ganesh K.G. Studies on the pesticide (Lindane) utilizing in the paddy field. *Journal of ecotoxicology & environmental monitoring*. 2006. № 3. Vol. 16. P. 211–214.

<sup>4052</sup> Masaphy S., Fahima T., Levanon D., Henis Y., Mihgelgrin U. Paration degradation by *Xanthomonas* sp. And its crude enzyme extract in clay suspensions. *J. Environmental Quality*. 1996. Vol. 26. № 6. P. 1248–1255.

<sup>4053</sup> Zablutowicz R.M., Schrader K.K., Locke M.A. Algal transformation of flumeturon and atrazine by Ndealkylation. *Journal of Environmental Science and Health*. 1998. Vol. 33. № 5. P. 511–528.

<sup>4054</sup> Kulowski K., Zirbes E.L., Thede B.M., Rosazza J.N. Microbial transformations of prosulfuron. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 1997. Vol. 45. № 4. P. 1479–1485.

- <sup>4055</sup> Mercadier C., Vega D., Bastide J. Iprodione degradation by isolated soil microorganisms. *FEMS Microbiology Ecology*. 1997. Vol. 23. №3. P. 207–215.
- <sup>4056</sup> Maloney S.E. Degradation of insecticides and herbicides by Fuhgi. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*. 1998. Vol. 71. № 4. P. 360–362.
- <sup>4057</sup> Yang L., Zhao Y., Zhang B. Выделение и характеристика бактерий, разлагающих хлорпиррифос и их использование для биовосстановления почвы. *Shengming kexue yanjiu*. 2005. Vol. 9. № 3. P. 247–253.
- <sup>4058</sup> Zhang D., Tan X., Luo X., He M., Dai J., Zhang Z., Oiu Y. Separation of the photosynthetic bacterium HP-1 capable of degradation of organophosphorus insecticides. *Shengming kexue yanjiu*. 2005. Vol. 9. № 3. P. 247–253.
- <sup>4059</sup> Захарченко М.А., Рыжкова М.Н., Рижикова И.А., Мельник Л.В., Рыжиков А.М. К вопросу об использовании фитотехнологий для ремедиации почв, загрязненных пестицидами. *Коммунальное хозяйство городов*. 2010. № 93. С. 388–392.
- <sup>4060</sup> Пат № 2279325, Российская Федерация, МПК8 В09С 1/10, С12М 1/00, С12М 1/10. Способ получения микробного препарата для утилизации пестицидов, способ утилизации пестицидов (варианты) и устройство для утилизации пестицидов / Гаранькина Н.Г., Гамова М.В., Круглов Ю.В. [и др.]; заявитель и патентообладатель Всерос. науч.-исслед. Ин-т сель. хоз. микробиол. заявл. 06.06.02; опубл. 10.07.06. 5 с.
- <sup>4061</sup> Пат № 2448786, Российская Федерация, МПК8 В09С 1/10. Способ микробиологической деструкции хлорорганических пестицидов. / Соромотин А.В., Огурцова Л.В., Морозова Т.М., Жданова Е.Б.; заявитель и патентообладатель Тюмен. гос. универ. заявл. 30.12.10; опубл. 27.04.12. 5 с.
- <sup>4062</sup> Пат № 2077398, Российская Федерация, МПК В09С 1/10, В09С101:00. Способ детоксикации ядохимикатов. / Мурзаков В.Г., Буторова И.А., Зобнина В.П., Зорина Л. В. заявл. 16.05.94; опубл. 20.04.97. 4 с.
- <sup>4063</sup> Пат. №99110932/13, US, 7В09С 1/10. Знешкодження ґрунту, забрудненого хлорованими токсичними речовинами, шляхом компостування / Мосер Гай П. та ін. 14.05.98. 4 с.
- <sup>4064</sup> Пат. № 108685, Україна, МПК С05F 17/02, С05F 9/04, В09С 1/10, С12М 1/04, С05F 17/00. Спосіб прискореної мікробіологічної трансформації некондиційних пестицидів в органічне добриво у вигляді біогумусу і герметичний контейнер для реалізації способу (варіанти). / Мухін І. М., Іванов В. А.,Ткаченко В.А., Булат Є.А., Рябченко М. О. опубл. 25.05.15. 5 с.
- <sup>4065</sup> Пат № 102125, Україна, МПК С12Р 1/00, С12N 1/20. Бактеріальний препарат “біорем” для деструкції пестициду гексахлорциклогексану у ґрунті. / Ямборко Н.А., Іутинська Г.О., Піндрус А.А. – опубл. 10.06.13. 4 с.
- <sup>4066</sup> Пат № 88046, Україна, МПК G21F 9/28, С12N 1/20, В09С 1/08, С02F 3/34. Біосорбційний матеріал деструктивного типу для очищення водних та ґрунтових середовищ від пестицидів. / Хохлова Л.Й., Хохлов А.В., Стрелко В.В. опубл. 25.02.14. 4 с.
- <sup>4067</sup> Тлумачний словник з агроґрунтознавства / За ред. М. І. Лактіонова, Т. М. Лактіонової. Харків: Харк. держ. аграрн. ун-т ім. В.В. Докучаєва, 1998. 76 с.
- <sup>4068</sup> Пронина Н.Б. Экологические стрессы (причины, классификация, тестирование, физиолого-биохимические механизмы). М. Изд-во Мос. сельхоз. акад. 2000. 310 с.
- <sup>4069</sup> Моклячук Л.И., Андриенко Г.Г., Слободенюк Е.А. Фиторемедиационные технологии – метод восстановления загрязненных пестицидами почв. Сотрудничество для

---

решения проблемы отходов: *Тезиси докладов Международной конференции, 9–10 февраля 2005 г. Харьков*. 2005. URL: <https://waste.ua/cooperation/2005/theses/moklyanchuk.html>. С. 2.

<sup>4070</sup> Унифицированные правила отбора проб сельскохозяйственной продукции, продуктов питания и объектов окружающей среды для определения микроколичеств пестицидов. №2051-79 от 21.08.79. М., 1989. 290 с.

<sup>4071</sup> List of hyperaccumulators. URL: [https://en.wikipedia.org/wiki/List\\_of\\_hyperaccumulators](https://en.wikipedia.org/wiki/List_of_hyperaccumulators).

<sup>4072</sup> Huang J.W., Blaylock M.J., Kapulnik Y., Ensley B.D. Phytoremediation of Uranium-Contaminated Soils: Role of Organic Acids in Triggering Uranium Hyperaccumulation in Plants. *Environmental Science and Technology*. 1998. 32. №. 13. С. 2004–2008.

<sup>4073</sup> Cornejo J.J., Muñoz F.G., Ma C.Y. *et al.* Studies on the Decontamination of Air by Plants. *Ecotoxicology*. 1999. №8. P. 311–312.

<sup>4074</sup> Morillo E., Villaverde J. Advanced technologies for the remediation of pesticide-contaminated soils. *Science of the Total Environment*. 2017. Vol. 586. P. 576–597.

<sup>4075</sup> Sun S., Sidhu V., Rong Y., Zheng Y. Pesticide Pollution in Agricultural Soils and Sustainable Remediation Methods: A Review. *Current Pollution Reports*. 2018. № 4. P. 240–250.

<sup>4076</sup> Gaur N., Narasimhulu K., PydiSetty Y. Recent advances in the bio-remediation of persistent organic pollutants and its effect on environment. *Journal of Cleaner Production*. 2018. Vol. 198. P. 1602–1631.

<sup>4077</sup> Tarla D.N., Erickson L.E., Hettiarachchi G.M., Amadi S.I., Galkaduwa M., Davis L.C. Phytoremediation and Bioremediation of Pesticide-Contaminated Soil. *Applied Sciences*. 2020. № 10. e1217.

<sup>4078</sup> Liu Y., Luan T.-G., Lu N.-N., Lan C.-Y. Toxicity of Fluoranthene and Its Biodegradation by *Cyclotella caspia* Alga. *Journal of Integrative Plant Biology*. 2006. Vol. 48(2). P. 169–180.

<sup>4079</sup> Li Z., Peng Y., Zhang X. *et al.* Exogenous spermidine improves water stress tolerance of white clover *Trifolium repens* L. involved in antioxidant defence, gene expression and proline metabolism. *Plant Omics*. 2014. Vol. 7(6). P. 517–526.

<sup>4080</sup> Siciliano S.D., Germida J.J., Banks K., Greer C.W. Changes in microbial community composition and function during a polyaromatic hydrocarbon phytoremediation field trial. *Applied and Environmental Microbiology*. 2003. Vol. 69(1). P. 483–489.

<sup>4081</sup> Javaid M.K., Ashiq M., Tahir M. Potential of Biological Agents in Decontamination of Agricultural Soil. *Scientifica*. 2016. Vol. 2016. e1598325.

<sup>4082</sup> Kumar M., Yadav A.N., Saxena R., Paul D., Tomar R.S. Biodiversity of pesticides degradation microbial communities and their environmental impact. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*. 2021. Vol. 31. e101883.

<sup>4083</sup> Bilal M., Iqbal H.M.N., Barceló D. Persistence of pesticides-based contaminants in the environment and their effective degradation using laccase-assisted biocatalytic systems. *Science of the Total Environment*. 2019. Vol. 695. e133896.

<sup>4084</sup> Yadav I.C., Devi N.L. Pesticides Classification and Its Impact on Human and Environment. *Science of the Total Environment*. 2017. № 6. P. 140–157.

<sup>4085</sup> Jayaraj R., Megha P., Sreedev P. Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. *Interdiscip. Toxicology*. 2016. № 9. P. 90–100.



---

<sup>4086</sup> European Environment Agency Indicator Assessment - Progress in management of contaminated sites. 2020. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3/assessment>.

<sup>4087</sup> Huo X.N., Zhang W.W., Sun D.F., Li H., Zhou L.D., Li B.G. Spatial pattern analysis of heavy metals in Beijing agricultural soils based on spatial autocorrelation statistics. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2011. № 8. P. 2074–2089.

<sup>4088</sup> Kolankaya D. Organochlorine pesticide residues and their toxic effects on the environment and organisms in Turkey. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 2006, Vol. 86. P. 147–160.

<sup>4089</sup> He T.T., Zuo A.J., Wang J.G., Zhao P. Organochlorine pesticides accumulation and breast cancer: A hospital-based case-control study. *Tumor Biology*. 2017. Vol. 39. E. 1010428317699114.

<sup>4090</sup> Arrebola J.P., Belhassen H., Artacho-Cordón F., Ghali R., Ghorbel H., Boussen H., Perez-Carrascosa F.M., Expósito J., Hedhili A., Olea N. Risk of female breast cancer and serum concentrations of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls: A case-control study in Tunisia. *Science of the Total Environment*. 2015, 520, 106–113.

<sup>4091</sup> Roberts J.R., Reigart J.R. Organophosphate Insecticides. In Recognition and Management of Pesticide Poisonings, 6th ed.; U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 2013. P. 199–204.

<sup>4092</sup> Rathnayake L.K., Northrup S.H. Structure and mode of action of organophosphate pesticides: A computational study. *Computational and Theoretical Chemistry*. 2016. Vol. 1088. P. 9–23.

<sup>4093</sup> Entry J.A., Vance N.C, Hamilton M.A., Zabowski D., Watrud L.S., Adriano D.C. Phytoremediation of soil contaminated with low concentrations of radionuclides. *Water, Air, and Soil Pollution*. 1996. Vol. 88. P. 167–169.

<sup>4094</sup> Chakraborty S.R., Azim R., Rezaur-Rahman A.K.M. Sarker R. Radioactivity concentrations in soil and transfer factors of radionuclides from soil to grass and plants in the Chittagong City of Bangladesh. *Journal of Physical Science*. 2013. Vol. 24(1). P. 95–113.

<sup>4095</sup> Dushenkov S., Mikheev A., Prokhnevsky A., Ruchko M. Sorochinsky B., Phytoremediation of radiocesiumcontaminated soil in the vicinity of Chernobyl, Ukraine. *Environmental Science & Technology*. 1999. Vol. 33. P. 469–475.

<sup>4096</sup> International Atomic Energy Agency (IAEA). Handbook of parameter values for predicting of radionuclide transfer. 1994. P. 15–38.

<sup>4097</sup> Krajewski P., Rosiak L. Przechodzenie <sup>137</sup>Cs do ros'lin. *Postępy Techniki Ja, drowej* Vol. 44. P. 38–50.

<sup>4098</sup> McGrath S.P., Zhao J., Lombi E. Phytoremediation of metals, metalloids and radionuclides. *Journal of Advanced Agricultural*. 2002. Vol. 75. P. 1–56.

<sup>4099</sup> Pipiška M., Lesný J., Hornik M. Augustín J. Plant uptake of radiocesium from contaminated soil. *Nukleonika*. 2004. Vol. 49(1). P. 9–11.

<sup>4100</sup> Prorok V.V., Melnichenko L.Y., Mason C.F.V., Ageyev V.A. Ostashko V.V. The transfer of dissolved Cs-137 from soil to plants. WM'06 Conference, Feb. 26 – March 2, 2006 Tucson, AZ. 2006. P. 80–120.

<sup>4101</sup> Sadhasivam M., Pitchamuthu S., Ayyavu. V. Chemically induced phytoextraction of caesium-137, 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World, 1–6 August 2010, Brisbane, Australia. 2010. P. 12–36.

- 
- <sup>4102</sup> Singh S., Eapen S., Thorat V., Kaushik C.P., Raj K. D'Souza S.F. Phytoremediation of <sup>137</sup>Cesium and <sup>90</sup>Strontium from solutions and low-level nuclear waste by *Vetiveria zizanoides*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2008. Vol. 69. P. 306–311.
- <sup>4103</sup> Parte S.G., Mohekar A.D., Kharat A.S. Microbial degradation of pesticide: A review. *African Journal of Microbiology Research*. 2017. Vol. 11. P. 992–1012.
- <sup>4104</sup> White P.J. Broadley M.R. Mechanisms of caesium uptake by plants. *Tinsley Review New Phytologist*. 2000. Vol. 147. №. 113. P. 241–256.
- <sup>4105</sup> Ferro A.M., Sims R.C., Bugbee B. Hycrest Crested wheatgrass accelerates the degradation of pentachlorophenol in soils. *Journal of Environmental Quality* 1994. Vol. 23. P. 272–279.
- <sup>4106</sup> Lewis J., Qvarfort U., Sjostrom J. *Betula péndula*: a promising candidate for phytoremediation of TCE in northern climates. *International Journal of Phytoremediation*. 2015. Vol. 17(1–6). P. 9–15.
- <sup>4107</sup> Doucette W. Personal communication with Dr. William Doucette, Utah Water Research Laboratory, Utah State University, 8200 Old Main Hill, Logan, Utah 84322–8200, United States. 2014. 47 p.
- <sup>4108</sup> Klein H.A. Measuring the removal of trichloroethylene from phytoremediation sites at Travis and Fairchild Air Force bases. M.Sc. thesis, University of Utah. 2011. 117 p.
- <sup>4109</sup> Technical report phytostabilization at Travis Air Force Base, California prepared for: Air Force Center for Engineering and the Environment Restoration Branch, Technology Transfer Office (TDV) Brooks City-Base, Texas and Travis Air Force Base California Contract Number FA8903-0&C-8016. 2010. 109 p.
- <sup>4110</sup> Anderson T.A., Walton B.T. Fate of trichloroethylene in soil-plant systems. In *American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry*, Extended Abstracts. 1991. P. 197–200.
- <sup>4111</sup> Anderson T.A., Walton B.T. Comparative Plant Uptake and Microbial Degradation of Trichloroethylene in the Rhizospheres of Five Plant Species: Implication for Bioremediation of Contaminated Surface Soils. ORNL/TM-12017. Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory. Environmental Sciences Division. 1992. P. 114–159.
- <sup>4112</sup> Anderson T.A., Guthrie E.A., Walton B.T. Bioremediation in the rhizosphere. *Environmental Science and Technology*. 1993. Vol. 27. P. 2630–2636.
- <sup>4113</sup> Dhouib I., Jallouli M., Annabi A., Marzouki S., Gharbi N., Elfazaa S., Lasram M.M. From immunotoxicity to carcinogenicity: The effects of carbamate pesticides on the immune system. *Environmental Science and Pollution Research*. 2016. Vol. 23. P. 9448–9458.
- <sup>4114</sup> Struger J., Grabuski J., Cagampan S., Sverko E., Marvin C. Occurrence and Distribution of Carbamate Pesticides and Metalaxyl in Southern Ontario Surface Waters 2007-2010. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2016. Vol. 96. P. 423–431.
- <sup>4115</sup> Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological Profile for Pyrethrins and Pyrethroids; U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service: Atlanta, GA, USA, 2003. P. 5–22.
- <sup>4116</sup> Stanhope A., Berry C.J., Brigmon R.L. Field note: phytoremediation of chlorinated ethenes in seepage sediments: tree selection. *International Journal of Phytoremediation*. 2008. №10. P. 529–546.
- <sup>4117</sup> Strycharz S., Newman L. Use of native plants for remediation of trichloroethylene: I. Deciduous trees. *International Journal of Phytoremediation* 2009. Vol. 11 (2). P. 150–170.

- 
- <sup>4118</sup> Ferro A.M., Kennedy J., LaRue J.C. Phytoremediation of 1,4-Dioxane-containing recovered groundwater. *International Journal of Phytoremediation*. 2013. Vol. 15 (10). P. 911–923.
- <sup>4119</sup> Arif I.A., Bakir M.A., Khan H.A. Microbial remediation of pesticides. In *Pesticides: Evaluation of Environmental Pollution*, 1st ed.; Rathore, H.S., Nollet, L.M.L., Eds.; Taylor & Francis Group: Boca Raton, FL, USA. 2012. P. 131–144.
- <sup>4120</sup> Morgan M.K., MacMillan D.K., Zehr D., Sobus J.R. Pyrethroid insecticides and their environmental degradates in repeated duplicate-diet solid food samples of 50 adults. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*. 2018. Vol. 28. P. 40–45.
- <sup>4121</sup> Mishra D., Tiwari S.K., Agarwal S., Sharma V.P., Chaturvedi R.K. Prenatal Carbofuran Exposure Inhibits Hippocampal Neurogenesis and Causes Learning and Memory Deficits in Offspring. *Toxicological Sciences*. 2012. Vol. 127. P. 84–100.
- <sup>4122</sup> Wang X., Hou X., Liang S., Lu Z., Hou Z., Zhao X.; Sun, F., Zhang H. Biodegradation of fungicide Tebuconazole by *Serratia marcescens* strain B1 and its application in bioremediation of contaminated soil. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2018. Vol. 127. P. 185–191.
- <sup>4123</sup> Wang Y., Chen C., Zhao X., Wang Q., Qian Y. Assessing joint toxicity of four organophosphate and carbamate insecticides in common carp (*Cyprinus carpio*) using acetylcholinesterase activity as an endpoint. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 2015. Vol. 122. P. 81–85.
- <sup>4124</sup> Mishra J., Tewari S., Singh S., Arora N.K. Biopesticides: Where We Stand? In *Plant Microbes Symbiosis: Applied Facets*; Arora, N.K., Ed.; Springer India: New Delhi, India. 2015. P. 37–75.
- <sup>4125</sup> Hou R., Zhang H., Chen H., Zhou Y., Long Y., Liu D. Total pancreatic necrosis after organophosphate intoxication. *Frontiers of Medicine*. 2019. Vol. 13. P. 285–288.
- <sup>4126</sup> Ortiz-Hernández M.L., Rodríguez A., Sánchez-Salinas E., Castrejón-Godínez M.L. Bioremediation of Soils Contaminated with Pesticides: Experiences in Mexico. In *Bioremediation in Latin America: Current Research and Perspectives*; Alvarez, A., Polti, M.A., Eds.; Springer: Cham, Switzerland. 2014; P. 110–142.
- <sup>4127</sup> Khajezadeh M., Abbaszadeh-Goudarzi K., Pourghadamyari H., Kafilzadeh F. A newly isolated *Streptomyces rimosus* strain capable of degrading deltamethrin as a pesticide in agricultural soil. *Journal of Basic Microbiology*. 2020. Vol. 60. P. 435–443.
- <sup>4128</sup> Burken J.G., Schnoor J.L. Uptake and metabolism of atrazine by poplar trees. *Environmental Science and Technology*. 1997. Vol. 31. P. 1399–1406.
- <sup>4129</sup> Gordon M.P., Choe N., Duffy J., Ekuan G., Heilman P., Muiznieks I., Newman L., Ruszaj M., Shurtleff B., Strand S., Wilmoth J.. Phytoremediation of trichloroethylene with hybrid poplars. In E.L. Kruger, T.A. Anderson and J.R. Coats (Eds.) *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*, American Chemical Society Symposium Series 664. Washington, DC: American Chemical Society. 1997. P. 177–185.
- <sup>4130</sup> Harvey G. How to evaluate the efficacy and cost at the fields scale. *Presented at the 3rd Annual International Conference on Phytoremediation*, Houston. 1998. 7 p.
- <sup>4131</sup> Jones S.A., Lee R.W., Kuniansky E.L. Phytoremediation of trichloroethene (TCE) using cottonwood trees. In Leeson, A., and B.C. Alleman (Eds.) *Phytoremediation and Innovative Strategies for Specialized Remedial Applications, The Fifth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium, San Diego, California, April 19–22*. Columbus, OH: Battelle Press. 1999. Vol. 6. P. 101–108.

- <sup>4132</sup> Miller R., Khan Z., Doty S. Comparison of trichloroethylene toxicity, removal and degradation by varieties of Populus and Salix for improved phytoremediation applications. *Journal of Bioremediation and Biodegradation*. 2011. Vol. 7. P. 2.
- <sup>4133</sup> Newman L.A., Bod C., Cortellucci R., Domroes D., Duffy J., Ekuan G., Fogel D., Heilman P., Muiznieks I., Newman T., Ruszaj M., Strand S.E., Gordon M.P. Results from a pilot-scale demonstration: phytoremediation of trichloroethylene and carbon tetrachloride. *Abstract for the 12th Annual Conference on Contaminated Soils*, Amherst, MA. 1997. 7 p.
- <sup>4134</sup> Ягодин Б.А. Тяжелые металлы в системе почва-растение. *Химия в сельском хозяйстве*. 1996. № 5. С. 43–45.
- <sup>4135</sup> Jariyal M., Jindal V., Mandal K., Gupta V.K., Singh B. Bioremediation of organophosphorus pesticide phorate in soil by microbial consortia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018. Vol. 159. P. 310–316.
- <sup>4136</sup> Hayhurst S.C., Doucette W.J., Orchard B.J., Pajak C.J., Bugbee B., Koerner G. Phytoremediation of trichloroethylene: a field evaluation. In *Proceedings, Conference on Hazardous Waste Research*, Snow Bird, Utah, 1998. P. 74 (Abstract P40).
- <sup>4137</sup> Abraham J., Silambarasan S. Biodegradation of chlorpyrifos and its hydrolysis product 3,5,6-trichloro-2-pyridinol using a novel bacterium *Ochrobactrum* sp. JAS2: A proposal of its metabolic pathway. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 2016. Vol. 126. P. 13–21.
- <sup>4138</sup> Doolotkeldieva T., Bobusheva S., Konurbaeva M. The Improving Conditions for the Aerobic Bacteria Performing the Degradation of Obsolete Pesticides in Polluted Soils. *Air, Soil and Water Research*. 2021. №14. P. 5–11.
- <sup>4139</sup> Wang X., Newman L.A., Gordon M.P., Strand S.E. Biodegradation by poplar trees: results from cell culture and field experiments. In A. Leeson, and B. C. Alleman (Eds.) *Phytoremediation and Innovative Strategies for Specialized Remedial Applications, The Fifth International In Situ and On-Site Bioremediation Symposium, San Diego, California, April 19–22*. Columbus, OH: Battelle Press. 1999. Vol. 6. P. 133–138.
- <sup>4140</sup> Scott C., Pandey G., Hartley C.J., Jackson C.J., Cheesman M.J., Taylor M.C., Pandey R., Khurana J.L., Teese M., Coppin C.W. The enzymatic basis for pesticide bioremediation. *Indian Journal of Microbiology*. 2008. Vol. 48. P. 65–79.
- <sup>4141</sup> Nguyen N.K., Dörfler U., Welzl G., Munch J.C., Schroll R., Suhadolc M. Large variation in glyphosate mineralization in 21 different agricultural soils explained by soil properties. *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 627. P. 544–552.
- <sup>4142</sup> Hoagland R.E., Zablutowicz R.M., Hall J.C. Pesticide Metabolism in Plants and Microorganisms: An Overview. In *Pesticide Biotransformation in Plants and Microorganisms*; Hall J.C., Hoagland R.E., Zablutowicz R.M., Eds.; ACS Symposium Series; American Chemical Society: Washington, DC, USA. 2000. P. 2–27.
- <sup>4143</sup> Chuang C.S., Yang K.W., Yen C.M., Lin C.L., Kao C.H. Risk of Seizures in Patients with Organophosphate Poisoning: A Nationwide Population-Based study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2019. Vol. 16. e3147.
- <sup>4144</sup> Landmeyer J.E. *Phytoremediation of Contaminated Groundwater*. New York: Springer. 2012. 489 p.
- <sup>4145</sup> Guerin T.F. Natural attenuation of metabolites of a chlorinated pesticide in soil. *International Journal of Environmental Studies*. 2005. Vol. 62. P. 235–248.
- <sup>4146</sup> Gangola S., Sharma A., Bhatt P., Khati P., Chaudhary P. Presence of esterase and laccase in *Bacillus subtilis* facilitates biodegradation and detoxification of cypermethrin. *Scientific Reports*. 2018. № 8. e12755.

- 
- <sup>4147</sup> Ensley S. Pyrethrins and pyrethroids. In *Veterinary Toxicology*, 2nd ed.; Gupta, R.C., Ed.; Academic Press: Cambridge, MA, USA, 2007. P. 494–498.
- <sup>4148</sup> Sarwar M. Information on Activities Regarding Biochemical Pesticides: An Ecological Friendly Plant Protection against Insects. *International Journal of Advanced Research in Science, Engineering and Technology*. 2015. № 1. P. 27–31.
- <sup>4149</sup> Koivisto E., Santangeli A., Koivisto P., Korkolainen T., Vuorisalo T., Hanski I.K., Loivamaa I., Koivisto S. The prevalence and correlates of anticoagulant rodenticide exposure in non-target predators and scavengers in Finland. *Science of the Total Environment*. 2018. Vol. 642. P. 701–707.
- <sup>4150</sup> Betancur-Corredor B., Pino N.J., Cardona S., Penuela G.A. Evaluation of biostimulation and Tween 80 addition for the bioremediation of long-term DDT-contaminated soil. *Journal of Environmental Sciences*. 2015. Vol. 28. P. 101–109.
- <sup>4151</sup> Chang Y., Kwon Y., Kim S., Lee I., Bae B. Enhanced degradation of 2,4,6-trinitrotoluene (TNT) in a soil column planted with Indian mallow (*Abutilon avicennae*). *Journal of Bioscience and Bioengineering* 2003. Vol. 97. P. 99–103.
- <sup>4152</sup> Lee I., Baek K., Kim H., Kim S., Kim J., Kwon Y., Chang Y., Bae B. Phytoremediation of soil co-contaminated with heavy metals and TNT using four plant species. *Journal of Environmental Science and Health Part A*. 2007. Vol. 42 (13). P. 2039–2045.
- <sup>4153</sup> Best E.P.H., Sprecher S.L., Larson S.L., Fredrickson H.L., Bader D.F. Environmental behavior of explosives in groundwater from the Milan Army Ammunition Plant in aquatic and wetland plant treatments. Uptake and fate of TNT and RDX in plants. *Chemosphere*. 1999. Vol. 39. P. 2057–2072.
- <sup>4154</sup> Baćmaga M., Wyszowska J., Kucharski J. Biostimulation as a process aiding tebuconazole degradation in soil. *Journal of Soils and Sediments*. 2019. Vol. 19. P. 3728–3741.
- <sup>4155</sup> Sun T., Miao J., Saleem M., Zhang H., Yang Y., Zhang Q. Bacterial compatibility and immobilization with biochar improved tebuconazole degradation, soil microbiome composition and functioning. *Journal of Hazardous Materials*. 2020. Vol. 398. e122941.
- <sup>4156</sup> Rylott E.L., Budarina M.V., Barker A., Lorenz A., Strand S.E., Bruce N.C. Engineering plants for the phytoremediation of RDX in the presence of the co-contaminating explosive TNT. *New Phytologist*. 2011. Vol. 192 (2). P. 405–413.
- <sup>4157</sup> Strand S.E., Doty S.L., Bruce N. Engineering transgenic plants for the sustained containment and in situ treatment of energetic materials. *Strategic Research and Development Program, Project ER*. Final Report. 2009. 8 p.
- <sup>4158</sup> Nepovim A., Hebner A., Soudek P, Gerth A., Thomas H., Smrcek S., Vanek T. Degradation of 2,4,6-trinitrotoluene by selected helophytes. *Chemosphere*. 2005. Vol. 60. P. 1454–1461.
- <sup>4159</sup> Vanek T., Nepovim A., Podlipna R., Hebner A., Vavrikova Z., Gerth A., Thomas H., Smrcek S. Phytoremediation of explosives in toxic wastes. *Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation*. 2006. Vol. 69. P. 455–465.
- <sup>4160</sup> Bhadra R., Wayment D.G., Williams R.K., Barman S.N., Stone M.B., Hughes J.B., Shanks J.V. Studies on plant-mediated fate of the explosives RDX and HMX. *Chemosphere*. 2001. Vol. 44. P. 1259–1264.
- <sup>4161</sup> Hughes J.B., Shanks J., Vanderford M., Lauritzen J., Bhadra R. Transformation of TNT by aquatic plants and plant tissue cultures. *Environmental Science and Technology*. 1997. Vol. 31. P. 266–271.

- 
- <sup>4162</sup> Thompson P, Ramer L., Schnoor J. Uptake and transformation of TNT by hybrid poplar trees. *Environmental Science and Technology*. 1999. Vol. 32 (7). P. 975–980.
- <sup>4163</sup> Kiker J.H., Larson S., Moses D.D., Sellers R. Use of engineered wetlands to phytoremediate explosives contaminated surface water at the Iowa Army Ammunition Plant, Middletown, Iowa. *Proceedings of the 2001 International Containment and Remediation Technology Conference and Exhibition*. 2001. <http://www.containment.fsu.edu/cd/content/pdf/416.pdf>. P. 409.
- <sup>4164</sup> Benbatla S. Isolation of biosurfactants producing bacteria from oil contaminated soils, November Boumerdes 35000. *Alger* 1995. P. 289–294.
- <sup>4165</sup> Adamia G., Ghogheridze M., Graves D., Khatisashvili G., Kvesitadze G., Lomidze E., Ugrekhelidze D., Zaalishvili G. Absorption, distribution and transformation of TNT in higher plants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2006. Vol. 64. P. 136–145.
- <sup>4166</sup> Lu X., Zhang, T., Fang, H.H., Leung, K., and Zhang, G., Biodegradation of naphthalene by enriched marine denitrifying bacteria. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2011. Vol. 65. P. 204–211.
- <sup>4167</sup> Torstensen L., Mikaelpell O., Bostenberg C. Need of a strategy for evaluation of arable soil quality. *Environmental Pollution*. 1998. Vol. 27. P. 4–7.
- <sup>4168</sup> Odukkathil G., Vasudevan N. Residues of endosulfan in surface and subsurface agricultural soil and its bioremediation. *Journal of Environmental Management*. 2016. Vol. 165. P. 72–80.
- <sup>4169</sup> Rahman K.S.M., Banat I.M., Thahira J., Thayumanavan T., Lakshmanaperumalsamy P. Bioremediation of gasoline contaminated soil by a bacterial consortium amended with poultry litter, coir pith and rhamnolipid biosurfactant. *Bioresource Technology*. 2002. Vol. 81(1). P. 25–32.
- <sup>4170</sup> Udo E.J., Fayemi A.A. The effect of oil pollution on germination, growth and nutrient uptake of corn. *Journal of Environmental Quality*. 1975. Vol. 4. P. 5377–5540.
- <sup>4171</sup> Chen L., Long X., Zhang Z., Zheng X., Rengel Z., Liu Z. Cadmium accumulation and translocation in two *Jerusalem artichoke* (*Helianthus tuberosus* L.) cultivars. *Pedosphere*. 2011. Vol. 21 (5). P. 573–580.
- <sup>4172</sup> Vila M., Mehier S., Lorber-Pascal S., Laurent F. Phytotoxicity to and uptake of RDX by rice. *Environmental Pollution*. 2007. Vol. 145. P. 813–817.
- <sup>4173</sup> Bhardwaj P., Singh K.R., Jadeja N.B., Phale P.S., Kapley A. Atrazine Bioremediation and Its Influence on Soil Microbial Diversity by Metagenomics Analysis. *Indian Journal of Microbiology*. 2020. Vol. 60. P. 388–391.
- <sup>4174</sup> Villaverde J., Rubio-Bellido M., Lara-Moreno A., Merchan F., Morillo E. Combined use of microbial consortia isolated from different agricultural soils and cyclodextrin as a bioremediation technique for herbicide contaminated soils. *Chemosphere*. 2018. Vol. 193. P. 118–125.
- <sup>4175</sup> Jordahl J.L., Foster L., Schnoor J.L., Alvarez P.J.J. Effect of hybrid poplar trees on microbial populations important to hazardous waste bioremediation. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1997. Vol. 16. P. 1318.
- <sup>4176</sup> Rubinos D.A., Villasuso R., Muniategui S., Barral M.T., Díaz-Fierros F. Using the Landfarming Technique to Remediate Soils Contaminated with Hexachlorocyclohexane Isomers. *Water Air Soil Pollution*. 2007. Vol. 181. P. 385–399.
- <sup>4177</sup> Gennarob P.D., Morena B., Annoni E., García-Rodríguez S., Bestetti G., Benitez E. Dynamic changes in bacterial community structure and in naphthalene dioxygenase expression in

---

vermicompost-amended PAH-contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*. 2009. Vol. 172. P. 1464–1469.

<sup>4178</sup> Boethling R.S., Alexander M. Effect of concentration of organic chemicals on their biodegradation by natural microbial communities. *Applied and Environmental Microbiology*. 1979. Vol. 37. P. 1211–1216.

<sup>4179</sup> Durringer J.M., Craig A.M., Smith D.J., Chaney R.L. Uptake and transformation of soil [C-14]-trinitrotoluene by cool-season grasses. *Environmental Science and Technology*. 2010. Vol. 44 (16). P. 6325–6330.

<sup>4180</sup> Department of Toxic Substances Control California Environmental Protection Agency. Proven Technologies and Remedies Guidance Remediation of Chlorinated Volatile Organic Compounds in Soil; California Environmental Protection: Sacramento, CA, USA, 2010. P. 7–24.

<sup>4181</sup> Erdoğan E.E., Sahin F., and Karac A. Determination of petroleum-degrading bacteria isolated from crude oil-contaminated soil in Turkey. *African Journal of Biotechnology*. 2012. Vol. 11. P. 4853–4859.

<sup>4182</sup> Just C.L., Schnoor J.L. Phytophotolysis of hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) in leaves of Reed canary grass. *Environmental Science and Technology*. 2004. Vol. 38 (1). P. 290–295.

<sup>4183</sup> Lloyd Jones G., Laurie A.D., Hunter D.W.F., Fraser R., Analysis of catabolic genes for naphthalene and phenanthrene degradation in contaminated New Zealand soils. *FEMS Microbiology Ecology*. 1999. Vol. 29. P. 69–79.

<sup>4184</sup> Wang C.H., Lyon D.Y., Hughes J.B., Bennett G.N. Role of hydroxylamine intermediates in the phytotransformation of 2,4,6-trinitrotoluene by *Myriophyllum aquaticum*. *Environmental Science and Technology*. 2003. Vol. 37. P. 3595–3600.

<sup>4185</sup> Bouchez M., Blanchet D., Vandecasteele J.P., Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by pure strains and by defined strain associations: inhibition phenomena and cometabolism. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 1995. Vol. 43. P. 156–164.

<sup>4186</sup> Thompson P.L., Ramer L.A., Schnoor J.L. 1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine (RDX) translocation in hybrid poplar trees. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 1999. Vol. 18 (2). P. 279–284.

<sup>4187</sup> French C.E., Rosser S.J., Davies G.J., Nicklin S., Bruce N.C. Biodegradation of explosives by transgenic plants expressing pentaerythritol tetranitrate reductase. *Nature Biotechnology*. 1999. Vol. 17. P. 491–494.

<sup>4188</sup> Hannink N., Rosser S.J., French C.E., Basran A., Murray J.A.H., Nicklin S., Bruce N.C. Phytodetoxification of TNT by transgenic plants expressing a bacterial nitroreductase. *Nature Biotechnology*. 2001. Vol. 19. P. 1168–1172.

<sup>4189</sup> Pieper D.H., Reineke W. Engineering bacteria for bioremediation. *Current Opinion in Biotechnology*. 2000. Vol. 11. P. 379–388.

<sup>4190</sup> Van Aken B., Yoon J.M., Just C.L., Schnoor J.L. Metabolism and mineralization of hexahydro 1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine inside poplar tissues (*Populus deltoides* X *nigra* DN-34). *Environmental Science and Technology*. 2004. Vol. 38. P. 4572–4579.

<sup>4191</sup> Vila M., Lorber-Pascal S., Laurent F. Fate of RDX and TNT in agronomic plants. *Environmental Pollution*. 2007. Vol. 148. P. 148–154.

<sup>4192</sup> McCown B.H., Deneke F.J., Richard W.E., Tierzen L. The response of Alaskan terrestrial plant communities to the presence of petroleum. *Environmental Pollution*. 1972. Vol. 1. P. 34–43.

- 
- <sup>4193</sup> Vila M., Lorber-Pascal S., Laurent F. Phytotoxicity to and uptake of TNT by rice. *Environmental Geochemistry and Health*. 2008. Vol. 30 (2). P. 199–203.
- <sup>4194</sup> Siciliano S.D., Germida J.J. Mechanisms of phytoremediation: Biochemical and ecological interactions between plants and bacteria. *Environmental Reviews*. 1998. №6. P. 65–79.
- <sup>4195</sup> Raimondo E.E., Saez J.M., Aparicio J.D., Fuentes M.S., Benimeli C.S. Bioremediation of lindane-contaminated soils by combining of bioaugmentation and biostimulation: Effective scaling-up from microcosms to mesocosms. *Journal of Environmental Management*. 2020. Vol. 276. e111309.
- <sup>4196</sup> Deveryshetty J., Phale P.S., Biodegradation of phenanthrene by *Pseudomonas* sp. strain PPD: purification and characterization of 1-hydroxy-2-naphthoic acid dioxygenase. *Microbiology (UK)*. 2009. Vol. 155. P. 3083–3091.
- <sup>4197</sup> Schnoor J.L., Light L.A., McCutcheon S.C., Wolfe N.L., Carreia L.H. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environmental Science & Technology*. 1995. Vol. 29. P. 318A–323A.
- <sup>4198</sup> Pothuluri J.V., Cerniglia C.E. Microbial metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons. In: Chaudry GR, editor. *Biological Degradation and Remediation of Toxic Chemicals*. Portland, Oregon: Dioscorides Press. 1994. P. 92–124.
- <sup>4199</sup> Briggs G.G., Bromilow R.H., Evans A.A. Relationship between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionized chemicals by barley. *Pesticide Science*. 1982. Vol. 13. P. 495–504.
- <sup>4200</sup> Baczynski T.P., Pleissner D., Grotenhuis T. Anaerobic biodegradation of organochlorine pesticides in contaminated soil-Significance of temperature and availability. *Chemosphere*. 2010. Vol. 78. P. 22–28.
- <sup>4201</sup> Salunkhe V.P., Sawant I.S., Banerjee K., Wadkar P.N., Sawant S.D. Enhanced Dissipation of Triazole and Multiclass Pesticide Residues on Grapes after Foliar Application of Grapevine-Associated *Bacillus* Species. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 2015. Vol. 63. P. 10736–10746.
- <sup>4202</sup> Bento F.M., Camargo F.A.O., Okeke B.C., Frankenberger W.T. Comparative bioremediation of soils contaminated with diesel oil by natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation. *Bioresource Technology*. 2005. Vol. 96. P. 1049–1055.
- <sup>4203</sup> Farrell R.E., Germida J.J. *Phytotechnologies: Plant Based System for the Remediation of Oil Impacted Soils*. Saskatoon, SK, Canada: Department of Soil Science, University of Saskatchewan. 2000. P. 9–32.
- <sup>4204</sup> Van Dillewijn P, Couselo J.L., Corredoira E., Delgado A., Wittich R., Ballester A., Ramos J.L. Bioremediation of 2,4,6-trinitrotoluene by bacterial nitroreductase expressing transgenic aspen. *Environmental Science and Technology*. 2008. Vol. 42. P. 7405–7410.
- <sup>4205</sup> Langbehn A, Steinhart H. Biodegradation studies of hydrocarbons in soils by analyzing metabolites formed. *Chemosphere*. 1995. Vol. 30. P. 855–868.
- <sup>4206</sup> Macnaughton S.J., Stephen J.R., Venosa A.D., Davis G.A., Chang Y.J., White D.C. Microbial population changes during bioremediation of an experimental oil spill. *Applied and Environmental Microbiology*. 1999. Vol. 65. P. 3566–3574.
- <sup>4207</sup> Adams R.S., Ellis R. Some physical and chemical changes in soil brought about by saturation with natural gas. *Soil Science Society of America Proceedings*. 1960. Vol. 24. P. 41–44.
- <sup>4208</sup> Varjani S., Kumar G., Rene E.R. Developments in biochar application for pesticide remediation: Current knowledge and future research directions. *Journal of Environmental Management*. 2019. Vol. 232. P. 505–513.



- 
- <sup>4209</sup> Baud-Grasset F., Baud-Grasset S., Saffernan S.I. Evaluation of the bioremediation of a contaminated soil with phytotoxicity tests. *Chemosphere*. 1993. Vol. 26. P. 1365–1374.
- <sup>4210</sup> Wiltse C.C., Rooney W.L., Chen Z., Schwab A.P., Banks M.K. Greenhouse evaluation of agronomic and crude oil-phytoremediation potential among alfalfa genotypes. *Journal of Environmental Quality*. 1998. Vol. 27. P. 169–173.
- <sup>4211</sup> Bollag J.M., Mertz T., Otjen L. Role of microorganisms in soil remediation. In: Anderson TA, Coats JR, editors. *Bioremediation through Rhizosphere Technology*. ACS Symposium Series 563. American Chemical Society. York, PA: Maple Press. 1994. P. 2–10.
- <sup>4212</sup> Baczynski T.P., Pleissner D., Krylow M. Bioremediation of Chlorinated Pesticides in Field-Contaminated Soils and Suitability of Tenax Solid-Phase Extraction as a Predictor of Its Effectiveness. *Clean Soilairwater*. 2012. Vol. 40. P. 864–869.
- <sup>4213</sup> Fang H., Deng Y., Ge Q., Mei J., Zhang H., Wang H., Yu Y. Biodegradability and ecological safety assessment of *Stenotrophomonas* sp. DDT-1 in the DDT-contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2018. Vol. 158. P. 145–153.
- <sup>4214</sup> Das D., Datta R., Markis K.C., Sakar D. Vetiver grass is capable of removing TNT from soil in the presence of urea. *Environmental Pollution*. 2010. Vol. 158. P. 1980–1983.
- <sup>4215</sup> Markis K.C., Shakya K.M., Datta R., Sarkar D., Pachanoor D. High uptake of 2,4,6-trinitrotoluene by *Vetiver grass* – potential for phytoremediation? *Environmental Pollution* 2007. Vol. 146. P. 1–4.
- <sup>4216</sup> Markis K.C., Shakya K.M., Datta R., Pachanoor D. Chemically catalyzed uptake of 2,4,6-trinitrotoluene by *Vetiveria zizanoides*. *Environmental Pollution* 2007. Vol. 148. P. 101–106.
- <sup>4217</sup> Ewies J.B., Erges S.J., Chang D.P.Y., Schroeder E.D. *Bioremediation Principles*. Toronto: McGraw-Hill, Inc.; 1998. P. 11–34.
- <sup>4218</sup> Gibson D.T., Subramanian V. Microbial degradation of aromatic hydrocarbons. In: Gibson DT, editor. *Microbial Degradation of Organic Compounds*. New York: Marcel Dekker; 1984. P. 181–252.
- <sup>4219</sup> Sutherland J.B. Detoxification of polycyclic aromatic hydrocarbons by fungi. *Journal of Industrial Microbiology*. 1992. № 9. P. 53–62.
- <sup>4220</sup> Marecik R., Bialas W., Cyplik P, Lawniczak L., Chrzanowski L. Phytoremediation potential of three wetland plant species toward atrazine in environmentally relevant concentrations. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2012. Vol. 21 (3). P. 697–702.
- <sup>4221</sup> Wang Q., Zhang W., Li C., Xiao B. Phytoremediation of atrazine by three emergent hydrophytes in a hydroponic system. *Water Science and Technology*. 2012. Vol. 66 (6). P. 1282–1288.
- <sup>4222</sup> Henderson K.L.D., Belden J.B., Zhao S., Coats J.R. Phytoremediation of pesticide wastes in soil. *Zeitschrift für Naturforschung Section C – a Journal of Biosciences*. 2006. Vol. 61 (3–4). P. 213–221.
- <sup>4223</sup> Smith K.E., Putnam R.A., Phaneuf C., Lanza G.R., Dhankher O.P, Clark J.M. Selection of plants for optimization of vegetative filter strips treating runoff from turfgrass. *Journal of Environmental Quality*. 2008. Vol. 37 (5). P. 1855–1861.
- <sup>4224</sup> Mukhejee I., Kumar A. Phytoextraction of endosulfan a remediation technique. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2012. Vol. 88 (2). P. 250–254.
- <sup>4225</sup> Glick B.R. The enhancement of plant growth by free living bacteria. *Canadian Journal of Microbiology*. 1995. Vol. 41. P. 109–117.

- 
- <sup>4226</sup> Olette R., Couderchet M., Biagiante S., Eullaffroy P. Toxicity and removal of pesticides by selected aquatic plants. *Chemosphere*. 2008. Vol. 70 (8). P. 1414–1421.
- <sup>4227</sup> Rice P.J., Anderson T.A., Coats J.R. Phytoremediation of herbicide-contaminated water with aquatic plants. Presented at the 212th American Chemical Society National Meeting, Orlando, FL. 1996. 7 p.
- <sup>4228</sup> O’Sullivan D.J., O’Gara F. Traits of fluorescent *Pseudomonas* spp. involved in suppression of plant pathogens. *Microbiological Reviews*. 1992. Vol. 15. P. 662–676.
- <sup>4229</sup> Pérez-Lucas G., Vela N., El Aatik A., Navarro S. Environmental Risk of Groundwater Pollution by Pesticide Leaching through the Soil Profile. In *Pesticides-Use and Misuse and Their Impact in the Environment*; Larramendy, M., Soloneski, S., Eds.; IntechOpen: London, UK, 2020. P. 1–15.
- <sup>4230</sup> Lyman W.J., Reidy P.J., Levy B. *Mobility and Degradation of Organic Contaminants in Subsurface Environments*. Beltsville, Maryland and Washington, D.C., United States: C.K. Somley, Inc; 1992. 395 p.
- <sup>4231</sup> De Souza A.J., De Andrade P.A.M., De Araújo Pereira A.P., Andreote F.D., Tornisiello V.L., Regitano J.B. The depleted mineralization of the fungicide chlorothalonil derived from loss in soil microbial diversity. *Scientific Reports*. 2017. № 7. e14646.
- <sup>4232</sup> Rasolomanana J.L., Balandreau J. Role de la rhizosphere dans la biodegradation decomposes recalcitrants: cas d’une riziere polluee par des residus petroliers. *Revue D’ Ecologie et de Biologie du sol*. 1987. Vol. 24(3). P. 443–457.
- <sup>4233</sup> Gavrilesco M. Fate of Pesticides in the Environment and its Bioremediation. *Engineering in Life Sciences*. 2005. № 5. P. 497–526
- <sup>4234</sup> Dosnon-Olette R., Couderchet M., Oturan M., Oturan N., Eullaffroy P. Potential use of *Lemna minor* for the phytoremediation of isoproturon and glyphosate. *International Journal of Phytoremediation*. 2011. Vol. 13 (6). P. 601–612.
- <sup>4235</sup> Gao J., Garrison A.W., Hoehamer C., Mazur C., Wolfe N.L. Bioremediation of organophosphate pesticides using axenic plant tissue cultures and tissue extracts. *Poster abstract at 3rd Annual International Conference on Phytoremediation*, Houston. 1998. 5 p.
- <sup>4236</sup> Van Loon L.C., Bakker P.A.H.M., Pieterse C.M.J. Systemic resistance induced by rhizosphere bacteria. *Annual Review of Phytopathology*. 1998;36:453-485
- <sup>4237</sup> Huang X.D., El-Alawi Y., Penrose D.M., Glick B.R., Greenberg B.M. A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils. *Environmental Pollution*. 2004. Vol. 130. P. 465–476.
- <sup>4238</sup> Konda L.N., Czinkota I., Füleky G., Morovján G. Modeling of Single-Step and Multistep Adsorption Isotherms of Organic Pesticides on Soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 2002. Vol. 50. P. 7326–7331.
- <sup>4239</sup> Riser-Roberts E. *Remediation of Petroleum Contaminated Soils: Biological Physical and Chemical Processes*. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. 1998. 542 p.
- <sup>4240</sup> Pilon-Smith WAH. Phytoremediation. *Annual Reviews in Plant Biology*. 2005. Vol. 56. P. 15–39.
- <sup>4241</sup> Turgut C. Uptake and modeling of pesticides by roots and shoots of parrotfeather (*Myriophyllum aquaticum*). *Environmental Science and Pollution Research*. 2005. Vol. 12 (6). P. 342–346.
- <sup>4242</sup> Yu Y.L., Wu X.M., Li S.N., Fang H., Zhan H.Y., Yu J.Q. An exploration of the relationship between adsorption and bioavailability of pesticides in soil to earthworm. *Environmental Pollution*. 2006. Vol. 141. P. 428–433.

---

<sup>4243</sup> Hoagland R.E., Zablotowicz R.M., Locke M.A. Propanil metabolism by rhizosphere microflora. In T.A. Anderson and J.R. Coats (Eds.) *Bioremediation through Rhizosphere Technology*, ACS Symposium Series 563. Washington, DC: American Chemical Society. 1994. P. 96–104.

<sup>4244</sup> Moore M.T., Kroeger R. Effect of three insecticides and two herbicides on rice (*Oryza sativa*) seedling germination and growth. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2010. Vol. 59 (4). P. 574–581.

<sup>4245</sup> Reddy B.R., Sethunathan N. Mineralization of Parathion in the rice rhizosphere. *Applied and Environmental Microbiology* 1983. Vol. 45. P. 826–829.

<sup>4246</sup> Albright I.V., Coats J. Disposition of atrazine metabolites following uptake and degradation of atrazine in Switchgrass. *International Journal of Phytoremediation* 2014. Vol. 16 (1). P. 62–72.

<sup>4247</sup> Burken J.G., Schnoor J.L. Uptake and fate of organic contaminants by hybrid poplar trees. In *Proceedings, 213th ACS National Meeting, American Chemical Society Environmental Division Symposia, San Francisco*. 1997. P. 302–304.

<sup>4248</sup> Walton B.T., Holyman A.M., Perez M.M., Anderson T.A., Johnson T.R., Christman R.F. Rhizosphere microbial communities as a plant defense against toxic substances in soils. In: Anderson TA, Coats JR, editors. *Bioremediation through Rhizosphere Technology*. Washington D.C.: American Chemical Society. 1994. P. 42–92.

<sup>4249</sup> Alfonso L.F., Germán G.V., del Carmen, P.C.M., Hossein G. Adsorption of organophosphorus pesticides in tropical soils: The case of karst landscape of northwestern Yucatan. *Chemosphere* 2017. Vol. 166. P. 292–299.

<sup>4250</sup> Hsu T.S., Bartha R. Accelerated mineralization of two organophosphate insecticides in the rhizosphere. *Applied Environmental Microbiology*. 1979. Vol. 37. P. 36–41.

<sup>4251</sup> Choudhary N.K., Fletcher R.H., Somurel S.B. Systematic review: The relationship between clinical experience and quality of health care. *Annals of International Medical and Dental Research*. 2005;. Vol. 142. P. 260–273.

<sup>4252</sup> Siampiringue M., Chahboune R., Wong-Wah-Chung P., Sarakha M. Carbaryl Photochemical Degradation on Soil Model Surfaces. *Soil Systems*. 2019. № 3. P. 17.

<sup>4253</sup> Romeh A. Phytoremediation of water and soil contaminated with Imidacloprid pesticide by *Plantago major*, L. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 12 (2). P. 188–199.

<sup>4254</sup> Zhang M., Guo P., Wu B., Guo S. Change in soil ion content and soil water-holding capacity during electro-bioremediation of petroleum contaminated saline soil. *Journal of Hazardous Materials*. 2020. Vol. 387. e122003.

<sup>4255</sup> Whipps J.M. Carbon economy. *The Rhizosphere*. 1990. P. 59–97.

<sup>4256</sup> Black H. Absorbing possibilities: phytoremediation. *Environmental Health Perspectives*. 1995. Vol. 103. P. 1106–1108.

<sup>4257</sup> Hontzeas N. Expression and characterization of 1-ACC deaminase from the rhizobacterium *Pseudomonas putida* UW4: A key enzyme in bacterial plant growth promotion. *Biochimica et Biophysica Acta*. 2004. Vol. 1703. P. 11–19.

<sup>4258</sup> Paterson K.G., Schnoor J.L. Fate of alachlor and atrazine in riparian zone field site. *Water Environment Research*. 1992. Vol. 64. P. 274–283.

<sup>4259</sup> Sand Creek. Personal communication with Christopher Rog, Bart Sexton, and Mark Dawson, Sand Creek Consultants, 108 E. Davenport I Rhinelander. 2013. Wi 54501.

- 
- <sup>4260</sup> Schnoor J.L. *Phytoremediation*. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center Technology Evaluation. 1997. Report TE-98-01.
- <sup>4261</sup> Soulas G., Lagacherie B. Modelling of microbial degradation of pesticides in soils. *Biology and Fertility of Soils*. 2001. Vol. 33. P. 551–557.
- <sup>4262</sup> Warsaw A., Fernandez R.T., Kort D.R., Cregg B.M., Rowe B., Vandervoort C. Remediation of metalaxyl, trifluralin, and nitrate from nursery runoff using container-grown woody ornamentals and phytoremediation areas. *Ecological Engineering*. 2012. A 1. P. 254–263.
- <sup>4263</sup> Conger R.M. Black Willow (*Salix nigra*) Use in phytoremediation techniques to remove the herbicide Bentazon from shallow groundwater. Dissertation, Louisiana State University, Baton Rouge. 2003. 131 p.
- <sup>4264</sup> Conger R.M., Portier R.J. Before-after control-impact paired modeling of groundwater bentazon treatment at a phytoremediation site. *Remediation Journal* 2006. Vol. 17 (1). P. 81–96.
- <sup>4265</sup> Mayak S., Tirosh T., Glick B.R. Plant growth-promoting bacteria confer resistance in tomato plants to salt stress. *Plant Physiology and Biochemistry*. 2004. Vol. 42. P. 565–572.
- <sup>4266</sup> Glick B.R. Using soil bacteria to facilitate phytoremediation. *Biotechnology Advances*. 2010. Vol. 28(3). P. 367–374.
- <sup>4267</sup> Singer A.C., Crowley D.E., Thompson I.P. Secondary plant metabolites in phytoremediation and biotransformation. *Trends in Biotechnology*. 2003. Vol. 21(3). P. 123–130.
- <sup>4268</sup> Lammoglia S.K., Brun F., Quemar T., Moeys J., Barriuso E., Gabrielle B., Mamy L. Modelling pesticides leaching in cropping systems: Effect of uncertainties in climate, agricultural practices, soil and pesticide properties. *Environmental Modelling & Software*. 2018. Vol. 109. P. 342–352.
- <sup>4269</sup> Kloepper J.W., Schroth M.N. Proceedings of the 4th International Conference on Plant Pathogenic Bacteria. Vol. 2. Station de Pathologie Vegetale et Phytobacteriologie; 1978. P. 879–882.
- <sup>4270</sup> Wang H.S., Chen Z.J., Wei W., Man Y.B., Giesy J.P., Du J., Zhang G., Wong C.K.C., Wong M.H. Concentrations of organochlorine pesticides (OCPs) in human blood plasma from Hong Kong: Markers of exposure and sources from fish. *Environment International*. 2013. Vol. 54. P. 18–25.
- <sup>4271</sup> McGrath S.P., Zhao F.-J. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*. 2003. Vol. 14. P. 277–282.
- <sup>4272</sup> Abaga N., Dousset S., Munier-Lamy C., Billet D. Effectiveness of *Vetiver grass* (*Vetiveria zizanioides* L. Nash) for phytoremediation of endosulfan in two cotton soils from Burkina Faso. *International Journal of Phytoremediation*. 2014. Vol. 16 (1). P. 95–108.
- <sup>4273</sup> Marcacci S., Schwitzguébel J.-P. Using plant phylogeny to predict detoxification of triazine herbicides. In *Phytoremediation: Methods and Reviews*. Totowa, N.J.: Humana Press. 2007. P. 38–62.
- <sup>4274</sup> Wang W., Huang M.J., Wu F.Y., Kang Y., Wang H.S., Cheung K.C., Wong M.H. Risk assessment of bioaccessible organochlorine pesticides exposure via indoor and outdoor dust. *Atmospheric Environment*. 2013. Vol. 77. P. 525–533.
- <sup>4275</sup> Glick B.R. Bacterial ACC deaminase and the alleviation of the plant stress. *Advances in Applied Microbiology*. 2004. Vol. 56. P. 291–312.
- <sup>4276</sup> Sergeeva E., Shah S., Glick B.R. Tolerance of transgenic canola expressing a bacterial ACC deaminase gene to high concentration of salt. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. 2006. Vol. 22. P. 277–282.

- 
- <sup>4277</sup> Smith K.E., Schwab A.R. et al. Phytoremediation of polychlorinated biphenyl (PCB)-contaminated sediment: a greenhouse feasibility study. *Journal of Environmental Quality*. 2007. Vol. 36 (1). P. 239–244.
- <sup>4278</sup> Ficko S.A., Rutter A., Zeeb B.A. Potential for phytoextraction of PCBs from contaminated soils using weeds. *Science of the Total Environment*. 2010. Vol. 408 (16). P. 3469–3476.
- <sup>4279</sup> Environmental Protection Agency. The Quality of Our Nations Waters: A Summary of the National Water Quality Inventory: 1998 Report to Congress. EPA 84100001. Office of Water, U. S. Environmental Protection Agency; 2000. 51 p.
- <sup>4280</sup> Wilson M.A. Ecosystem Services at Superfund Redevelopment Sites. Prepared for U.S. EPA, Office of Solid Waste and Emergency Response, Policy Analysis and Regulatory Management Staff; 2004. P. 10–32.
- <sup>4281</sup> Bogdevich O., Cadocinicov O. Elimination of acute risks from obsolete pesticides in Moldova: phytoremediation experiment at a former pesticide storehouse. In *Application of Phytotechnologies for Cleanup of Industrial, Agricultural, and Wastewater Contamination*. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. 2010. P. 61–85.
- <sup>4282</sup> Isleyen M., Sevim P, Hawthorne J., Berger W., White J.C. Inheritance profile of weathered Chlordane and PP-DDT accumulation by *Cucurbita pepo* hybrids. *International Journal of Phytoremediation* 2013. Vol. 15. P. 861–876.
- <sup>4283</sup> Lunney A.I., Zeeb B.A., Reimer K.J. Uptake of weathered DDT in vascular plants: potential for phytoremediation. *Environmental Science and Technology*. 2004. Vol. 38. P. 6147–6154.
- <sup>4284</sup> Mattina M.J.I., Eitzer B.D., Iannucci-Berger W., Lee W.Y., White J.C. Plant uptake and translocation of highly weathered, soil-bound technical chlordane residues: data from field and rhizotron studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2004. Vol. 23. P. 2756–2762.
- <sup>4285</sup> Chapelle F.H. Ground Water Microbiology and Geochemistry. U.S. Geological Survey in Columbia, South Carolina: John Wiley and Sons, Inc. 1992. 424 p.
- <sup>4286</sup> Burges A., Alkorta I., Epelde L., Garbisu C. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. *International Journal of Phytoremediation*. 2017. Vol. 20(4). P. 384–397.
- <sup>4287</sup> Zeeb B.A., Amphlett J.S., Rutter A., Reimer K.J. Potential for phytoremediation of polychlorinated biphenyl-(PCB)-contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation* 2006 Vol. 8 (3). P. 199–221.
- <sup>4288</sup> Kelsey J.W., Colino A., Koberle M., White J.C. Growth conditions impact 2,2-bis (p-chlorophenyl)-1,1-dichloroethylene (p,p-DDE) accumulation by *Cucurbita pepo*. *International Journal of Phytoremediation*. 2006. Vol. 8 (3). P. 261–271.
- <sup>4289</sup> Nowak D.J., Crane D.E. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*. 2002. Vol. 116. P. 381–389.
- <sup>4290</sup> Alkorta I., Garbisu C. Phytoremediation of organic contaminants in soils. *Bioresource Technology*. 2001. Vol. 79. P. 273–276.
- <sup>4291</sup> Whitfield Aslund M.L., Zeeb B.A., Rutter A., Reimer K.J. In situ phytoextraction of polychlorinated biphenyl (PCB) contaminated soil. *Science of the Total Environment*. 2007. Vol. 374 (1). P. 1–12.
- <sup>4292</sup> Whitfield Aslund M.L., Rutter A., Reimer K. J., Zeeb B.A. The effects of repeated planting, planting density, and specific transfer pathways on PCB uptake by *Cucurbita pepo* grown in field conditions. *Science of the Total Environment*. 2008. Vol. 405 (1). P. 14–25.

- <sup>4293</sup> Abhilash P.C., Dubey R.K., Tripathi V., Srivastava P., Verma J.P., Singh H.B. Remediation and management of POPs-contaminated soils in a warming climate: Challenges and perspectives. *Environmental Science and Pollution Research*. 2013. Vol. 20. P. 5879–5885.
- <sup>4294</sup> Miraglia M., Marvin H.J., Kleter G.A., Battilani P., Brera C., Coni E. Climate change and food safety: an emerging issue with special focus on Europe. *Food and Chemical Toxicology*. 2009. Vol. 47. P. 1009–1021.
- <sup>4295</sup> Weber R., Gaus C., Tysklind M., Johnston P., Forter M., Hollert H., Heinisch H., Holoubek I., Lloyd Smith M., Masunaga S., Moccarelli P., Santillo D., Seike N., Symons R., Torres J.P.M., Verta M., Varbelow G., Vijgen J., Watson A., Costner P., Woelz J., Wycisk P., Zennegg M. Dioxin and POP-contaminated sites-contemporary and future relevance and challenges. *Environmental Science and Pollution Research*. 2008. Vol. 15. P. 363–393.
- <sup>4296</sup> Campbell S., Arakaki A., Li Q. Phytoremediation of heptachlor and heptachlor epoxide in soil by Cucurbitaceae. *International Journal of Phytoremediation*. 2009. Vol. 11 (1). P. 28–38.
- <sup>4297</sup> White J. Phytoremediation of weathered p, p'-DDE residues in soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2000. Vol. 2 (2). P. 133–144.
- <sup>4298</sup> Liu Y., Hu H., Zanolli G., Xu P., Tang H.A. *Pseudomonas* sp. strain uniquely degrades PAHs and heterocyclic derivatives via lateral dioxygenation pathways. *Journal of Hazardous Materials*. 2021. Vol. 403. e123956.
- <sup>4299</sup> Wilde E.W., Brigmon R.L., Dunn D.L., Heikamp M.A., Dagnan D.C. Phytoextraction of lead from firing range soil by *Vetiver grass*. *Chemosphere*. 2005. Vol. 61. P. 1451–1457.
- <sup>4300</sup> Wang L., Wang W., Lai Q., Shao Z. Gene diversity of CYP153A and AlkB alkane hydroxylases in oil-degrading bacteria isolated from the Atlantic Ocean. *Environmental Microbiology*. 2010. № 12. P. 1230–1242.
- <sup>4301</sup> Patel V., Cheturvedula S., Madamwar D. Phenanthrene degradation by *Pseudoxanthomonas* sp. DMVP2 isolated from hydrocarbon contaminated sediment of Amlakhadi canal, Gujarat, India. *Journal of Hazardous Materials*. 2012. Vol. 201. P. 43–51.
- <sup>4302</sup> Cameselle C., Gouveia S., Phytoremediation of mixed contaminated soil enhanced with electric current. *Journal of Hazardous Materials*. 2019. Vol. 361. P. 95–102.
- <sup>4303</sup> Chirakkara R.A., Cameselle C., Reddy K.R. Assessing the applicability of phytoremediation of soils with mixed organic and heavy metal contaminants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 2016. Vol. 15(2). P. 299–326.
- <sup>4304</sup> Darajeh N., Idris A., Masoumi H.R.F., Nourani A., Truong P., Rezaia S. Phytoremediation of palm oil mill secondary effluent (POMSE) by *Chrysopogon zizanioides* (L.) using artificial neural networks. *International Journal of Phytoremediation*. 2016. Vol. 19(5). P. 413–424.
- <sup>4305</sup> Ficko S., Rutter A., Zeeb B. Phytoextraction and uptake patterns of weathered polychlorinated biphenyl-contaminated soils using three perennial weed species. *Journal of Environmental Quality*. 2011. Vol. 40 (6). P. 1870–1877.
- <sup>4306</sup> Leigh M.B., Prouzova P. Polychlorinated biphenyl (PCB)-degrading bacteria associated with trees in a PCB-contaminated site. *Applied and Environmental Microbiology* 2006. Vol. 72 (4). P. 2331–2342.
- <sup>4307</sup> Abhilash P. C., Singh N. Effect of growing *Sesamum indicum* L. on enhanced dissipation of Lindane (1, 2, 3, 4, 5, 6-Hexachlorocyclohexane) from soil. *International Journal of Phytoremediation*. 2010. Vol. 12. P. 440–453.

- <sup>4308</sup> Canales-Pastrana R.R., Paredes M. Phytoremediation Dynamic Model as an Assessment Tool in the Environmental Management. *Open Journal of Applied Sciences*. 2013. Vol. 03(02). P. 208–217.
- <sup>4309</sup> Dinh, N., Ent, A., Mulligan, D.R., Nguyen, A.V. Zinc and lead accumulation characteristics and in vivo distribution of Zn<sup>2+</sup> in the hyperaccumulator *Noccaea caerulescens* elucidated with fluorescent probes and laser confocal microscopy. *Environmental and Experimental Botany*. 2018. Vol. 147. P. 1–12.
- <sup>4310</sup> Duan J., He S., Feng Y., Yu Y., Xue L., Yang L. Floating ryegrass mat for the treatment of low-pollution wastewater. *Journal of Ecological Engineering*. 2017. Vol. 108. P. 172–178.
- <sup>4311</sup> Department of Energy (DOE) U.S. A Framework for Net Environmental Benefit Analysis for Remediation or Restoration of Petroleum-Contaminated Sites. ORNL/TM-2003/17. National Petroleum Technology Office; 2003. P. 5–17.
- <sup>4312</sup> Eid E.M., Alrumman S.A., Farahat E.A., El-Bebany A.F. Prediction models for evaluating the uptake of heavy metals by cucumbers (*Cucumis sativus* L.) grown in agricultural soils amended with sewage sludge. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2018. Vol. 190(501). P. 15–23.
- <sup>4313</sup> Cano-Reséndiz O., Rosa G.D.L., Cruz-Jiménez G., Gardea-Torresdey J.L., Robinson B.H. Evaluating the role of vegetation on the transport of contaminants associated with a mine tailing using the Phyto-DSS. *Journal of Hazardous Materials*. 2011. Vol. 189(1-2). P. 472–478.
- <sup>4314</sup> Abhilash P C., Jamila S., Singh V., Singh A., Singh N., Srivastava S.C. Occurrence and distribution of hexachlorocyclohexane isomers in vegetation samples from a contaminated area. *Chemosphere*. 2008. Vol. 72 (1). P. 79–86.
- <sup>4315</sup> Барановський В.А. Екологічна географія і екологічна картографія. К. : Фітосоціоцентр, 2001. 252 с.
- <sup>4316</sup> Іванків М.Я., Вовк С.О. Особливості акумуляції пестицидів та їх похідних у рослинному покриві поблизу складів зберігання. *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2012. № 16. С. 109–113.
- <sup>4317</sup> Куринный АИ., Пилинская М.А. Исследование пестицидов как мутагенов внешней среды. К. : Наукова думка, 1976. 115 с.
- <sup>4318</sup> Іванків М.Я., Вовк С.О. Особливості негативної дії хлорорганічних пестицидів на довкілля. *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2013. № 17 (1). С. 44–48.
- <sup>4319</sup> Утилізація та рекуперація відходів: навч. посіб. / [Бондар О. І., Горох М. П., Корінько І. В. та ін.]. К.-Х. : ДЕІ-ГТІ, 2005. 460 с.
- <sup>4320</sup> Іванків М. Я. Відновлення ґрунту, забрудненого хлорорганічними пестицидами. *Вісник Львівського національного аграрного університету: агрономія*. 2015. № 19. С. 29–34.
- <sup>4321</sup> Проблеми непридатних пестицидів в Україні: загальні відомості [Електронний ресурс] ВЕГО "МАМА-86". URL: <http://www.mama-86.org.ua/index.php/m/eliminateacuterisks/37-2021-10-05-16-55-26.html>.
- <sup>4322</sup> Петрук Р.В., Петрук В.Г., Березюк А.П. Екологічна безпека складів і сховищ отрутохімікатів і відновлення земель навколо них. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. 2013. Випуск 3 (80). С. 197–202.
- <sup>4323</sup> Ekperusi A.O., Sikoki F.D., Nwachukwu E.O. Application of common duckweed (*Lemna minor*) in phytoremediation of chemicals in the environment: State and future perspective. *Chemosphere*. 2019. Vol. 223. P. 285–309.

- <sup>4324</sup> Александров Ю.А. Основы радиационной экологии: Учебное пособие. Йошкар-Ола. 2007. С. 17–21.
- <sup>4325</sup> Турова Я., Поліщук Н., Козлюк Л., Пеньязкова О. Злочини проти екологічної безпеки. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2021. Вип. (2(90)). Р. 42–51.
- <sup>4326</sup> Гудков И.Н., Кудяшева А.Г., Москалёв А.А. Радиобиология с основами радиозкологии: учебное пособие. Сыктывкар: Изд-во СыктГУ. 2015. С. 7–14.
- <sup>4327</sup> Гродзинський Д.М. Радиобіологія: підруч. для студ. біол. спец. вищ. навч. закл.. 2-ге вид. К. : Либідь, 2001. 447 с.
- <sup>4328</sup> Алексахин Р.М. Ядерная энергетика и биосфера. М.: Энергоиздат, 1982. 215 с.
- <sup>4329</sup> Астон Ф.В. Масс-спектры и изотопы. Пер. с англ. М.: Изд-во иностр. лит. 1948. 231 с.
- <sup>4330</sup> Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2010 р. <http://www.mns.gov.ua/content/nasdopov2010.htm>.
- <sup>4331</sup> Національна доповідь про стан родючості ґрунтів України. К.: ТОВ «ВИК-ПРИНТ», 2010. 111 с.
- <sup>4332</sup> Двадцять років Чорнобильської катастрофи: підсумки та перспективи. Упоряд.: М.М. Борисик, С.М. Омелянець, О.В. Рогінець, Г.В. Халімон. Київ: Парламентське вид-во, 2006. 640 с.
- <sup>4333</sup> Бакунов Н.А. К вопросу о накоплении цезия-137 в растениях и специфике его поведения в почвах. *Агрoхимия*. 1989. № 5. С. 94.
- <sup>4334</sup> Федоров Е.А., Пристер Б.С., Романов Г.Н. Рекомендации по ведению сельского и лесного хозяйства при радиоактивном загрязнении внешней среды. Под ред. В.М. Клечковского. Москва. 1973. 101 с.
- <sup>4335</sup> Гродзенский Д.М. Радиобиология: Биологическое действие ионизирующих излучений. 3-е изд., перераб. и доп. М.: Атомиздат, 1966. 232 с.
- <sup>4336</sup> Ландшафтно-геохімічні аспекти міграції радіонуклідів. URL: [https://elib.lntu.edu.ua/sites/default/files/elib\\_upload/%D0%95%D0%9D%D0%9F\\_%D1%80%D0%B0%D0%B4%D1%96%D0%BE%D0%B5%D0%BA%D0%BE%D0%BB%D0%BE%D0%B3%D1%96%D1%8F\\_4/page9.html](https://elib.lntu.edu.ua/sites/default/files/elib_upload/%D0%95%D0%9D%D0%9F_%D1%80%D0%B0%D0%B4%D1%96%D0%BE%D0%B5%D0%BA%D0%BE%D0%BB%D0%BE%D0%B3%D1%96%D1%8F_4/page9.html)
- <sup>4337</sup> Карти забруднення радіонуклідами території України. URL: <http://chornobyl.in.ua/uk/karty-radiacia-ukraina.html>. Тематична карта 1.
- <sup>4338</sup> Карти забруднення радіонуклідами території України. URL: <http://chornobyl.in.ua/uk/karty-radiacia-ukraina.html>. Тематична карта 2.
- <sup>4339</sup> Карти забруднення радіонуклідами території України. URL: <http://chornobyl.in.ua/uk/karty-radiacia-ukraina.html>. Тематична карта 3.
- <sup>4340</sup> Карти забруднення радіонуклідами території України. URL: <http://chornobyl.in.ua/uk/karty-radiacia-ukraina.html>. Тематична карта 4.
- <sup>4341</sup> Ландшафтно-геохімічні аспекти міграції радіонуклідів. URL: <https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/20049803>.
- <sup>4342</sup> Мокроносов М.Г., Куликов Н.В. Радиозкологическое изучение природных экосистем в зоне атомных электростанций. *Экология*. 1988. № 3. С. 40–45.
- <sup>4343</sup> Ландшафтно-геохімічні аспекти міграції радіонуклідів. URL: [http://ir.znau.edu.ua/bitstream/123456789/7134/1/VZNAU\\_2001\\_1\\_160-171.pdf](http://ir.znau.edu.ua/bitstream/123456789/7134/1/VZNAU_2001_1_160-171.pdf).
- <sup>4344</sup> Ландшафтно-геохімічні аспекти міграції радіонуклідів. URL: <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:go56aC1ZHNIJ:nmu.ua/wp-content/uploads/2016/06/M2L10-1.pdf+&cd=5&hl=ru&ct=clnk&gl=ua>.



- <sup>4345</sup> Ландшафтно-геохімічні аспекти міграції радіонуклідів. URL: [https://pidru4niki.com/73226/ekologiya/kriteriyi\\_samoochischennya\\_radiatsiyno\\_zabrudnenih\\_ekosistem](https://pidru4niki.com/73226/ekologiya/kriteriyi_samoochischennya_radiatsiyno_zabrudnenih_ekosistem).
- <sup>4346</sup> Гудков І.М., Гродзинський Д.М. Особливості формування поглинених доз та віддалені радіобіологічні ефекти у сільськогосподарських рослин на забруднених радіонуклідами територіях. *Вісник ДААУ*. 2001. № 1. С. 8–12.
- <sup>4347</sup> Пристер Б.С., Лоцилов Н.А., Немец О.Ф., Поярков В.А. Основы сельскохозяйственной радиологии. Київ: Урожай. 1991. 471 с.
- <sup>4348</sup> Щеглов А.И., Тихомиров Ф.А., Цветнова О.Б. и др. Биогеохимия радионуклидов чернобыльского выброса в лесных экосистемах европейской части СНГ. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 1996. Т. 36, № 4. С. 437–446.
- <sup>4349</sup> Булдаков Л.А., Москалев Ю.И. Проблемы распределения и экспериментальной оценки допустимых уровней  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{106}\text{Ru}$ . Москва: Атомиздат. 1968. 295 с.
- <sup>4350</sup> Романчук Л.Д. Радіоекологічна оцінка формування дозового навантаження у мешканців сільських територій Полісся України : монографія. Житомир: Полісся, 2015. 300 с.
- <sup>4351</sup> Кашпаров В.А., Лазарев Н.М., Перевозников О.Н. Эффективность контрмер в населенных пунктах Украины после аварии на ЧАЭС. *Агрехимический вестник*. 2008. № 2. С. 20–23.
- <sup>4352</sup> Протас Н.М., Шпинар Л.И., Ясковец И.И. Механизмы, контролирующие миграцию радионуклидов в системе почва-растение. *Агроэкологический журнал*. 2004. № 2. С. 67–72.
- <sup>4353</sup> Радіоекологічна оцінка території зони безумовного (обов'язкового) відселення Житомирської області (20 років після аварії на ЧАЕС): монографія / А. С. Малиновський, М.І. Дідух, Л.Д. Романчук та ін. Житомир: ДАУ, 2006. 75 с.
- <sup>4354</sup> Панов А.В., Фесенко С.В., Алексахин Р.М. Оптимизация защитных мероприятий в сельских населенных пунктах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС. *Доклады Российской акад. с.-х. наук*. 2005. № 3. С. 1–6.
- <sup>4355</sup> Антропогенная радионуклидная аномалия и растения / К.Д. Коломиец, Д.М. Гродзинский, Ю.А. Кутлахмедов и др. Под ред. Д. М. Гродзинского. Киев: Лыбидь, 1991. 160 с.
- <sup>4356</sup> Лазарев М.М. Ризики при веденні сільського господарства на територіях України, забруднених внаслідок аварії на ЧАЕС. *Агроэкологический журнал*. 2005. № 3. С. 70–73.
- <sup>4357</sup> Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Москва: Энергоиздат, 1981. 98 с.
- <sup>4358</sup> Федоров Е.А., Романов Г.Н. Количественные характеристики зависимости между уровнями загрязнения внешней среды и концентрациями радиоизотопов в некоторых видах сельскохозяйственной продукции. Москва: Атомиздат. 1969. 12 с.
- <sup>4359</sup> Стан здоров'я потерпілого населення України. Через 20 років після Чорнобильської катастрофи: [статистично-аналітичний довідник]: у 2-х ч. За ред. Ю.О. Гайдаєва. Київ : Техмедкол. 2007. Ч. 1. 179 с.
- <sup>4360</sup> Michel R., Handl J., Ernst T. et al. Iodine-129 in soils from Northern Ukraine and the retrospective dosimetry of the iodine-131 exposure after the Chernobyl accident. *Science of the total environment*. 2005. Vol. 340 (1). P. 35–55.
- <sup>4361</sup> Архипов Н.П., Бондарь П.Ф. Накопление радиостронция сельскохозяйственными растениями из почвы в разных почвенно-климатических условиях: *Материалы*

---

Национальной комиссии по радиационной защите при Минздраве СССР. Москва: Атомиздат. 1978. 24 с.

<sup>4362</sup> Goulko G.M., Chepurny N.I., Jacob P. Thyroid dose and thyroid cancer incidence after the Chernobyl accident: assessments for the Zhytomyr region (Ukraine). *Radiation and environmental biophysics*. 1998. 36 (4). P. 261–273.

<sup>4363</sup> Алексахин Р.М. Итоги преодоления последствий Чернобыльской катастрофы в агрофере. *Агрехимический вестник*. 2006. № 2. С. 2–5.

<sup>4364</sup> Михайловская Л.Н. Миграция и трансформация физико-химических форм радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС в почвах и лесных подстилках. *Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин* (Приложение к журналу «Аналитика и контроль»). Заречный: УГТУ. 1999. С. 290–322.

<sup>4365</sup> Романчук С.П., Щур Ю.В., Рибалко С.І., Проскура М.І., Люрі Д.І. Ландшафтные основы комплексного мониторинга в 30-км зоне АЭС. Чернобыль: препринт НПО «Припять», 1992. 21 с.

<sup>4366</sup> Пристер Б.С., Алексахин Р.М. Проблемы обеспечения радиационной безопасности населения – уроки Челябинской и Чернобыльской аварии. *Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий : сб. материалов науч.-практ. конф. Челябинск*. 2007. С. 68–93.

<sup>4367</sup> Методический подход к обоснованию защитных мероприятий в сельских населенных пунктах в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко [и др.]. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2001. Т. 41. № 4. С. 415–416.

<sup>4368</sup> Малишева Л.Л., Ключев Н.Н., Баримова Н.А., Гораньков И.К., Люрі Д.І., Мигалін С.Н., Філатов Б.С. Геоэкологические исследования в районах размещения АЭС. М.: Би., 1992. 83 с.

<sup>4369</sup> Панов А.В. [и др.]. Реабилитация зон локальных радиоактивных загрязнений. *Атомная энергетика*. 2006. Т. 100. Вып. 2. С. 125–126.

<sup>4370</sup> Шевченко О.Л. Радіогідрогеологія осушуваних ландшафтів Українського Полісся (на прикладі Чорнобильської зони відчуження): автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора геол. наук: спец. 04.00.06 «Гідрогеологія» / О.Л. Шевченко. Київ. 2016. 44 с.

<sup>4371</sup> Шевченко О.Л. Закономірності міграції техногенних радіонуклідівна меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження (зарезультатами досліджень 1986-2004 рр.). Гол. ред. В.А. Сташук. Херсон: Олді-плюс. 2011. 415 с.

<sup>4372</sup> Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат. 1974. 216 с.

<sup>4373</sup> Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Забруднення важкими металами ландшафтних комплексів як результат техногенно-екологічного навантаження. *Проблеми надзвичайних ситуацій*. Вип. 10. 2009. С. 52–60.

<sup>4374</sup> Жукова О.М., Матвеевко И.И., Шагалова Э.Д. Вторичные эффекты радиоактивного загрязнения водных объектов Беларуси. *Геологический вестник*. 2001. Вып. 2(15). С. 74–79.

<sup>4375</sup> Шевченко А.Л. Гидрологические изменения и их влияние на радио-логические показатели в Чернобыльской зоне отчуждения. *Водные ресурсы*. 2002. Т. 29. № 4. С. 489–504.

<sup>4376</sup> Анненков Б.Н., Юдинцева Е.В. Основы сельскохозяйственной радиологии : учеб. пособие. Москва : Агропромиздат, 1991. 287 с.

- <sup>4377</sup> Eisenbud M., Paschoa A. S. Environmental radioactivity. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research. Section A: *Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*. 1989. Vol. 280 (2–3). P. 470–472.
- <sup>4378</sup> Гусев Н.Г., Беляев В.А. Радиоактивные выбросы в биосфере: справ. М. : Энергоатомиздат, 1991. 256 с.
- <sup>4379</sup> Архипов Н.П., Егоров А.В., Клечковский В.М. К оценке размеров поступления стронция-90 из почвы в растения и его накопление в урожае. *Доклады ВАСХНИЛ*. 1969. № 1. С. 2–4.
- <sup>4380</sup> Клечковский В.М., Гулякин И.В. Поведение в почвах и растениях микроколичеств стронция, цезия, рутения и циркония. *Почвоведение*. 1958. № 3. С. 1–3.
- <sup>4381</sup> Куликов Н.В., Молчанова И.В. Континентальная радиоэкология. М.: Наука, 1975. 184 с.
- <sup>4382</sup> Михайлов А.В., Лось И.П., Богданов Г.О. Результаты оценки парциального вклада отдельных продуктов питания в дозу внутреннего облучения сельского населения Полесья в замкнутом крестьянском хозяйстве. *Наука. Чернобыль – 97: сб. тезисов докл. науч.-практ. конф.* Киев, 1998. С. 11–12.
- <sup>4383</sup> Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий-137 в биосфере. Москва : Атомиздат, 1975. 184 с.
- <sup>4384</sup> Дертингер Д., Юнг К. Молекулярная радиобиология. М. : Атомиздат. 1973. 248 с.
- <sup>4385</sup> Жизнь и радиация / пер. с англ. М. : Энергоатомиздат. 1993. 96 с.
- <sup>4386</sup> Соботович Э.В., Долин В.В. Оценка скорости самовосстановления радиационно загрязненных агроценозов в природно-техногенных условиях. *Радиоактивность приядерных взрывах и авариях: тезисы докл. междунар. конф. (г. Москва, 24-26 апреля 2000 г.)*. Санкт-Петербург: Гидрометеиздат. 2000. С. 409–411.
- <sup>4387</sup> Кондратюк С.Я., Навроцкая И.Л. К изучению содержания радионуклидов в лишайниках Украины. *Тез. Доклад радиобиолог. Съезда. Пуццино*. 1993. С. 487–488.
- <sup>4388</sup> Вирченко В.М., Болюх В.А. Накопление радионуклидов мхами в фитоценозах Украинского полесья. *Тез. Доклад радиобиолог. Съезда. Пуццино*. 1993. С. 183–184.
- <sup>4389</sup> Куликов Н.В., Молчанова И.В. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. Свердловськ: УрО АН СССР. 1990. С. 5–9.
- <sup>4390</sup> Клименко М. О., Клименко О. М., Клименко Л. В. Радіоекологія : підручник. Рівне : НУВГП. 2020. 304 с.
- <sup>4391</sup> Газиев И.Я. Исследование физических характеристик радиоактивных газоаэрозольных продуктов аварии на ЧАЭС. *Радиационные аспекты Чернобыльской аварии : тр. Всесоюзн. конф., Обнинск, июнь 1988*. СПб. : Гидрометеиздат, 1993. Т. 1. С. 98–105.
- <sup>4392</sup> Иванов В.И. Курс дозиметрии. М. : Энергоатомиздат, 1988. 346 с.
- <sup>4393</sup> Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации. Докл. НКДАР ООН. 1988. М. : Мир, 1992. Т. 1. 552 с.; Т. 2. 726 с.
- <sup>4394</sup> Капульцевич Ю.Г. Количественные закономерности лучевого поражения клеток. М. : Атомиздат, 1978. 231 с.
- <sup>4395</sup> Балашев Л.С., Сипайлова Л.М. Накопление <sup>137</sup>Cs доминантами пойменных луговых фитоценозов в зоне отчуждения ЧАЭС. *Тез. Доклад. Радиобиолог. Съезда (Киев 1993)*. 1994. С. 4–9.
- <sup>4396</sup> Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. М. : Энергоатомиздат, 1991. 256 с.

- <sup>4397</sup> Санжарова Н.И. [и др.]. Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению. *Российский химический журнал*. 2005. Т. XLIX, № 3. С. 26–34.
- <sup>4398</sup> Руководство по применению контрмер в сельском хозяйстве в случае аварийного выброса радионуклидов в окружающую среду. МАГАТЭ. Вена. 1994. 104 с.
- <sup>4399</sup> Рекомендации по ведению агропромышленного производства в условиях радиоактивного загрязнения земель Республики Беларусь. Под ред. И.М. Богдевича [и др.]. РНИУП «Институт почвоведения и агрохимии» НАН Бела-руси. Минск. 2003. 72 с.
- <sup>4400</sup> Коноплев А.В., Коноплева И.В. Определение характеристик равновесной селективной сорбции радиоцезия почвами и донными отложениями. *Геохимия*. 1999. № 2. С. 207–214.
- <sup>4401</sup> Cremers A. [et al.]. Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature*. 1988. Vol. 335. № 6187. P. 247.
- <sup>4402</sup> Перепелятников Г.П. Основи загальної радіоекології : монографія. 2-ге вид.; укр. мовою; виправл. і доп. К. : Атіка, 2012. 440 с.
- <sup>4403</sup> Маргулис У.Я. Атомная энергия и радиационная безопасность. М.: Энергоатомиздат, 1988. 224 с.
- <sup>4404</sup> Hird A.B. Factors affecting the sorption and fixation of caesium in acid organic soil. *European Soil Science*. 1996. Vol. 47. P. 97–104.
- <sup>4405</sup> Агеец В.Ю. Система радиэкологических контрмер в агрофере Беларуси. Минск: РНИУП «Институт радиологии»ю 2001. 249 с.
- <sup>4406</sup> Переход радионуклидов через наземную окружающую среду в сельскохозяйственные продукты, включая оценку агрохимических методов: заключит. отчет совмест. эксперимент. проекта № 2 Европейской комиссии, Беларуси, Российской Федерации, Украины. EUR 16528 EN. 1996. 117 с.
- <sup>4407</sup> Барбашев С.В., Пристер Б.С. Автоматизированные системы контроля радиационной обстановки: принципы построения и методы реализации. *Ядерна та радіаційна безпека*. 2013. №1 (57). С.41–47.
- <sup>4408</sup> Пристер Б.С. Радиопротекторные свойства сапропелей. *Проблемы сельскохозяйственной радиологии*. 1996. С. 184–188.
- <sup>4409</sup> Пристер Б.С. Реабилитация сельскохозяйственных территорий, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС. *Вісник аграрної науки*. Спец. випуск. 2001. С. 69–77.
- <sup>4410</sup> Никберг И.И. Радіаційна гігієна. К. : Здоров'я, 1999. 160 с.
- <sup>4411</sup> Пристер Б.С. Проблема долгосрочного прогнозирования динамики накопления <sup>137</sup>Cs и <sup>90</sup>Sr растениями. *Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: тез. докл. Междунар. конф., Москва, 5–6 дек. 2005 г.* 2005. С. 11–54.
- <sup>4412</sup> Долін В.В. Перспективи природно-антропогенної ремедіації радіаційно забруднених агроєкосистем. *Доповіді НАН України*. 2000. № 12. С. 215–219.
- <sup>4413</sup> Критерії самоочищення радіаційно забруднених екосистем. Самоочищення природного середовища після чорнобильської катастрофи. URL: [https://pidru4niki.com/73226/ekologiya/kriteriyi\\_samoochischennya\\_radiatsiyno\\_zabrudnenih\\_ekosistem](https://pidru4niki.com/73226/ekologiya/kriteriyi_samoochischennya_radiatsiyno_zabrudnenih_ekosistem).
- <sup>4414</sup> Рекомендации МКРЗ-1990 г. (публикации № 60, 61). М. : Энергоатомиздат, 1994. 192 с.
- <sup>4415</sup> Arapis G. [et al.] Self-restoration of contaminated territories. The radiological consequences of the Chernobyl accident: proceedings of the first International conference, Minsk,

---

March 18–22 1996. Europ. com., Bel., Rus. and Ukr. Min. on Chernobyl Affairs. Minsk. 1996. P. 465–475.

<sup>4416</sup> Соботович Э.В. Биогеохимическая концепция самоочищения радиационно-загрязненных территорий. *Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: тез. докл. Междунар. конф., Москва, 5–6 дек. 2005 г. Ин-т глоб. климата и экологии Росгидромета и РАН.* 2005. С. 11–14.

<sup>4417</sup> Essaid H.I., Bekins B.A., Cozzarelli I.M. Organic contaminant transport and fate in the subsurface: evolution of knowledge and understanding. *Water Resources Research.* 2015. Vol. 51(7). P. 4861–744.

<sup>4418</sup> Сельскохозяйственная радиоэкология / Р.М. Алексахин [и др.]; под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. С. 5–50.

<sup>4419</sup> Основы сельскохозяйственной радиологии / Пристер Б.С, Лошилов П.А., Немец О.Ф., Поярко В.А. К. : Урожай, 1991. 472 с.

<sup>4420</sup> Дричко В.Ф. Скорости очищения загрязненных почв методом фитомелиорации. *Почвоведение.* 2006. № 9. С. 1114–1149.

<sup>4421</sup> Kozdrój J., Van Elsas J.D. Structural diversity of microorganisms in chemically perturbed soil assessed by molecular and cytochemical approaches. *Journal of Microbiological Methods.* 2001. Vol. 43. P. 197–212.

<sup>4422</sup> Larson S. Natural pressure-driven passive bioventing. ER-199715, U.S. Department of Defence, Naval Facilities Engineering Service Center, Port Hueneme, California, USA. 2000. 94 p.

<sup>4423</sup> Алексахин Р.М. Радиоактивное загрязнение почвы и растений. М.: Изд-во АН СССР. 1963. 156 с.

<sup>4424</sup> United Nations. Ionizing radiation: sources and biological effects. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1982 Report to the General Assembly, with annexes, U. N., New York, 1982. P. 55–68.

<sup>4425</sup> Flaiq W., Sochtig H., Beutelspacher H. Einfluss der humus folle and die umtanscheapazität der boden. *Landbauforsch. Völkenrode.* 1963. Vol. 13. № 1. P. 29–31.

<sup>4426</sup> Radioactive fallout in air & rain, results to the end of 1988 / R.S. Cambray, K. Playford, G.N. Lewis and R.C. Carpenter. Atomic Energy Authority Report (AERE R) 13575, HMSO Publications, 1989, London. P. 12–28.

<sup>4427</sup> Можейко Ф.Ф. Глинисто-солевые шламы – ценное минеральное сырье для производства различных материалов. *Ресурсосберегающие и экологически чистые технологии: материалы I Науч.-техн. конф., Гродно, 28–30 июн. 1994 г.* Гродно. 1995. С. 148–151.

<sup>4428</sup> Шляхи захисту навколишнього середовища від забруднення радіонуклідами. URL:

[https://msn.khnu.km.ua/pluginfile.php/419974/mod\\_resource/content/1/%D0%9B%D0%B5%D0%BA%D1%86%D1%96%D1%8F%2015.pdf](https://msn.khnu.km.ua/pluginfile.php/419974/mod_resource/content/1/%D0%9B%D0%B5%D0%BA%D1%86%D1%96%D1%8F%2015.pdf). С. 2–6.

<sup>4429</sup> Guntay S., Powers D.A., Devell L. The Chernobyl reactor accident source term: development of a consensus view. One decade after Chernobyl: Summing up the consequences of the accident. Vol. 2. IAEA-TECDOC-964. 1996. P. 183.

<sup>4430</sup> Ярмоненко С.П. Радиобиология животных и человека. М. : Высш. шк., 1977. 368 с.

<sup>4431</sup> Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. М.: Наука. 1993. 336 с.

- <sup>4432</sup> Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча: науч. изд. под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. М.: Министерство здравоохранения РФ, 2000. 532 с.
- <sup>4433</sup> Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Ю.А. Израэль [и др.]; под ред. Ю.А. Израэля. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 296 с.
- <sup>4434</sup> 20 лет после Чернобыльской катастрофы: последствия в Республике Беларусь и их преодоление: нац. докл. / Ком. по пробл. последствий катастрофы на ЧАЭС при Совете Министров РБ; под ред. В.Е. Шевчука, В. Л. Гурачевского. Минск. 2006. 112 с.
- <sup>4435</sup> Экологические, медико-биологические и социально-экономические последствия катастрофы на ЧАЭС в Беларуси. МЧС, Ин-т радиобиол., АН Беларуси; под ред. Е.Ф. Конопля. Минск, 1996. 280 с.
- <sup>4436</sup> Наследие Чернобыля: Медицинские, экологические и социально-экономические последствия и рекомендации правительствам Беларуси, Российской Федерации и Украины: материалы Чернобыльского Форума 2003–2005. ООН. Женева. 2005. 58 с.
- <sup>4437</sup> Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. М.: Мир. 1999. 512 с.
- <sup>4438</sup> П'ятнадцять років Чорнобильської катастрофи. Досвід подолання. Національна доповідь України. К., 2001. 144 с.
- <sup>4439</sup> Кравець О.П., Гродзинський Д.М., Павленко Ю.А. Радіоекологічні оцінки радіаційних наслідків використання забруднених агроценозів. *Збірник наукових праць Інституту ядерних досліджень*. 2001. №3(5). С. 141–152.
- <sup>4440</sup> Долін В., Бондаренко Г., Орлов О. Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи. К. : Наукова думка, 2004. С. 5–47.
- <sup>4441</sup> Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України. Житомир: Волинь. 1998. 112 с.
- <sup>4442</sup> Сарапульцев Б.И., Гераськин С.А. Генетические основы радиорезистентности и эволюция. М. : Энергоатомиздат, 1993. 209 с.
- <sup>4443</sup> Табачний Л.Я., Кудас Л.А., Лев Т.Д. [ та ін.]. Радіаційна ситуація в Україні та проблеми життєдіяльності громадян на забруднених територіях. К.: МНС України, 2001. 30 с.
- <sup>4444</sup> Коноплев А.В. Подвижность и биологическая доступность радиоцезия и радиостронция аварийного происхождения в системе почва – вода: автореф. дис. ... д-ра биол. наук: 03.00.01. ВНИИСХРАЭ. Обнинск. 1998. 47 с.
- <sup>4445</sup> Прохоров В.М. Прогнозирование миграции <sup>137</sup>Cs в почвах. *Почвоведение*. 1975. № 11. С. 60–67.
- <sup>4446</sup> Коноплев А.В. Параметризация перехода <sup>137</sup>Cs из почвы в растения на основе ключевых почвенных характеристик. *Радиобиология. Радиоэкология*. 1999. Т. 39. № 4. С. 455–461.
- <sup>4447</sup> Коноплева И.В. Исследование биологической доступности <sup>137</sup>Cs в почвах лесных экосистем: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.01 / И.В. Коноплева; ВНИИСХРАЭ. Обнинск. 1999. 27 с.
- <sup>4448</sup> Strategies of decontamination. EU – CIS Experimental collaboration project №4. Final report. EU 16530 EN. Brussels, Luxemburg: European Commission, Belarus, the Russian Federation, Ukraine, 1996. P. 9–23.
- <sup>4449</sup> Strategies of decontamination. EU – CIS Experimental collaboration project №5. Final report. EU 16531 EN. Brussels, Luxemburg: European Commission, Belarus, the Russian Federation, Ukraine. 1996. P. 52–77.

- <sup>4450</sup> Гудков І.М. Радіобіологія: Підручник для вищ. навчальних закладів. К.: НУБіП України, 2016. 485 с.
- <sup>4451</sup> Носовский А.В., Васильченко В.Н., Ключников А.А., Пристер Б.С. Авария на Чернобыльской АЭС: Опыт преодоления. Извлеченные уроки. К.: Техніка. 2006. 264 с.
- <sup>4452</sup> Радиогеохимия в зоне влияния Чернобыльской АЭС. Под ред. Собоновича Э.В. К.: Наук. думка, 1992. 146 с.
- <sup>4453</sup> Радиация. Дозы, эффекты, риск. М. : Мир, 1988. 80 с.
- <sup>4454</sup> Korobova E.M., Korovaykov P.A. Landscape and geochemical approach to drawing up a soil distribution profile for Chernobyl radionuclides in distant areas. Seminar «Comparative assessment of the environmental impact of radionuclides released during three major nuclear accidents: Kyshtum, Windscale, Chernobyl». Luxembourg. 1990. Vol. 1. P. 309–327.
- <sup>4455</sup> Поликарпов Г. Г., Егоров В. Н. Динамическая морская радиохимическая экология. М. : Энергоатомиздат, 1986. 176 с.
- <sup>4456</sup> Linnik V.G. Landscape differentiation of technogenic radionuclides: geoinformation systems and models. Thesis. Moscow: Moscow State University. 2008. 42 p.
- <sup>4457</sup> Гудков І.М., Гайченко В.А., Кашпаров В.О., Кутлахмедов Ю.О., Гудков Д.І., Лазарев М.М. Радіоекологія: Навч. посіб. Київ. 2010. С. 7–18.
- <sup>4458</sup> Кашпаров В.О. Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чорнобильській АЕС та в післяаварійний періоду Чорнобиль. *Зона відчуження [зб.наук.праць]*. К.: Наукова думка, 2001. С. 11–46.
- <sup>4459</sup> Shevchenko A.L., Charnyi D.V., Akinfiyev G.A., Kireev S.I. Factors Governing Strontium-90 export with Surface Runoff in the Chernobyl NPP Restricted Zone. *Water Resource*. 2016. Vol. 43. №3. P. 522–532.
- <sup>4460</sup> Shcheglov A.I., Tsvetnova O.B., Klyashtorin A.L. Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems. Moscow: Nauka. 2001. 235 p.
- <sup>4461</sup> Кутлахмедов Ю.О., Войціцький В.М., Хижняк С.В. Радіобіологія. К.: ВПЦ «Київський університет». 2011. С. 4–25.
- <sup>4462</sup> Кутлахмедов Ю.А. Медикобиологические последствия Чернобыльской катастрофы: отдалённые радиозэкологические и радиобиологические проблемы и анализ эффективности контрмер по защите био- и экосистем от последствий Чернобыльской катастрофы: в 2 ч. Под ред. Ю.А. Кутлахмедова, В.П. Зотова. К. : МЕДЭКОЛ, 2000. С. 12–20.
- <sup>4463</sup> Нягу А. Социальная политика в отношении пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС. Две парадигмы в стратегии реабилитации : міжнар. наук.-практ. конф. з питань соціально-захисту громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи 24 – 25 квітня 2008 р. К. : «Соцінформ»ю 2008. 220 с.
- <sup>4464</sup> Гродзинський Д.М., Кутлахмедов Ю.О., Михеев О.М. Методи управління радіоємністю екосистем. К. : Фітосоціоцентр. 2006. 172 с.
- <sup>4465</sup> Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Гроза В.А. Надежность биологических систем. К.: Фитоцентр. 2018. 352 с.
- <sup>4466</sup> Зотов В.П. Методология систематизации и адаптации моделирующей прогнозно-аналитической системы для создания мер по снижению негативных эффектов для экосистем и населения. Под общ. ред. д.б.н., проф. В. П. Зотова и д.б.н., проф. Ю. А. Кутлахмедова. Киев: Медэкол-МНИЦ Био-Экосистем. 2003. 216 с.

- <sup>4467</sup> Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Поликарпов Г.Г. та ін. Методология и методы исследования радионуклидов и других техногенных загрязнителей в наземных и водных экосистемах. К.: Медэкол, УкрРНПФ «Медицина-Экология». 1997. 44 с.
- <sup>4468</sup> Шевченко О.Л., Бублясь В.М. Роль западинного мікрорельєфу та інших чинників у формуванні водного виносення радіоактивного стронцію. *Збірник наукових праць УкрДГПІ*. 2013. №3 С. 84–97.
- <sup>4469</sup> Lehmann A. Technosols and other proposals on urban soils for the WRB (World Reference Base for Soil Resources). *International Agrophysics*. 2006. Vol. 25. P. 129–134.
- <sup>4470</sup> Nguem E.J.M., Ndontchueng M.M., Motapon O., Guembou C.J.S., Darko E.O. Radiological monitoring and statistical approach of primordial and anthropogenic radionuclides in the surface soil of the Mami-watersite in the Western Cameroon. *Environmental Earth Sciences*. 2017. Vol. 76. P. 612–618.
- <sup>4471</sup> Управління радіоактивно забрудненими землями. URL: [https://studopedia.com.ua/1\\_31200\\_upravlinnya-radioaktivno-zabrudnenimi-zemlyami.html](https://studopedia.com.ua/1_31200_upravlinnya-radioaktivno-zabrudnenimi-zemlyami.html).
- <sup>4472</sup> Hyperaccumulators table – 3. URL: [https://en.wikipedia.org/wiki/Hyperaccumulators\\_table\\_%E2%80%93\\_3](https://en.wikipedia.org/wiki/Hyperaccumulators_table_%E2%80%93_3).
- <sup>4473</sup> Ravisankar R., Sivakumar S., Chandrasekaran A., Ravikumar S.M., Jebakumar J.P.P., Vijayagopal P., Vijayalakshmi I., Jose M.T. Measurement of natural radioactivity and evaluation of radiation hazards in coastal sediments of the east coast of Tamilnadu using a statistical approach. *Journal of Taibah University for Science*. 2014. Vol. 8(4). P. 375–384.
- <sup>4474</sup> Uraguchi S., Watanabe I., Yoshitomi A., Kiyono M., Kuno K. Characteristics of cadmium accumulation and tolerance in novel Cd-accumulating crops, *Avena strigosa* and *Crotalaria juncea*. *Journal of Experimental Botany*. 2006. Vol. 57(12). P. 2955–2965.
- <sup>4475</sup> Berti W.R., Cunningham S.D. Phytostabilization of metals. In *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*. Ed. I Raskin. Wiley-Interscience, John Wiley and Sons, Inc. New York, NY. 2000. P. 71–88.
- <sup>4476</sup> Bunzl K., Albers B.P., Shimmack W., Rissanen K., Suomela M., Puhakainen M., Rahola T., Steinnes E. Soil to plant uptake of fallout <sup>137</sup>Cs by plants from boreal areas polluted by industrial emissions from smelters. *Science of the Total Environment*. 1999. Vol. 234. P. 213–221.
- <sup>4477</sup> Cline J.F., Rickard W.H. Radioactive strontium and cesium in cultivated and abandoned field plots. *Health Physics*. 1972. Vol. 23. P. 317–324.
- <sup>4478</sup> Clint G.M., Dighton J. Uptake and accumulation of radiocesium by mycorrhizal and non-mycorrhizal heather plants. *New Phytologist*. 1992. Vol. 121. P. 555–561.
- <sup>4479</sup> Charlesworth S., de Miguel E., Ordóñez A. A review of the distribution of particulate trace elements in urban terrestrial environments and its application to considerations of risk. *Environmental Geochemistry and Health*. 2011. Vol. 33. P. 103–123.
- <sup>4480</sup> Cowart J.B., Burnett W.C. The distribution of uranium and thorium decay-series radionuclides in the environment – a review. *Journal of Environmental Quality*. 1994. Vol. 23. P. 651–662.
- <sup>4481</sup> Adriano D.C., Wallace A., Romney E.M. Uptake of transuranic nuclides from soil by plants grown under controlled environmental conditions. In *Transuranic Elements in the Environment*. Ed. W. Hanson. 1980. P. 336–360.
- <sup>4482</sup> Jagetiya B., Sharma A., Soni A., Khatik U.K. Phytoremediation of Radionuclides: A Report on the State of the Art. In: Gupta D., Walther C. (eds) *Radionuclide Contamination and Remediation Through Plants*. Springer, Cham. 2014. P. 1–31.



- 
- <sup>4483</sup> Jun-kang L. Recent developments of phytoremediation. *Journal of Geological Hazards and Environment*. 2004. Vol. 15. № 1. P. 46–51.
- <sup>4484</sup> Akber R.A., Johnston A., Hancock G. 1992 Absorption of radio-nuclides and other solutes in a natural wetland system. *Radiation Protection Dosimetry*. 1992. Vol. 45(1–4). P. 293–297.
- <sup>4485</sup> Dushenkov V., Kumar N.P.B.A., Motto H., Raskin I. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental Science & Technology*. 1995. Vol. 29. P. 1239–1245.
- <sup>4486</sup> Zapater-Pereyra M., Lavrić S., van Dien F., van Bruggen J.J.A., Lens P.N.L. Constructed wetlands: a novel approach for the treatment and reuse of domestic wastewater. *Journal of Ecological Engineering*. 2016. Vol. 94. P. 545–554.
- <sup>4487</sup> Dushenkov S., Mikheev A., Prokhnovsky A., Ruchko M., Sorochinsky B. Phytoremediation of radiocesium-contaminated soil in the vicinity of Chernobyl, Ukraine. *Environmental Science & Technology*. 1999. Vol. 33. P. 469–475.
- <sup>4488</sup> Dushenkov S., Vasudev D., Kapulnik Y., Gleba D., Fleisher D., Ting K.C., Ensley B. Removal of uranium from water using terrestrial plants. *Environmental Science & Technology*. 1997. Vol. 31. P. 3468–3474.
- <sup>4489</sup> U.S. EPA Soil screening guidance: user's guide (second edition) – attachment a: conceptual site model summary, Superfund, United States Environmental Protection Agency. 1996. P. 8–14.
- <sup>4490</sup> Hojati S. Use of spatial statistics to identify hotspots of lead and copper in selected soils from north of Khuzestan Province, southwestern Iran. *Archives of Agronomy and Soil Science*. 2019. Vol. 65. P. 654–669.
- <sup>4491</sup> Rodríguez-Eugenio N., McLaughlin M., Pennock D. Soil pollution – a hidden reality. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 2018. 156 p.
- <sup>4492</sup> Ebbs S.D., Brady D.J., Kochian L.V. Role of uranium speciation in the uptake and translocation of uranium by plants. *Journal of Experimental Botany*. 1998. Vol. 49. P. 1183–1190.
- <sup>4493</sup> Echevarria G., Sheppard N.I., Morel J. Effect of pH on sorption of uranium in soils. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2001. Vol. 53. P. 257–264.
- <sup>4494</sup> Elless M.P., Armstrong A.Q., Lee S.Y. Characterization and solubility measurements of uranium-contaminated soils to support risk assessment. *Health Physics*. 1997. Vol. 72. P. 716–726.
- <sup>4495</sup> Gaw S.K., Wilkins A.L., Kim N.D., Palmer G.T., Robinson P. Trace element and ΣDDT concentrations in horticultural soils from the Tasman, Waikato and Auckland regions of New Zealand. *Science of the Total Environment*. 2006. Vol. 355. P. 31–47.
- <sup>4496</sup> Entry J.A., Watrud L.S., Manasse R.S., Vance N.C. Phytoremediation and reclamation of soils contaminated with radionuclides. In *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*. Eds. EL Kruger, Anderson TA and Coats JR. American Chemical Society, Washington, DC. 1997. P. 299–306.
- <sup>4497</sup> Fesenko S.V., Spiridonov S.I., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M. Dynamics of <sup>137</sup>Cs bioavailability in soil-plant system in areas of the Chernobyl Nuclear Power Plant accident zone with a different physico-chemical composition of radioactive fallout. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1997. Vol. 34. P. 287–313.

- <sup>4498</sup> Fulbright H.H., Schwirian-Spann A.L., Jerome K.M., Looney B.B., Brunt V.V. Status and practicality of de-tritiation and tritium reduction strategies for environmental re-mediation. Aiken, SC, Westinghouse Savannah River Company. 1996. P. 1–10.
- <sup>4499</sup> Bishnoi N.R., Sheoran I.S., Singh R. Influence of cadmium and nickel on photosynthesis and water relations in wheat leaves of differential insertion level. *Photosynthetica*. 1993. Vol. 28. P. 473–479.
- <sup>4500</sup> Grodzinsky D, Dushenkov S, Mikheev A, Prokhnevsky A, Ruchko M and Sorochinsky B 1997 Modification of the soil cesium-137 availability to plants. *Dokl. Nac. Akad. Nauk Ukraini*. 1997. Vol. 10. P. 179–182.
- <sup>4501</sup> Kaznina N.M., Titov A.F., Laidinen G.F., Talanov A.V., Talanova V.V. Effect of cadmium on Poacea plants. *Physiologia Plantarum*. 2008. Vol. 133. № 3. P. 09-083.
- <sup>4502</sup> Guibal E., Roulph C., Cloirec P.L. Uranium biosorption by a filamentous fungus *mucor miehei* pH effect on mechanisms and performance of uptake. *Water Research*. 1992. Vol. 26. P. 1139–1145.
- <sup>4503</sup> Huang J.W., Blaylock M.J., Kapulnik Y., Ensley B.D. Phytore-mediation of uranium-contaminated soils: role of organic acids in triggering uranium hyperaccumulation in plants. *Environmental Science & Technology*. 1998. Vol. 32. P. 2004–2008.
- <sup>4504</sup> Ertel J., Ziegler H. Cs-134/137 contamination and root uptake of different forest trees before and after the Chernobyl accident. *Radiation and Environmental Biophysics*. 1991. Vol. 30. №. 2. P. 147–157.
- <sup>4505</sup> Dushenkov S., Mikheev A., Prokhnevsky A., Ruchko M., Sorochinsky B. Phytoremediation of Radiocesium-Contaminated Soil in the Vicinity of Chernobyl, Ukraine. *Environmental Science and Technology* 1999. Vol. 33, № 3. P. 469–475.
- <sup>4506</sup> Ohno T., Muramatsu Y., Miura Y., Oda K., Inagawa N., Ogawa H., Yamazaki A., Toyama C., Sato M. Depth Profiles of Radioactive Cesium and Iodine Released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in Different Agricultural Fields and Forests. *Geochemical Journal*. 2012. Vol. 46. P. 287–295.
- <sup>4507</sup> Negri M.C., Hinchman R.R., Wozniak J.B. Capturing a mixed contaminant plume: tritium phytoevaporation at Argonne National Laboratory's area 319. Argonne, IL, Argonne National Laboratory. 2000. P. 1–7.
- <sup>4508</sup> Mortvedt J.J. Plant and soil relationships of uranium and thorium decay series radionuclides – a review. *Journal of Environmental Quality*. 1994. Vol. 23. P. 643–650.
- <sup>4509</sup> Nisbet A.F., Shaw S. Summary of a five-year lysimeter study on the time dependent transfer of <sup>137</sup>Cs, <sup>90</sup>Sr, <sup>239-240</sup>Pu, and <sup>241</sup>Am to crops from three contrasting soil types, 2: distribution between different plant parts. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1994. Vol. 23. P. 171–187.
- <sup>4510</sup> Murphy C.E.J. An estimate of the history of tritium inventory in wood following irrigation with tritiated water. Aiken, SC, Westinghouse Savannah River Company. 2001. P. 1–10.
- <sup>4511</sup> Negri C.M., Hinchman R.R. The use of plants for the treatment of radionuclides. In *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*. Ed. I. Raskin. Wiley-Interscience, John Wiley and Sons, Inc. New York, NY. 2000. P. 107–132.
- <sup>4512</sup> Garten C.T., Tucker C.S., Walton B.T. Environmental fate and distribution of technetium-99 in a deciduous forest ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1986. Vol. 3. P. 163–188.

- 
- <sup>4513</sup> Rigol A., Roig M., Vidal M., Rauret G. Sequential extractions for the study of radiocesium and radiostrontium dynamics in mineral and organic soils from Western Europe and Chernobyl areas. *Environmental Science & Technology*. 1999. Vol. 33. P. 887–895.
- <sup>4514</sup> Roca M.C., Vallejo V.R., Roig M., Tent J., Vidal M., Rauret G. Prediction of cesium-134 and strontium-85 crop uptake based on soil properties. *Journal of Environmental Quality*. 1997. Vol. 26. P. 1354–1362.
- <sup>4515</sup> Salt D.E., Pickering I.J., Prince R.C., Gleba D., Dushenkov S., Smith R.D., Raskin I. Metal accumulation by aquacultured seedlings of Indian mustard. *Environmental Science & Technology*. 1997. Vol. 31. P. 1636–1644.
- <sup>4516</sup> Sanzharova N.I., Fesenko S.F., Lisyanskiy K.B., Kuznetsov V.K., Abramova T.N., Kotik V.A. Forms and accumulation dynamics of <sup>137</sup>Cs in crops after the accident at the Chernobyl Nuclear Power Plant. *Pochvodenie*. 1997. № 2. P. 159–164.
- <sup>4517</sup> Delvaux B., Kruyts N., Cremers A. Rhizospheric mobilization of radiocesium in soils. *Environmental Science & Technology*. 2000. Vol. 34. P. 1489–1493.
- <sup>4518</sup> Schreckhise R.G., Cline J.F. Comparative uptake and distribution of plutonium, americium, curium, and neptunium in four plant species. In *Transuranic Elements in the Environment*. Ed. W. Hanson. Technical Information Center, USDOE. 1980. P. 361–370.
- <sup>4519</sup> Seel J.F., Whicker F.W., Adriano D.C. Uptake of <sup>137</sup>Cs in vegetable crop grown on a contaminated lakebed. *Health Physics*. 1995. Vol. 68. P. 793–799.
- <sup>4520</sup> Sheppard S.C., Evenden W.G., Pollock R.J. Uptake of natural radionuclides by field and garden crops. *Canadian Journal of Soil Science*. 1989. Vol. 69. P. 751–767.
- <sup>4521</sup> Clint G., Harrison A., Howard D. The Release of Caesium-137 from plant litters and effects of microbial activity on this process. In: *Transfer of Radionuclides in Natural and Semi-Natural Environments* (eds. G. Desmet, P. Nassimbeni and M. Belli), Elsevier Applied Science, London, New York (1990). P. 21–36.
- <sup>4522</sup> Sorochinsky B.V., Mikheev A.N., Kuchko M.V., Prokhrevsky A.T. Decontamination of small water reservoirs of the 10-km zone of Chernobyl npp by rhizofiltration. In *Problems of Chernobyl Exclusion Zone*. Naukova Dumka. Kiev. 1998. P. 97–102.
- <sup>4523</sup> Timofeeva-Ressovskaia E.A. Isotope distribution in major components of fresh water systems. *Proceedings Institute of Biology*. 1963. Vol. 30. P. 3–72.
- <sup>4524</sup> Timofeeva-Ressovskaia E.A., Agafonov B.M., Timofeev-Ressovsky N.V. On radioisotopes fate in water bodies. *Proceedings Institute of Biology*. 1962. Vol. P. 49–67.
- <sup>4525</sup> Vandecastelle J., Garten C.T., Bruwaene R.V., Janssens J., Kirchmann R., Myttenaere C. Chemical Speciation of technetium in soil and plants: impact on soil-plant-animal-transfer. In *Speciation of Fission and Activation Products in the Environment*. Eds. RA Bulman and Cooper JR. Elsevier Applied Science Publishers, New York. 1986. P. 368–381.
- <sup>4526</sup> Veresoglou D.S., Barbayiannis N., Matsi T. Shoot Sr concentrations in relation to shoot Ca concentrations and to soil properties. *Plant and Soil*. 1996. Vol. 197. P. 95–100.
- <sup>4527</sup> Krouglov S.V., Filipas A.S., Alexakhin R.M., Arkhipov N.P. Long-term study on the transfer of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr from Chernobyl-contaminated soils to grain crops. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1997. Vol. 34. P. 267–286.
- <sup>4528</sup> Zhu Y.G., Shaw G. Soil contamination with radionuclides and potential remediation. *Chemosphere*. 2000. Vol. 41. P. 121–128.
- <sup>4529</sup> Paasikallio A. The effect of time on the availability of strontium-90 and cesium-137 to plants from Finnish soils. *Annales Agriculturae Fenniae*. 1984. Vol. 23. P. 109–120.

---

<sup>4530</sup> Savosko V., Podolyak A., Komarova I., Karpenko A. Modern environmental technologies of healthy soils contaminated by heavy metals and radionuclides. In E3S Web of Conferences/ 2020. Vol. 166 *The International Conference on Sustainable Futures: Environmental, Technological, Social and Economic Matters* (ICSF 2020), 01007).

<sup>4531</sup> Bell J., Bates T.H. Distribution coefficients of radionuclides between soils and groundwater's and their dependence test parameters. *Science of the Total Environment*. 1998. Vol. 69. P. 297–317.

<sup>4532</sup> Cafaldo D.A., Fadden M., Larland T.R. Radionuclide complexation in soils and plants. *Special Fission and Active Productive Environment Processing*. 1986. Vol. 85. P. 398–408.

<sup>4533</sup> Langmuir D. 1978 Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits. *Geochim. Cosmochim. Acta*. 1978. Vol. 42. P. 547–569.

<sup>4534</sup> Orris P., Chary L., Perry K., Astury J. Persistent organic pollutants (POPs) and human health. Washington: WFPHA, 2000. 38 p.

<sup>4535</sup> Persistent Organic Pollutants: A Legacy of Environmental Harm and Threats to Health. Steve Gorman and Ellen Tynan. Washington : World Bank «Environment Department», 2002. 4 p.

<sup>4536</sup> Marcelo L. Pesticides – Toxic Aspects. Larramendy and Sonia Soloneski. Croatia: InTech, 2014. 238 p.

<sup>4537</sup> Gambrell R.P. Trace and toxic metals in wetlands-a review. *Journal of Environmental Quality*. 1994. Vol. 23. P. 883–891.

<sup>4538</sup> Garten C.T., Tucker C.S. Plant Uptake of Neptunium. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1986. Vol. 4. P. 91–99.

<sup>4539</sup> Schneider R.deC.deS., Trolli B.V., Mazuim M.daS. Photodegradation of pesticides in float system effluent from tobacco plantation. *Latin American Applied Research*. 2009. Vol. 9. P. 367–373.

<sup>4540</sup> Brooks R.R. Copper and cobalt uptake by *Haumaniastrum* species. *Plant and Soil*. 1977. Vol. 48. P. 541–544.

<sup>4541</sup> Garrison A.W., Nzungung V.A., Avants J.K. Phytodegradation of p,p'-DDT and the Enantiomers of o,p'-DDT. *Environmental Science & Technology*. 2000. № 34 (9). P. 1663–1670.

<sup>4542</sup> Казнина Н.М., Титов А.Ф., Лайдинен Г.Ф., Лайдинен Г.Ф., Батова Ю.В. Влияние промышленного загрязнения почвы тяжелыми металлами на морфологические признаки растений *Phleum pratense* L. *Труды Карельского научного центра РАН. Серия Экспериментальная биология*. 2009. №3. С. 50–55.

<sup>4543</sup> Phytotechnologies in practice – biomass production, agricultural methods, legacy, legal and economic aspects: book of abstracts of Scientific Workshop COST Action 859 [«Use of vegetation covers for management of sites contaminated with obsolete pesticides»], (Verneuil-en-Halatte, France, 14–17 October 2008) / COST Action 859. Verneuil-en-Halatte, 2008. 134 p.

<sup>4544</sup> Rock S. Field Evaluations of Phytotechnologies. *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*. Washington: Wiley and Sons, Inc., 2003. 185 p.

<sup>4545</sup> Watanabe E., Seike N. Liquid Chromatographic Determination of Trace Bioavailable Neonicotinoids in Soil with Dispersive Liquid-Liquid Microextraction and Its Application for Experimental Monitoring. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 2021. Vol. 69 (14). P. 4284–4293.

<sup>4546</sup> Mackova M., Dowling D.N., Macek T. Phytoremediation rhizoremediation. Focus on biotechnology, Volume 9A. Netherlands, Dordrecht: Springer, 2006. P. 116–145.

<sup>4547</sup> Sandermann H.Jr. Plant metabolism of xenobiotics. *Trends in Biochemical Sciences*. 1992. Vol. 17. P. 82–84.

- <sup>4548</sup> Schnoor J.L. Phytoremediation. Technology evaluation report, TE-98-01. Iowa, Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center, 1997. 37 p.
- <sup>4549</sup> Ababneh A.M., Masa'deh M.S., Ababneh Z.Q., Awawdeh M.A., Alyassin A.M. Radioactivity Concentrations in Soil and Vegetables from the Northern Jordan Rift Valley and the Corresponding Dose Estimates. *Radiation Protection Dosimetry*. 2009. Vol. 134(1). P. 30–37.
- <sup>4550</sup> Adriano D.C., Doswell A.C., Ciravolo T.G., Pinder III.J., McLeod K.W. Radionuclide Content of Selected Root Vegetables as Influenced by Culinary Preparation. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2000. Vol. 49(3). P. 307–317.
- <sup>4551</sup> Baeza A., Barandica J., Paniagua J.M., Rufo M., Sterling A. Using  $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$  Disequilibrium to Determine the Residence Half-Lives of Radium in Vegetation Compartments. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999. Vol. 43(3). P. 291–304.
- <sup>4552</sup> Banzi F.P., Msaki P.K., Mohammed N.K. Distribution of Heavy Metals in Soils in the Vicinity of the Proposed Mkuju Uranium Mine in Tanzania. *Environment and Pollution*. 2015. Vol. 4(3). P. 42–50.
- <sup>4553</sup> Basu P., Sarangapani R., Sivasubramanian K., Venkatraman B. Estimation of Annual Effective Dose Rate due to the Ingestion of the Primordial Radionuclide  $^{40}\text{K}$  for the Population around the Kalpakkam Nuclear Site, Tamil Nadu, India. *Radiation Protection and Environment*. 2015. Vol. 38(1). P. 14–22.
- <sup>4554</sup> Canet, A., Jacquemn R. Methods for Measuring Radium Isotopes. Gamma Spectrometry the Environmental Behavior of Radium. *IAEA Technical Report*. 1990. Vol. 1. P. 189–204.
- <sup>4555</sup> Gaso M.I., Segovia N., Cervantes M.L., Herrera T., Perez-Silva E., Acosta E. Internal Radiation Dose from  $^{137}\text{Cs}$  due to the Consumption of Mushrooms from a Mexican Temperate Mixed Forest. *Radiation Protection Dosimetry*. 2000. Vol. 87(3). P. 213–216.
- <sup>4556</sup> Nguyen T.M.H., Bräunig J., Thompson K., Thompson J., Kabiri S., Navarro D.A., Kookana R.S., Grimison C., Barnes C.M., Higgins C.P., McLaughlin M.J., Mueller J.F.. Influences of Chemical Properties, Soil Properties, and Solution pH on Soil-Water Partitioning Coefficients of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs). *Environmental Science & Technology*. 2020. Vol. 54 (24). P. 15883–15892.
- <sup>4557</sup> Linsalata P., Morse R.S., Ford H., Eisenbud M., Franca E.P., de Castro M.B., Carlos M. An Assessment of Soil-to-plant Concentration Ratios for Some Natural Analogues of the Transuranic Elements. *Health Physics*. 1989. Vol. 56(1). P. 33–46.
- <sup>4558</sup> Manigandan P.K., Manikandan N.M. Migration of Radionuclide in Soil and Plants in the Western Ghats Environment. *Iranian Journal of Radiation Research*. 2008. Vol. 6(1). P. 7–12.
- <sup>4559</sup> Mohammed N.K., Mazunga M.S. Natural Radioactivity in Soil and Water from Likuyu Village in the Neighborhood of Mkuju Uranium Deposit. *International Journal of Analytical Chemistry*. 2013 Vol. 12. P. 1–4.
- <sup>4560</sup> Ng Y.C., Colsher C.S., Thompson S.E. Transfer Factors for Assessing the Dose from Radionuclides in Agricultural Products. Livermore: Lawrence Livermore Laboratory. 1979. P. 5–47.
- <sup>4561</sup> Nielsen O.J. A Literature Review on Radioactivity Transfer to Plants and Soil. Roskilde: Risø National Laboratory. 1981 256 p.
- <sup>4562</sup> Santos E.E., Lauria D.C., Amaral E.C.S., Rochedo E.R. Daily Ingestion of  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{228}\text{Ra}$  and  $^{210}\text{Pb}$  in Vegetables by Inhabitants of Rio de Janeiro City. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2002. Vol. 62(1). P. 75–86.
- <sup>4563</sup> N.S.W. EPA Best Practice Note: Landfarming, New South Wales Environmental Protection Authority, Sydney, Australia. 2014. 16 p.

- <sup>4564</sup> Shaw G., Bell J.N.B. Plants and Radionuclides. In *Plants and the Chemical Elements. Biochemistry, Uptake, Tolerance and Toxicity*. Weinheim: VCH. 1994. P. 56–90.
- <sup>4408</sup> Whicker F.W., Hinton T.G., Orlandini K.A., Clark S.B. Uptake of Natural and Anthropogenic Actinides in Vegetable Crops Grown on a Contaminated Lake Bed. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999. Vol. 45(1). P. 1–12.
- <sup>4566</sup> IUR (International Union of Radioecologists). Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Temperate Environments. Technical Reports Series №. 364, Vienna. 1994. P. 5–37.
- <sup>4567</sup> ICRP (International Committee of Radiological Protection). The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication, Annals of the ICRP. 2007. P. 12–50.
- <sup>4568</sup> ICRP (International Committee of Radiological Protection). Compendium of Dose Coefficients Based on ICRP Publication. ICRP Publication, Annals of the ICRP. 2012. P. 8–40.
- <sup>4569</sup> Garten C.T., Lomax R.D. Technetium-99 cycle in mapletrees: characterization of changes in chemical form. *Health Physics*. 1989. Vol. 57. P. 299–307.
- <sup>4570</sup> Lasat M.M., Fuhrmann M., Ebbs S.D., Cornish J.E., Kochian L.V. Phytoremediation of a radiocesium-contaminated soil: evaluation of cesium-137 bioaccumulation in the shoots of three plant species. *Journal of Environmental Quality*. 1998. Vol. 27. P. 165–169.
- <sup>4571</sup> Mazzilli B., Palmiro V., Saueia C., Nisti M.B. Radiochemical Characterization of Brazilian Phosphogypsum. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2000. Vol. 49. P. 113–122.
- <sup>4572</sup> Papastefanou C., Stoulos S., Ioannidou A., Manolopoulou M. The Application of Phosphogypsum in Agriculture and the Radiological Impact. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006. Vol. 89. P. 188–198.
- <sup>4573</sup> Ernani P.R., Ribeiro M.S., Bayer C. Chemical Modifications in Acid Soils caused by Addition of Gypsum or Limestone. *Scientia Agricola*. 2001. Vol. 58. P. 825–831.
- <sup>4574</sup> Jin B., Mallula S., Golovko S.A., Golovko M.Y., Xiao F. In Vivo Generation of PFOA, PFOS, and Other Compounds from Cationic and Zwitterionic Per- and Polyfluoroalkyl Substances in a Terrestrial Invertebrate (*Lumbricus terrestris*). *Environmental Science & Technology* 2020. Vol. 54 (12). P. 7378–7387.
- <sup>4575</sup> Tome F.V., Blanco Rodríguez M.P., Lozano J.C. Soil-to-Plant Transfer Factors for Natural Radionuclides and Stable Elements in a Mediterranean Area. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2003. Vol. 65. P. 161–175.
- <sup>4576</sup> Sheppard M.I., Sheppard S.C. The Plant Concentration Ratio Concept as Applied to Natural U. *Health Physics*. 1985. Vol. 48. P. 494–500.
- <sup>4577</sup> Savvin S.B. Analytical Use of Arsenazo III: Determination of Thorium, Zirconium, Uranium and Rare Earth Elements. *Talanta*. 1961. № 8. P. 673–685.
- <sup>4578</sup> Silva N.C., Fernandes E.A., Cipriani M., Taddei M.H. The Natural Radioactivity of Brazilian Phosphogypsum. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2001. Vol. 249. P. 151–164.
- <sup>4579</sup> Ademola A.K., Obed R.I. Gamma radioactivity levels and their corresponding external exposure of soil samples from tantalite mining areas in Oke-Ogun Southwestern Nigeria. *Radioprotection*. 2012. Vol. 47. P. 243–252.
- <sup>4580</sup> Yassine T., Al-Odat M., Othman I. Transfer of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr from typical Syrian soils to crops. *Journal of Food Engineering*. 2003. Vol. 16. P. 73–79.
- <sup>4581</sup> Wang C.J., Lai S.Y., Wang J.J., Lin Y.M. Transfer of radionuclides from soil to grass in Northern Taiwan. *Appl Radiat Isotopes*. 1997. Vol. 48. P. 301–303.

---

<sup>4582</sup> Gong Y. International experience in policy and regulatory frameworks for brownfield site management. Sustainable Development – East Asia and Pacific Region: Discussion Papers, The World Bank, Washington, DC. 2010. 89 p.

<sup>4583</sup> Saleh I.H., Hafez A.F., Elanany N.H., Motaweh H.A., Naim M.A. Radiological study on soils, food stuff and fertilizers in the Alexandria region Egypt. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*. 2007. Vol. 31. P. 9–17.

<sup>4584</sup> Frelih-Larsen A., Ittner S, Marañón T., Vrinceanu N. Policy brief: remediating historical soil contamination – effective measures and policy solutions. RECARE Project, Wageningen. 2018. [https://www.ecologic.eu/sites/files/publication/2018/2730\\_recare\\_contamination\\_web.pdf](https://www.ecologic.eu/sites/files/publication/2018/2730_recare_contamination_web.pdf).

<sup>4585</sup> Entry J.A., Vance N.C, Hamilton M.A., Zabowski D., Watrud L.S., Adriano D.C. Phytoremediation of soil contaminated with low concentrations of radionuclides. *Water, Air, and Soil Pollution*. 1996. Vol. 88. P. 167–176.

<sup>4586</sup> Al-Masri M.S., Al-Akel B., Nashawani A., Amin Y., Khalifa K.H., Al-Ain F. Transfer of (40) K, (238) U, (210) Pb, and (210) Po from soil to plant in various locations in South of Syria. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2008. Vol. 99. P. 322–331.

<sup>4587</sup> Hasan M.K., Zahid S.C., Muhammad I., Khalid K. Assessment of radionuclides, trace metals and radionuclide transfer from soil to food of Jhangar valley (Pakistan) using Gamma-Ray spectrometry. *Water Air Soil Pollute*. 2010. Vol. 213. P. 353–362.

<sup>4588</sup> Murtadha S.A., Mohamad S., Sabar B. Assessment of radionuclide transfer from soil to vegetables in farms from Cameron Highlands and Penang, (Malaysia) Using neutron activation analysis. *Applied Physics Reviews*. 2013. № 5. P. 85–92.

<sup>4589</sup> Jibiri N.N., Farai I.P., Alausa S.K. Estimation of annual effective dose due to natural radioactive elements in ingestion of foodstuffs in tin mining area of Jos-Plateau, Nigeria. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2007. Vol. 94. P. 31–40.

<sup>4590</sup> Zhu Y.-G., Smolders E. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *Journal of Experimental Botany*. Vol. 51, №. 351. P. 1635–1645.

<sup>4591</sup> Broadley M.R., Willey N.J. Differences in root uptake of radiocaesium by 30 plant taxa. *Environmental Pollution*. 1997. Vol. 97. Issues 1–2. P. 11–15.

<sup>4592</sup> Lasat M.M., Norvell W.A., Kochian L.V. Potential for phytoextraction of <sup>137</sup>Cs from contaminated soil. *Plant and Soil*. 1997. Vol. 195. P. 99–106.

<sup>4593</sup> Tijani M.N., Abimbola A.F. Groundwater chemistry and isotopes studies of weathered basement aquifer: a case study of Oke-Ogun area, South-Western Nigeria. *Africa geoscience review*. 2003. Vol. 10. P. 381.

<sup>4594</sup> Pinder J.E.Ill., McLeod K.W., Alberts J.J., Adriano D.C., Corey J.C. Uptake of <sup>244</sup>Cm, <sup>238</sup>Pu, and other radionuclides by trees inhabiting a contaminated floodplain. *Health Physics* 1984. №47. P. 375–384.

<sup>4595</sup> Cougherty P.J., Kirton J.A., Mitchell N.G. Transfer of radioactive cesium from soil to vegetation and comparison with potassium in upland grasslands. *Environmental Pollution*. 1989. Vol. 62. P. 281–315.

<sup>4596</sup> Vasudev D., Ledder T., Dushenkov S., Epstein A., Kumar N., Kapulnik Y., Ensley B., Huddleston G., Cornish J., Raskin I., Sorochinsky B., Ruchko M., Prokhnevsky A., Mikheev A., Grodzinsky D. Removal of radionuclide contamination from water by metal-accumulating terrestrial plants. Presented at the In Situ Soil and Sediment Remediation Conference, New Orleans. 1996. 11 p.

<sup>4597</sup> Gaffar S., Ferdous M.J., Begum A., Ullah S.M. Transfer of natural radionuclides from soil to plants in North-Western parts of Dhaka. Malays. *Journal of Soil Science*. 2014. Vol. 18. P. 61–74.

---

<sup>4598</sup> Tchokossa P., Olomo J.B., Adesanmi C.A. Assessment of radioactivity contents of food in the oil and gas producing areas in Delta state, Nigeria. *International Journal of Scientific & Technology Research*. 2013. № 3. P. 245–250.

<sup>4599</sup> International Atomic Energy Agency. Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environment. Report Series №. 472. Vienna: International Atomic Energy Agency; 2010. P. 97–112.

<sup>4600</sup> Willey N., Hall S., Mudigantia A. Assessing the potential of phytoremediation at a site in the UK contaminated with <sup>137</sup>Cs. *International Journal of Phytoremediation*. 2001. Vol. 3 (3). P. 321–333.

<sup>4601</sup> Dushenkov S., Vasudev D., Kapulnik Y., Gleba D., Fleisher D., Ting K.C., Ensley B. Removal of uranium from water using terrestrial plants. *Environmental Science and Technology*. 1997. Vol. 31. P. 3468–3474.

<sup>4602</sup> Sathyapriya R.S., Rao D.D., Prabhath R.K. Choosing an appropriate method for measurement of <sup>232</sup>Th in environmental samples. *Radiation Protection and Environment*. 2017. Vol. 40. P. 90–94.

<sup>4603</sup> Bell J.N.B., Minski M.J., Grogan, H.A. Plant uptake of radionuclides. *Use Management*. 1988. №4. P. 76–84.

<sup>4604</sup> Bikit S., Miroslav J., Jaroslav V.M. Miodrag S.D., Ljilana K.U., Sofijia C., et al. The radioactivity of Vojvodina agriculture soil. *ArchOncology*. 2001. № 9. P. 261–262.

<sup>4605</sup> Bunzl K., Kracke W. Distribution of <sup>210</sup>Pb, <sup>210</sup>Po, stable lead, and fallout <sup>137</sup>Cs in soil, plants, and moorland sheep on the heath. *Science of Total Environment* 1984. Vol. 39. P. 143–59.

<sup>4606</sup> Singh S., Eapen S., Thorat V., Kaushik C.P., Raj K., D'Souza S.F.. Phytoremediation of (137) cesium and (90) strontium from solutions and low-level nuclear waste by *Vetiveria zizanioides*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 2008. Vol. 69. P. 306–311.

<sup>4607</sup> Karunakara N., Somashekarappa H.M., Siddappa K. Natural radioactivity in South West Coast of India. *International Congress Series*. 2005. Vol. 1276. P. 346–347.

<sup>4608</sup> Akhtar N., Tufail M., Chaudry M., Mohsin M.I. Measurement of environmental radioactivity for estimation of radiation exposure from saline soil of Lahore, Pakistan. *Radiation Measurements*. 2005. Vol. 39. P. 11–14.

<sup>4609</sup> Aswood M.S., Jaafar M.S., Bauk S. Soil to rice transfer factor of the natural radionuclides in Malaysia. *Applied Physics Research*. 2013. №5. P. 5–10.

<sup>4610</sup> Bolca M., Sac M.M., Cokuysal B., Karah T., Ekdal E. Radioactivity in soils and various foodstuffs from the Gediz River Basin of Turkey. *Radiation Measurement*. 2007. Vol. 42. P. 263–270.

<sup>4611</sup> Gouthu S., Arie T., Ambe S., Yamaguchi I. Screening of plant species for comparative uptake abilities of radioactive Co, Rb, Sr and Cs from soil. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 1997. Vol. 222. P. 247–251.

<sup>4612</sup> Hewamanna R., Samarakoon C.M., Karunaratne P.A.V.N. Concentration and chemical distribution of radium in plants from monazite-bearing soils. *Environmental and Experimental Botany*. 1988. Vol. 28. P. 137–143.

<sup>4613</sup> Ciuffo L.E., Belli M., Pasquale A., Menegon S., Velasco H.R. <sup>137</sup>Cs and <sup>40</sup>K soil-to-plant relationship in a seminatural grassland of the Giulia Alps, Italy. *Science of the Total Environment*. 2002. Vol. 295. P. 69–80.

<sup>4614</sup> Entry J. A., Emmingham W.H. Sequestration of <sup>137</sup>Cs and <sup>90</sup>Sr from soil by seedlings of *Eucalyptus tereticornis*. *Canadian Journal of Forest Research*. 1995. Vol. 25. P. 1044–1047.



- 
- <sup>4615</sup> Dahlman R.C., Auerbach S.I., Dunaway P.B. Environmental Contamination by Radioactive Materials. Vienna: International Atomic Energy Agency and World Health Organization. 1969. 17 p.
- <sup>4616</sup> Olise F.S., Owoade O.K., Olaniyi H.B. Radiological indices of technologically enhanced naturally occurring radionuclides: a PIXE approach. *Journal of Radiological Protection*. 2011. Vol. 31. P. 255–264.
- <sup>4617</sup> Changizi V, Shafiei E, Zareh MR. Measurement of (226) Ra, (232) Th, (137) Cs and (40) K activities of wheat and corn products in Ilam province – Iran and Resultant Annual Ingestion Radiation Dose. Iran. *Journal of Public Health*. 2013. Vol. 42. P. 903–914.
- <sup>4618</sup> Soudek P, Tykva R., Vanek T. Laboratory analyses of Cs-137 uptake by sunflower, reed and poplar. *Chemosphere*. 2004. Vol. 55. P. 1081–1087.
- <sup>4619</sup> Soudek P, Tykva R., Vankova R., Vanek T. Accumulation of radioiodine from aqueous solution by hydroponically cultivated sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Environmental and Experimental Botany*. 2006. Vol. 57. P. 220–225.
- <sup>4620</sup> Soudek P, Valenova S., Vavrikova Z., Vanek T. Cs-137 and Sr-90 uptake by sunflower cultivated under hydroponic conditions. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2006. Vol. 88. P. 236–250.
- <sup>4621</sup> Akinloye M.K., Olomo J.B. The measurement of the natural radioactivity in some tubers cultivated in farmlands within Obafemi Awolowo University Ile-Ife, Nigeria. *Nigerian Journal of Physics*. 2000. Vol. 12. P. 60–63.
- <sup>4622</sup> Tome F.V., Rodriguez PB., Lozano J.C. Elimination of natural uranium and Ra-226 from contaminated waters by rhizofiltration using *Helianthus annuus* L. *Science of the Total Environment*. 2008. Vol. 393. P. 351–357.
- <sup>4623</sup> Adesiji N.E., Ademola J.A. Soil-tocassava plant transfer factor of natural radionuclides on a mining impacted soil in a tropical ecosystem of Nigeria. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015. Vol. 201. P. 1–4.
- <sup>4624</sup> Ramaswami A., Carr P, Burkhardt M. Plant-uptake of uranium: hydroponic and soil system studies. *International Journal of Phytoremediation* 2001. Vol. 3 (2). P. 189–201.
- <sup>4625</sup> Amundsen G., Gulden, Strand P. Accumulation and long term behaviour of radiocesium in Norwegian fungi. *Science of the Total Environment*. 1996. Vol. 184. P. 163–171.
- <sup>4626</sup> Ban-nai T., Muramatsu Y., Yoshida S., Uchida S., Shibata S., Ambe S., Ambe F., Suzuki A. Multitracer studies on the accumulation of radionuclides in mushrooms. *Journal of Radiation Research*. 1997. Vol. 38. P. 213–218.
- <sup>4627</sup> Bem H., Lasota, W., Kusmierk E., Witusik M. Accumulation of Cs-137 by mushrooms from Rogozno area of Poland over the period 1984-1988. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 1990. Vol. 145. P. 39–46.
- <sup>4628</sup> Bunzl K., Schimmack W. Effect of microbial biomass reduction by gamma-irradiation on the sorption of Cs137, Sr-85, Ce-139, Co-57, Cd-109, Zn-65, Ru-103, Tc-95m and I-131 by soils. *Radiation and Environmental Biophysics*. 1988. Vol. 27. P. 165–176.
- <sup>4629</sup> Macklon A.E.S., Sim A. Cortical cell fluxes of cobalt in roots and transport to the shoots of Ryegrass seedlings. *Physiologia Plantarum*. 1990. Vol. 80. P. 409–416.
- <sup>4630</sup> Salt C.A., Mayes R.W., Elston D.A. Effects of season, grazing intensity, and diet composition on the radiocaesium intake by sheep on reseeded hill pasture. *Journal of Applied Ecology* 1992. Vol. 29. P. 378–387.
- <sup>4631</sup> Carini F., Bengtsson G. Post-deposition transport of radionuclides in fruit. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2001. Vol. 52. P. 215–236.

- 
- <sup>4632</sup> Chen B., Jakobsen I., Roos P., Zhu Y.-G. Effects of the mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* on uranium uptake and accumulation by *Medicago truncatula* L. from uranium-contaminated soil. *Plant and Soil*. 2005. Vol. 275 (1). P. 349–359.
- <sup>4633</sup> Bunzl K., Schimmack W., Belli M., Riccardi M. Sequential extraction of fallout radiocesium from K. soil: Small scale and large scale spatial variability. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 1997. Vol. 226. P. 47–53.
- <sup>4634</sup> Dahlberg I., Nikolova N., Johanson K.-J. Intraspecific variations in <sup>137</sup>Cs activity concentration in sporocarps of *Suillus variegatus* in seven Swedish populations. *Mycological Research*. 1997. №5. P. 545–551.
- <sup>4635</sup> Dighton J., Clint G.M., Poskitt J. Uptake and accumulation of Cs-137 by upland grassland soil fungi: a potential pool of Cs immobilization. *Mycological Research*. 1991. Vol. 95. P. 1052–1056.
- <sup>4636</sup> Podolyak A.G., Tagai S., Nilova E., Averin V. Assessment of committed doses received by agricultural workers in grain harvesting operations in the areas of radioactive contamination. *Radioprotection*. 2017. Vol. 52(1). P. 37–43.
- <sup>4637</sup> Rachkova N.G., Shuktomova I.I., Taskaev A.I. The state of natural radionuclides of uranium, radium and thorium in soils. *Eurasian Soil Science*. 2010. Vol. 43. P. 651–658.
- <sup>4638</sup> Li T., Di L., Islam E., Jiang H., Yang X. Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation. *Journal of Hazardous Materials*. 2011. Vol. 185 (2). P. 818–823.
- <sup>4639</sup> Bikit I, Slivka J, Čonkić LJ, Krmar M, Vesković M, Žikić Todorović N, et al. Radioactivity of the soil in Vojvodina (northern Province of Serbia and Montenegro). *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005. Vol. 78. P. 9–11.
- <sup>4640</sup> Chibowski S., Gładysz A. Examination of radioactive contamination in the soil-plant system and their transfer to selected animal tissues. *Polish Journal of Environmental Studies*. 1999. №8. P. 19–23.
- <sup>4641</sup> Sawidis T. Uptake of radionuclides by plants after the Chernobyl accident. *Environmental Pollution*. 1988. Vol. 50(4). P. 317–324.
- <sup>4642</sup> Steffens W., Mittelsstaedt W., Klaes G., Fuhr F. Radionuclide transfer of <sup>90</sup>Sr, <sup>137</sup>Cs, <sup>60</sup>Co and <sup>54</sup>Mn, to plants grown on soils with different physical and E3S Web of Conferences 166, 01007 (2020) <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202016601007>. ICSF 2020 chemical properties and from different sites at Eschweiler, in Abstract of the 6th International congress «Radiation, risk, protection», ed. by A. Kaul et al. 1984. Vol. 1. P. 193–196.
- <sup>4643</sup> Sheppard S.C., Evenden W.G. Critical compilation and review of plant/soil concentration ratios for Uranium, thorium and lead. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1988. Vol. 8. P. 255–285
- <sup>4644</sup> Valesco H., Ayub J.J., Sansone U. Influence of crop types and soil properties on radionuclide soil-to-plant transfer factors in tropical and subtropical environments. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2009. Vol. 100. P. 733–738.
- <sup>4645</sup> Bell J.N.B., Minski M.J., Grogan H.A.. Plant uptake of radionuclides. *Use Management*. 1988. №4. P. 76–84.
- <sup>4646</sup> United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. UNSCEAR, Sources and effects of ionizing radiation United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. United Nations, New York: United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; 2000. URL: <http://www.unscear.org>.

---

<sup>4647</sup> Beresford, N.A., Wright, S.M., Barnett, C.L., Golikov, V., Shutov, V. and Kravtsova, O. 2005. Approaches to estimating the transfer of radionuclides to Arctic biota. *Radioprotection Supplément*. 2005. Vol. 40. P. S285–S290.

<sup>4648</sup> Clulow F.V., Lim T.P., Dave N.K., Avadhanula R. Radium-226 levels and concentration ratios between water, vegetation, and tissues of Ruffed grouse (*Bonasa umbellus*) from a watershed with uranium tailings near Elliot Lake, Canada. *Environmental Pollution*. 1992. Vol. 77. P. 39–50.

<sup>4649</sup> Olomo J.B., Akinloye M.K., Balogun F.A. Distribution of gamma emitting-natural radionuclides in soils and water around nuclear research establishments, Illefe, Nigeria. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A*. 1994. Vol. 353. P. 553–557.

<sup>4650</sup> Arogunjo A.M., Ofuga E.E., Afolabi M.A. Levels of natural radionuclides in some Nigerian cereals and tubers. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2005. Vol. 82. P. 1–6.

<sup>4651</sup> Dutton M.V., Humphreys RN. Assessing the potential of short rotation coppice for cleanup of radionuclide contaminated sites. *International Journal of Phytoremediation*. 2005. Vol. 7 (4). P. 279–293.

<sup>4652</sup> Zhu Y., Shaw G., Nisbet A.F., Wilkins B.T. Effect of potassium starvation on the uptake of radiocaesium by spring wheat (*Triticum aestivum* cv. Tonic ). *Plant and Soil*. 2000. Vol. 220. P. 27–34.

<sup>4653</sup> Zhu Y., Shaw G. Soil contamination with radionuclides and potential remediation. *Chemosphere*. 2000. Vol. 41. № 1–2. P. 121–128.

<sup>4654</sup> Tsukada H., Takeda A., Hasegawa H. Uptake and Distributions of <sup>90</sup>Sr and <sup>137</sup>Cs in Rice Plants, 16<sup>th</sup> Pacific Basin Nuclear Conference, Aomori, Japan, Oct. 13–18. 2008. PaperID P16P1121.

<sup>4655</sup> Vandenhove H., Goor F., Timofeyev S., Grebenkov A., Thiry Y. Short rotation coppice as alternative land use for Chernobyl-contaminated areas of Belarus. *International Journal of Phytoremediation*. 2004. Vol. 6 (2). P. 139–156.

<sup>4656</sup> Horník M., Pipiška M., Vrtoch L., Augustín J. Bioaccumulation of <sup>137</sup>Cs and by *Helianthus annuus*. *Nukleonika*. 2005. Vol. 50. August. P. 49–52.

<sup>4657</sup> Fritioff Å., Kautsky L., Greger M. Influence of temperature and salinity on heavy metal uptake by submersed plants. *Environmental Pollution*. 2005. Vol. 133. № 2. P. 265–274.

<sup>4658</sup> Su C., Jiang L.Q., Zhang W.J. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: situation, impact and remediation techniques. *Environmental Skeptics and Critics* 2014. Vol. 3(2). P. 24–38.

<sup>4659</sup> Yoshida N., Takahashi Y. Land-Surface Contamination by Radionuclides from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. *Elements*. 2012. Vol. 8. №3. P. 201–206.

<sup>4660</sup> EPA, Radionuclide Basics: Cobalt-60. [Online]. URL: available: <https://www.epa.gov/radiation/radionuclide-basicscobalt-60>.

<sup>4661</sup> Niimura N., Kikuchi K., Tuyen N.D., Komatsuzaki M., Motohashi Y. Physical properties, structure, and shape of radioactive Cs from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident derived from soil, bamboo and shiitake mushroom measurements. *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol. 139. P. 234–239.

<sup>4662</sup> Mirka M.A., Clulow F.V., Dave N.K., Lim T.P Radium-226 in Cattails, *Typha latifolia*, and bone of muskrat, *Ondatra zibethica* (L.), from a watershed with uranium tailings near the city of Elliot Lake, Canada. *Environmental Pollution*. 1996. Vol. 91. P. 41–51.

<sup>4663</sup> Ekdal E, Karalı T, Saç MM, Uğur A, Yener G. Radioactivity in soils and vegetables from Küçük Menderes Basin of Turkey. *European Ecological Congress 08. Kuşadası Turkey*. 2005. P. 55–68.

## Список використаних літературних джерел до розділу 3 (у форматі кінцевих зсилок у послідовному порядку посилань)

- <sup>4664</sup> Панас Р.М. Рекультивация земель: Навчальний посібник. Вид., 2-ге стереотипн. Львів: Новий Світ 2007. 224 с.
- <sup>4665</sup> Рекультивация.  
URL:<https://uk.wikipedia.org/wiki/%D0%A0%D0%B5%D0%BA%D1%83%D0%BB%D1%8C%D1%82%D0%B8%D0%B2%D0%B0%D1%86%D1%96%D1%8F>.
- <sup>4666</sup> Мартинова О.А. Рекультивация земель: конспект лекцій для студентів денної форми навчання галузі знань 0401 «Природничі науки». Донецьк: ДонНТУ, 2010. 44 с.
- <sup>4667</sup> Місінкевич А.Л. Поняття рекультивации земель як юридичної категорії. *Науковий вісник Чернівецького університету*. 2011. Вип. 559. С. 83–88.
- <sup>4668</sup> Геник Я.В., Дида А.П. Рекультивация: оцінка та розрахунок робіт. Львів: Вид-во «Відродження». 1998. 46 с.
- <sup>4669</sup> Кучерявий В.П., Геник Я.В., Дида А.П., Колодко М.М. Рекультивация та фітомеліорація. Львів : Вид-во «ГАФСА». 2006. С. 20–27.
- <sup>4670</sup> Кучерявий В.П. Фітомеліорація. Львів : Вид-во «Світ». 2003. 540 с.
- <sup>4671</sup> Геник Я.В. Фітомеліорація та рекультивация як складники сталого розвитку територій. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2009. Вип.19. С. 8–12.
- <sup>4672</sup> Статистичний щорічник України за 2007 рік. Держкомстат України / за ред. О.Г. Осауленка / відп. за вип. П.П. Забродський. К. : Вид-во «Консультант». 2008. 572 с.
- <sup>4673</sup> Панас Р.Н. Агроекологические основы рекультивации земель. Львов : Изд-во при Львов ун-те. 1989. С. 107–122.
- <sup>4674</sup> Дикий Я.М. Оцінка екологічного стану геологічного середовища Червоноградського гірничопромислового району і умов водопостачання. ДГП «Західукргеологія». Львів. 1999 р. 63 с.
- <sup>4675</sup> Башуцька У.Б. Сукцесії рослинності породних відвалів шахт Червоноградського гірничопромислового району: монографія. Львів: НЛТУ України, 2006. 180 с.
- <sup>4676</sup> Oxenham J. R. Land reclamation. *J. Inst. Munic. Eng.* 1998. 10. P. 264–267.
- <sup>4677</sup> Patej T., Skorkova M. Prucopnicke rostliny pro rekultivaci ploch devastovanych tezbou uhle. *Ved. pr. vyzk. Ust. melior.* Praha. 1965. 7. P. 83–96.
- <sup>4678</sup> Каар Э.В. Лесохозяйственная рекультивация в сланцевом бассейне Эстонской ССР. Уч. записки Тарт. ун-та. 1989. № 837. С. 22–29.
- <sup>4679</sup> Фокин В.Д. Опыт организации охраны природных ресурсов в США. 1971. С. 15–17.
- <sup>4680</sup> Brown L.F., Jackson C.L. Reclamation of the urad moloboleum mine, Empire, Colorado. *Environment Mining News*. 1984. Vol. 6. № 2. P. 77–82.
- <sup>4681</sup> Wayne A.G. Early tree growth on «strike-off» graded coal-mined spoils in southeast Kansas. *Trans. Kansas Academy of Science*, 1978. Vol. 81. P. 251–256.
- <sup>4682</sup> Семенова Т.В. Некоторые аспекты зарубежного опыта решения проблем загрязненных земель. *Вестник Удмуртского Университета. Серия «Биология. Науки о Земле»*. 2012. № 2. С. 136–141.

- <sup>4683</sup> Baritz R. Voluntary Guidelines for Sustainable Soil Management: Global Action for Healthy Soils. In: Ginzky H., Dooley E., Heuser I., Kasimbazi E., Markus T., Qin T. (eds) International Yearbook of Soil Law and Policy. Springer, Cham. 2018. P. 15–34.
- <sup>4684</sup> Магазинчиков Т.П. Земельний кадастр. Львов : Вища школа, 1980. 106 с.
- <sup>4685</sup> ДСТУ 7905:2015. Захист довкілля. Придатність порушених земель для рекультивації. Класифікація. URL: [http://online.budstandart.com/ru/catalog/docpage.html?id\\_doc=62769](http://online.budstandart.com/ru/catalog/docpage.html?id_doc=62769).
- <sup>4686</sup> ДСТУ 7941:2015. Якість ґрунту. Рекультивація земель. Загальні вимоги. URL: [http://online.budstandart.com/ua/catalog/-doc-page?id\\_doc=62855](http://online.budstandart.com/ua/catalog/-doc-page?id_doc=62855). С.2.
- <sup>4687</sup> Класифікація порушених земель для рекультивації. URL: [https://web.posibnyku.vntu.edu.ua/iebmpd/vaganov\\_inzhenerna\\_geologiya/15.4.1.htm](https://web.posibnyku.vntu.edu.ua/iebmpd/vaganov_inzhenerna_geologiya/15.4.1.htm). С. 4.
- <sup>4688</sup> Класифікація порушених земель для рекультивації. URL: [https://web.posibnyku.vntu.edu.ua/iebmpd/vaganov\\_inzhenerna\\_geologiya/15.4.1.htm](https://web.posibnyku.vntu.edu.ua/iebmpd/vaganov_inzhenerna_geologiya/15.4.1.htm). С. 5.
- <sup>4689</sup> Класифікація порушених земель для рекультивації. URL: [https://web.posibnyku.vntu.edu.ua/iebmpd/vaganov\\_inzhenerna\\_geologiya/15.4.1.htm](https://web.posibnyku.vntu.edu.ua/iebmpd/vaganov_inzhenerna_geologiya/15.4.1.htm). С. 7.
- <sup>4690</sup> Класифікація порушених земель для рекультивації. URL: [https://web.posibnyku.vntu.edu.ua/iebmpd/vaganov\\_inzhenerna\\_geologiya/15.4.1.htm](https://web.posibnyku.vntu.edu.ua/iebmpd/vaganov_inzhenerna_geologiya/15.4.1.htm). С. 1.
- <sup>4691</sup> Шевченко С.М. Фітомеліорація: методичні вказівки до вивчення курсу для студентів спеціальності «Екологія та охорона навколишнього середовища» Хмельницький: ХНУ. 2011. 77 с.
- <sup>4692</sup> Галаган Т.І. Еколого-економічне значення рекультивації земель. *Агросвіт*. 2013. № 7. С. 15–21.
- <sup>4693</sup> Моторина Л.В., Овчинников В.А. Промышленность и рекультивация земель. М.: Мысль, 1975. С. 15–27.
- <sup>4694</sup> Мосина Л.В. Азотфиксирующая активность почв под насаждениями рекреационных лесов / Л.В. Мосина, В.В. Паракин, Н.М. Грачева. М.: Изд-во Моск. с.-х. акад., 1991. С. 49–54.
- <sup>4695</sup> Гринчишин Н.М. Сучасний стан і перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садовопаркового господарства, урбоекології та фітомеліорації : *Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції (Львів, 4–5 квітня 2019 р.)*. Львів, НЛТУ України. 2019. 334 с. <http://sci.ldubgd.edu.ua:8080/jspui/handle/123456789/6136>.
- <sup>4696</sup> Плешакова Є.В., Дубровська Є.В., Турківська О.В. Порівняння ефективності інтродукції нафтоокислюючих штаму *Dietzia maris* і стимуляції природних мікробних спільнот для ремедіації забрудненого ґрунту. *Прикладна біохімія та мікробіологія*. 2008. Вип. 44. С. 430–437.
- <sup>4697</sup> Савосько В.М. Меліорація та фіторекультивація земель. Навчальний посібник. Кривий Ріг., 2011. 288 с.
- <sup>4698</sup> Картограми агроландшафтів України. URL: <https://biomodel.info/ua/2008/03/new-agriculture-intensity-map/>.
- <sup>4699</sup> Агробіорізноманіття України: теорія, методологія, індикатори, приклади. Книга 1. Київ: ЗАТ «Нічлава». 2005. 384 с.
- <sup>4700</sup> Перспективи використання, збереження та відтворення агробіорізноманіття в Україні. Київ: «Хімджест». 2003. 254 с.
- <sup>4701</sup> Pakhomov O.Y., Shulman M.V. Features of Birds Corpses Decomposition and Utilization Processes in Different Forest Biogeocoenosis in Steppe Dnipro River Area.

---

Ornithological reading of memory M. A. Voinstvensky (collection of works). *Vestnik zoologii*. 2017. Vol. 35. P. 1–88, 59–61.

<sup>4702</sup> Голованов А. І., Зімін Ф. М., Сметанін В. І. Рекультивація порушених земель: підручник / Під ред. А. І. Голованова. 2-е вид., випр. і доп. В-во «Лань». 2015. 336 с.

<sup>4703</sup> Balyuk S.A., Drozd E.N., Naidenova O.E. Nosonenko A.A. Assessment of provisioning ecosystem services of irrigated salt-affected soils in Ukraine. *Eurasian Soil Science*. 2019. Vol. 52(4). P. 436–447.

<sup>4704</sup> Методичні вказівки для виконання практичних робіт з навчальної дисципліни «Рекультивація деградованих земель» для здобувачів вищої освіти третього (pHd) рівня за освітньо-науковою програмою «Агрономія» спеціальності 201 «Агрономія» галузі знань 20 «Аграрні науки та продовольство» денної і заочної форми навчання [Електронне видання]. Клименко М.О., Турчина К.П., Бедункова О.О., Ліхо О.А., Вознюк Н.М. Рівне : НУВГП. 2021. С. 14–16.

<sup>4705</sup> Champion P.M., Gunsalus I.C., Wagner G.C. Resonance Raman investigations of cytochrome P450CAM from *Pseudomonasputida*. *Journal of the American Chemical Society*. 1978. Vol. 100. P. 3743–3751.

<sup>4706</sup> Охорона та раціональне використання природних ресурсів і рекультивація земель: навч. посібник / П.П. Надточій, Т.М. Мислива, В.В. Морозов та ін.; За заг. ред. П.П. Надточія, Т.М. Мисливої. Житомир: Видавництво «Державний агроекологічний університет». 2007. 420 с.

<sup>4707</sup> Коршиков И., Красноштан О., Лаптева, Е., Данильчук Н. Жизнеспособность древесных растений на железорудных отвалах Криворожья. *Промышленная ботаника*. 2008. № 8. С. 55–61.

<sup>4708</sup> Гук М., Дубровин О., Лосев К., Окунь А., Полежаев А. Рыбец А. Обзор практик рекультивации земель, нарушенных открытыми горными работами. В: *Сибирский федеральный университет*. Красноярск, Россия, 15–25 апреля 2016. С. 29–33.

<sup>4709</sup> Тохтарь В., Мартынова Н. Подбор видов растений для фиторекультивации отвалов горнорудных предприятий КМА. *Горный журнал*. 2015. Vol. 8. С. 96–98.

<sup>4710</sup> Шанда В.І., Ворошилова Н.В. Адаптивна фіторекультивація та експериментальні сукцесії. [http://sites.znu.edu.ua/bioindication/issues/2009-14-2/shanda\\_voroshilova.pdf](http://sites.znu.edu.ua/bioindication/issues/2009-14-2/shanda_voroshilova.pdf).

<sup>4711</sup> Хлизіна Н.В. Літофільні угруповання криворізького залізрудного басейну: екологія, типологія, динаміка. Автореферат канд. дис. Дніпропетровськ: ДНУ, 2004. 20 с.

<sup>4712</sup> Марков М.В. Експериментальна геоботаніка і проблеми підвищення урожайності польових культур. 1965. Т.1. М.-Л.: Наука. С. 65–72.

<sup>4713</sup> Балюк С.А. та ін. Концепція рекультивації земель, порушених за відкритого та підземноговидобутку корисних копалин. Харків: КП «Міськадрукарня», 2012. 51 с.

<sup>4714</sup> Місінкевич А.Л. Юридична природа рекультивації земель в Україні. *Університетські наукові записки*. 2014. №3.(51). С. 107–113.

<sup>4715</sup> Savosko V., Lykholat Yu., Domshyna K., Lykholat T. Ecological and geological determination of trees and shrubs' dispersal on the devastated lands at Kryvorizhya. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2018. Vol 27. № 1. <https://geology-dnu.dp.ua/index.php/GG/article/view/502>.

<sup>4716</sup> Кодаченко Л.В., Ковров О.С. Фіторекультивация деградованих земель гірничопромислових підприємств композитними біогумусовими брикетами. *Молодь: наука та інновації: матеріали VII Всеукраїнської науково-технічної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених. Секція 10 – «Екологічні проблеми регіонів».* Дніпро, 27 листопада – 03 грудня 2019 року. <http://ir.nmu.org.ua/handle/123456789/154855>.

<sup>4717</sup> Зверковский В.Н. Техногенная динамика почвенно-грунтовых условий и перспективы восстановления нарушенных земель Западного Донбасса. *Вісник Дніпропетр. держ. аграр. ун-ту.* 2003. № 2. С. 13–17.

<sup>4718</sup> Шичула М.К., Демиденко О.В., Капштик М.В. Відтворення гумусу та механізм саморегуляції ґрунтової родючості. *Ґрунти України: екологія, еволюція: тези доп. ХДАУ.* 1996. С. 5–6.

<sup>4719</sup> Генік Я.В. Ревіталізація ґрунтового покриву як основа відновлення ландшафту. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2010. Вип. 2013. С. 93–98.

<sup>4720</sup> Шкуратов О.І. Напрями підвищення ефективності використання природно-ресурсного потенціалу аграрних підприємств *Збалансоване природокористування.* 2014. № 1. С. 74–78.

<sup>4721</sup> Генік Я.В. Технологічна класифікація порушених екосистем з метою їх ревіталізації. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2013. Вип. 23.3. С. 103–104.

<sup>4722</sup> Генік Я.В., Дида А.П. Рекультивация: навч. посіб. Львів: НВК «АТБ». 2019. 288 с.

<sup>4723</sup> Глухов А. З., Хархота А. И., Прохорова С. И., Агурова И. В. Теоретические предпосылки популяционного мониторинга фиторекультивации техногенных земель. *Екологія та ноосферологія.* 2010. Т. 21. № 3–4. С.50–56.

<sup>4724</sup> Завадский К.М. Вид и видообразование. М. : Наука. 1968. 404 с.

<sup>4725</sup> Гавриш Н.С. Методологічні основи правового регулювання використання, відтворення та охорони ґрунтів. *Науковий вісник Львівського державного університету внутрішніх справ. Серія юридична.* 2013. Вип. 1. С. 160–168.

<sup>4726</sup> Екологія. Поняття рекультивации земель. Заходи боротьби з забрудненням. <https://thelib.info/ekologiya/577372-ponyattya-rekultivacii-zemel-zahodi-borotbi-z-zabrudnenniyam/>.

<sup>4727</sup> Тимошук І.І. Концептуальні засади та напрями рекультивации промислово-вироблених торфовищ. *Ефективна економіка.* № 2. 2016. <http://www.economy.nayka.com.ua/?op=1&z=4796>.

<sup>4728</sup> Knabe, W. Zur Wiederurbarmachung im Braunkohlenbergbau, Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin, Germany. 1959. 607 p.

<sup>4729</sup> Гамкало З.Г., Копій М.Л. Питомий потік CO<sub>2</sub> з поверхні техноземів як критерій ефективності способів фітомеліорації. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2017. Вип. 27(6). С. 66–70.

<sup>4730</sup> Горбань В.А., Макалей З.А.. Роль физико-химических и физических исследований при лесной рекультивации в условиях степной зоны Украины. *Ґрунтознавство.* 2013. Vol. 14. № 1–2. P.102–109.

<sup>4731</sup> Полупан М.І., Соловей В.Б., Полупан В.І., Величко В.А. Коефіцієнт відносної акумуляції гумусу – об'єктивний діагностичний показник еколого-генетичного статусу ґрунту. *Вісник аграрної науки. Спец. випуск.* 2001. С. 32–38.

- <sup>4732</sup> Соловцова О.П. Використання досвіду Німеччини з рекультивації земель у Донецькій області. *Научные труды ДонНТУ. Серия: экономическая*. 2013. № 2 (44). С. 213–216.
- <sup>4733</sup> Мандрик В.О. Відтворення порушених земель: зарубіжний досвід, механізм фінансування. *Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України*. 2005. Вип. 5 (3). С. 208–212.
- <sup>4734</sup> Земельний кодекс України від 25.10.2001 № 2768-III.
- <sup>4735</sup> Гамкало З.Г., Бедернічек Т.Ю., Копій М.Л. Сучасні підходи до оцінки ефективності біологічного етапу рекультивації девастованих земель. October 2018 Conference: *Третій міжнародний науковий семінар: «Природні ресурси регіону: проблеми використання, ревіталізації та охорони» м. Львів* [https://www.researchgate.net/publication/328130881\\_sucasni\\_pidhodi\\_do\\_ocinki\\_efektivnosti\\_biologicnogo\\_etapu\\_rekultivacii\\_devastovanih\\_zemel](https://www.researchgate.net/publication/328130881_sucasni_pidhodi_do_ocinki_efektivnosti_biologicnogo_etapu_rekultivacii_devastovanih_zemel).
- <sup>4736</sup> Kulbachko Y., Loza I., Pakhomov O., Didur O. The zoological remediation of technogen faulted soil in the industrial region of the Ukraine Steppe zone. In: M. Behnassi, ed., *Sustainable Agricultural Development*, Springer Science+Business Media: Springer Dordrecht Heidelberg London New York. 2011. P. 115–123.
- <sup>4737</sup> Борщевський П.Л., Ушкаренко В.О., Чернюк Л.Г., Мармуль Л.О. Регіональні агропромислові комплекси України. К.: Наукова думка, 1996. 262 с.
- <sup>4738</sup> Кучерявий В.П. *Ландшафтна архітектура*. Львів: Видавництво «Новий Світ». 2017. 520 с.
- <sup>4739</sup> Pecharová E., Martis M., Kašparová I., Zdražil V. Environmental approach to methods of regeneration of disturbed landscapes. *Journal of Landscape Studies*. 2011. № 4. P. 71–80.
- <sup>4740</sup> Рекультивація: як це робить VESCO 6 Квітня, 2021 <https://nadra.info/2021/04/restoration-of-disturbed-lands-how-vesco-does-it/>
- <sup>4741</sup> Wójcik J., Kowalik S. The Content of the Organic Carbon and Total Nitrogen in the Soil of the Reclaimed Repository of the Sulphur Mine «Machów» after Many Years of Agricultural and Forestry Management. *Geomatics and Environmental Engineering*. 2014. Vol. 8. №. 4. P. 91–101.
- <sup>4742</sup> Hassink J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*. 1997. Vol. 191. P.77–87.
- <sup>4743</sup> King D.Я., Perry J.J. The origin of fatty acids in hudro-cardon-utlizing microorganisms *Niycrouaciciiuiiii vaccae*. *Canadian Journal of Microbiology*. 1975. № 1. P. 23–29.
- <sup>4744</sup> Noormets M., Karp K., Paal T. Recultivation of opencast peat pits with *Vaccinium* culture in Estonia // *Ecosystems and Sustainable Development IV*. eds. E. Tiezzi. & C.A. Brebbia. Wessex Institute of Technology. UK and J–L. USO. Universitat Jaume I. Spain. 2. 2003. 584 p.
- <sup>4745</sup> Abolins M., Sausserde R., Liepniece M., Sterne D. Cranberry and blueberry production in Latvia. *Latvian Journal of Agronomy*. 2009. № 12. P. 7–13.
- <sup>4746</sup> Яковлев А.П. Технологические основы проведения фиторекультивации участка, выбывшего из промышленной эксплуатации торфяного месторождения Беларуси *Известия Оренбургского государственного аграрного университета. Биологические науки*. 2013. № 1. С. 172–175.



<sup>4747</sup> Глухов А.З., А.И. Хархота, И.В. Агурова, С.И. Прохорова О применении популяционных биомаркеров травянистых растений в мониторинге фиторекультивации техногенных земель. *Промышленная ботаника*. 2010. Вып. 10. С. 3–10.

<sup>4748</sup> Ellenberg H. *Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas*. Göttingen: Goltze. 1974. 97 p.

<sup>4749</sup> Landolt E. *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. Veröff. Geobot. Inst. ETH. Zurich. 1977. Vol. 64. P. 1–208.

<sup>4750</sup> Коршиков И.И., Жуков С.П. Самовозобновление древесных растений на отвалах угольных шахт Донбасса. *Промышленная ботаника*. 2008. Вып. 8. С. 17–23.

<sup>4751</sup> Piekarska-Stachowiak A., Szary M., Ziemer B. et al. An application of the plant functional group concept to restoration practice on coal mine spoil heaps. *Ecological Research*. 2014. Vol. 29. P. 843–853.

<sup>4752</sup> Бяллович Ю.П. О некоторых биогеоценотических основах общей теории фитомелиорации. *Теоретические проблемы фитоценологии и биогеоценологии*. М.: Наука. 1970. С. 5–16.

<sup>4753</sup> Лаптев О.О. Екологічна оптимізація біогеоценотичного покриву в сучасному урболандшафті. К.: Держкомітет України по житлово-комунальному господарству. 1998. 206 с.

<sup>4754</sup> Lackov E., Kupec P., Polansk J. et al. Social forest functions of reclaimed spoil heaps in the Ostrava-Karvina district. *Journal of Forest Science*. 2012. Vol. 58 (5). P. 203–212.

<sup>4755</sup> Жуков С.П. Оцінка придатності умов техногенних екотопів для відновлення рослинного покриву. *Наука та інновації*. 2013. Т. 9. № 4. С. 48–54.

<sup>4756</sup> Попович В.В., Пиндер В.Ф. Особенности проведения горнотехнического этапа рекультивации терриконов в пределах Львовско-Волинского угольного бассейна. *Вісник ЛДУ БЖД*. №14. 2016. С. 93–101.

<sup>4757</sup> Прокопенко В.И., Мормуль Т.Н. Усовершенствование технологических решений доработки карьерных полей в направлении землесбережения. *Екологія і природокористування*. 2010. Вип. 13. С. 147–154.

<sup>4758</sup> Земельный кодекс Украины: Закон Украины від 25 жовтня 2001 р. № 2768–III. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2768-14>.

<sup>4759</sup> Чабаненко М.М., Волох П.В., Левченко В.Р. Юридична категорія «Рекультивация земель»: сучасні науково-правові підходи до законодавства. *Юридичний науковий електронний журнал*. 2020. №4. С. 110–114.

<sup>4760</sup> Бойко А.О. Теоретичні основи та принципи державної політики у сфері земельних відносин в Україні. *Інвестиції: практика та досвід*, 2018. № 16. С. 114–122.

<sup>4761</sup> Земельный Кодекс Украины. Відомості Верховної Ради України, 2002, № 3–4, ст.27. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2768-14>.

<sup>4762</sup> Мельник О.Г. Окремі аспекти правової охорони ґрунтів: консервація та рекультивация земель в Україні та ЄС. *Юридичний науковий електронний журнал*. 2020. [http://lsey.org.ua/3\\_2020/47.pdf](http://lsey.org.ua/3_2020/47.pdf).

<sup>4763</sup> Рекультивация: як це робить Metinvest. <https://metinvestholding.com/ua/media/news/rekuljtivacya-yak-ce-robitj-metinvest> 2021.

<sup>4764</sup> Лачко О., Лачко О. Аридные экосистемы. 1995. Т. 1. №1. С. 16–21.

<sup>4765</sup> Генник Я.В. Екологічні основи лісової фітомеліорації та рекультивації порушених земель. [http://base.dnsgb.com.ua/files/journal/Lisove-gospodarstvo-l-p-d-promyslovist/2007\\_33/33\\_33-37.pdf](http://base.dnsgb.com.ua/files/journal/Lisove-gospodarstvo-l-p-d-promyslovist/2007_33/33_33-37.pdf).

<sup>4766</sup> Мельник Л.Ю., Галаган Т.І. Методологічні підходи до оцінки рекультивованих земель. *Держава та регіони*. 2005. №5. С. 156–160.

<sup>4767</sup> Мармуль Л.О., Благодатний В.І. Організаційно-економічні аспекти раціонального землекористування в умовах реформування АПК. *Вісник аграрної науки Причорномор'я*. 2001. Т.2. Вип. 3 (12). С. 383–388.

<sup>4768</sup> Колеснікова В.В. Удосконалення технологій підготовки схилів породних відвалів до озеленення. *Проблеми екології*. 2007. № 1–2. С. 41–46.

<sup>4769</sup> Дороненко Е.П. Рекультивация земель, нарушенных открытыми разработками. М.: Недра. 1979. 263 с.

<sup>4770</sup> Голованов А.И., Зимин Ф.М., Сметанин В.И. Рекультивация нарушенных земель: Учебник. 2-е изд., испр. и доп. СПб.: Издательство «Лань», 2015. 336 с.

<sup>4771</sup> Половников А.В. Рекультивация и мелиорация нарушенных земель. Пермь: изд-во Пермской ГСХА, 2016. 51 с.

<sup>4772</sup> Рекультивация земель: краткий курс лекций для студентов 4-х курсов направления подготовки 20.03.02 «Природообустройство и водопользование». Сост.: Р.В. Прокопец. ФГБОУ ВО «Саратовский ГАУ». Саратов, 2015. 43 с.

<sup>4773</sup> Законодавчі основи охорони земель. URL: [https://vuzlit.ru/173136/rekultivatsiya\\_zemel](https://vuzlit.ru/173136/rekultivatsiya_zemel).

<sup>4774</sup> Етапи рекультивації земель. URL: <https://еко-рф.рф/a193808-etapy-rekultivatsii-zemel.html>.

<sup>4775</sup> Kumar S.M. Minesoil Properties Affecting Plant Establishment and Growth. *Ecorestoration of the coalmine degraded lands*. 2013. P. 61–81.

<sup>4776</sup> Біологічна рекультивація земель забруднених нафтопродуктами. URL: <https://terra-ecology.ru/biologicheskaja-rekultivacija-zemel/>.

<sup>4777</sup> Галаган Т.І. Біологічна рекультивація земель. *Науковий вісник Херсонського державного університету. Серія економічні науки*. Випуск 14. Частина 1. 2015. С.118–120.

<sup>4778</sup> Гамкало З.Г., Копій М.Л. Питомий потік CO<sub>2</sub> з поверхні техноземів як критерій ефективності способів фітомеліорації. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(6). С. 66–70.

<sup>4779</sup> Горбань В.А., Макалей З.А. Роль фізико-хімічних і фізичних досліджень при лісової рекультивації в умовах степової зони України. *Gruntoznavstvo*. 2013. Vol. 14. №. 1–2. P.102–109.

<sup>4780</sup> Соколов Д.А., Мерзляков О.Е., Доможакова Е.А. Оцінка літогенного потенціалу гумусонакопичення в ґрунтах відвалів кам'яновугільних родовищ Сибіру. *Вісник Томського державного університету*. 2015. № 399. С. 247–253.

<sup>4781</sup> Кульбачко Ю.Л., Дідур О.А., Лоза І.М. Оцінка впливу представників двопарноногих багатоніжок (Diploroda) на емісію вуглекислого газу модельними ґрунтосумішками при вирішенні проблем рекультивації порушених земель. *Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону: Міжвідомчий збірник наукових праць / відп. ред. С. В. Беспалова*. Донецьк: ДонНУ. 2007. Вип. 7. С. 93–99.

<sup>4782</sup> Maiti S.K. Properties of mine soil and its affects on bioaccumulation of metals in tree species: case study from a large opencast coalmining project. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*. 2006. Vol. 20(2). P. 96–110.

<sup>4783</sup> Рекультивация земель. [https://ecodelo.org/9926-5\\_biologicheskii\\_etap\\_rekultivatsii-rekultivatsiya\\_zemel](https://ecodelo.org/9926-5_biologicheskii_etap_rekultivatsii-rekultivatsiya_zemel).

<sup>4784</sup> Ерофеевская Л.А., Глязнецова Ю.С. Фиторекультивация нарушенных земель после аварийных разливов нефти на объектах нефтегазового комплекса [https://elar.urfu.ru/bitstream/10995/32720/1/brimnz\\_2012\\_19.pdf](https://elar.urfu.ru/bitstream/10995/32720/1/brimnz_2012_19.pdf).

<sup>4785</sup> Трохименко Г.Г., Яценко Ц.Р. Підвищення екологічної безпеки регіону за рахунок фіторекультивациі шламових масивів МГЗ. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсовикористання*. № 2 (14). 2016. С. 122–128.

<sup>4786</sup> Marska B., Gdula B., Malinowska K. Wplyw biohumusu na mikroflorę wierzchniej warstwy hatdy fosfogipsu. *Folia Univ. agr. Stetin. Agr.* 1999. Vol. 78. P. 161–165.

<sup>4787</sup> Етеревская Л.В., Момот А.Ф., Лехциер Л.В. Научные основы и прикладные аспекты восстановления почвенного покрова в техногенных ландшафтах Украины. *Історія і сучасність ґрунтознавства і агрохімії в Україні*. Харків, 2006. С. 112–129.

<sup>4788</sup> Ma T.H., Carberra G.L., Owens E. Genotoxic agents detected by plant bioassays. *Reviews on Environ Health*. 2005. Vol. 20 (5). P. 1–13.

<sup>4789</sup> Романюк О.І., Шевчик Л.З., Ощиповський І.В., Жак Т.В. Методика екологічного оцінювання нафтозабруднених ґрунтів. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*. 2016. Vol. 24(2). С. 264–269.

<sup>4790</sup> Tausz M., Sircelj H., Grill D. The glutathione system as a stress markers in plant ecophysiology: is a stress-response concept valid? *Journal of Experimental Botany*. 2004; Vol. 55. P. 1955–1962.

<sup>4791</sup> Терехова В.А. Биотестирование почв: подходы и проблемы. *Почвоведение*, 2011. № 2. С. 190–198.

<sup>4792</sup> Vomacka L., Pospisilova J. Rehydration of Sugar Beet Plants after Water Stress: Effect of Cytokinins. *Biologia Plantarum*. 2003. Vol. 46(1). P. 57–62.

<sup>4793</sup> Ананьева Ю.С., Давыдов А.С. Экологическая оценка воздействия осадков сточных вод на почву по фитотестированию. *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2009. № 8 (58). С. 38–40.

<sup>4794</sup> Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Экологическое состояние и функции почв в условиях химического загрязнения. Ростов-на-Дону: Изд-во Ростиздат, 2006. 385 с.

<sup>4795</sup> Гераськин С.А., Терехова В.А., Дикарев В.Г., Ли С.П. и др. Анализ фито- и генотоксичности образцов. почвы с отвалов урановых шахт. *Проблемы региональной экологии*. 2015. № 6. С. 5–10.

<sup>4796</sup> Применение фитотестирования для решения задач экологического почвоведения / В.А. Терехова, Л.П. Воронина, О.В. Николаева, Т.В. Бардина, О.А. Калмацкая, А.П. Кирюшина, П.В. Учанов, В.Д. Креславский, Г.К. Васильева. *Земельный ресурси и почвы*. 2016. № 3. С.37–41.

<sup>4797</sup> Григорчук І.Д. Використання рослинних біоіндикаторів для оцінки токсичності ґрунтів на території м. Кам'янець Подільського. *Біологічні системи*. 2016. Т. 8. Вип. 2. С. 212–218.

<sup>4798</sup> Biscardi D., Monarca S., De Fusco R., Senatore F., Poli P., Buschini A., Rossi C., Zani C. Evaluation of the migration of mutagens/carcinogens from PET bottles into mineral water by Tradescantia/micronuclei test, Comet assay on leukocytes and GC/MS. *Science of the Total Environment*. 2003. Vol. 302. №1–3. P. 101–108.

<sup>4799</sup> Куцоконь Н.К., Безруков В.Ф., Лазаренко Л.М., Рашидов Н.М., Гродзинський Д.М. Кількість аберацій на аберантну клітину як параметр хромосомної нестабільності 1. Характеристика дозових залежностей. *Цитологія і генетика*. 2003. №4. С. 20–25.

<sup>4800</sup> Куцоконь Н.К., Рашидов Н.М. Ефекти хронічного опромінення рослин, зумовленого радіонуклідами техногенного походження. *Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення у рослин у зоні впливу Чорнобильської катастрофи* / За ред. Д.М. Гродзинського. К.: Наукова думка, 2008. С. 70–126.

<sup>4801</sup> Mukhopadhyay S., Kumar S.M. Trace metal accumulation and natural mycorrhizal colonisation in an afforested coalmine overburden dump: a case study from India. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*. 2011. Vol. 25(2). P. 187–207.

<sup>4802</sup> Velásquez J., Ferrando F., Salvadó J. Binderless fiber-board from steam exploded *Miscanthus sinensis*: The effect of a grinding process. *Holz Als Roh-Und Werkstoff*. 2002. Vol. 60(4). P. 297–302.

<sup>4803</sup> Бровко Ф. Сучасні проблеми та здобутки лісової рекультивациі відвальних ландшафтів в Україні. *Лісове і садово-паркове господарство*. 2012. № 7. С. 7–10.

<sup>4804</sup> Zhang Q., Zhang T., Liu X. Index system to evaluate the quarries ecological restoration. *Sustainability*. 2018,. Vol. 10. P. 3–11.

<sup>4805</sup> Бяллович Ю. П. О некоторых биогеоценологических основах общей теории фитомелиорации. *Теоретические проблемы фитоценологии и биогеоценологии. Отд. биологический, секция ботаники: Тр. Моск. О-ва испытателей природы*. 1970. Т. 38. С. 5–16.

<sup>4806</sup> Бешлей С. . Екологічні властивості *Calamagrostis Epigeios* (L.) Roth та його середовищетворна роль на відвалах вугільних шахт (Червоноградський гірничопромисловий район). Дис. канд. біол. наук. Львів. Національна академія наук України. 2016. 189 с.

<sup>4807</sup> Plants as Bioaonitors. Indicators for Heavy Metals in the Terrestrial Environment. Edited by Bernd Markert. VCH. 2000. P. 3–460.

<sup>4808</sup> Рашидов Н.М. Особенности тест-систем высших растений для мониторинга загрязнения окружающей среды. *Сборник тезисов Международной конференции «Пятнадцать лет Чернобыльской катастрофы. Опыт преодоления» 18–20 апреля Киев*. 2001. С. 144.

<sup>4809</sup> Mukhopadhyay S., Masto R.E., Tripathi R.C., Srivastava N.K. Application of Soil Quality Indicators for the Phytorestitution of Mine Spoil Dumps. *Phytomanagement of Polluted Sites*. 2019. P. 361–388.

<sup>4810</sup> Худоба В., Чикайло Ю. Екологія: навч.-метод. посіб. Львів: ЛДУФК, 2016. 92 с.

<sup>4811</sup> Пилипенко Ю.В., Скок С.В. Оцінка рівня забруднення ґрунту важкими металами в межах міської системи (на прикладі м. Херсон). *Біологія та валеологія. Збірник наукових праць Харківського національного педагогічного університету імені Г. С. Сковороди*. 2015. № 17. С. 138–145.

- <sup>4812</sup> Тітенко Г.В. Особливості просторового розподілу валових і рухомих форм важких металів у ґрунтах великого міста (на прикладі Харкова). *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна*. 2008. № 801. С. 58–64.
- <sup>4813</sup> García-Giménez R., Jiménez-Ballesta R. Mine tailings influencing soil contamination by potentially toxic elements. *Environmental Earth Sciences*. 2017. Vol. 76. P. 1–14.
- <sup>4814</sup> Sherstjuk N. Activation of supergene processes in aquifers mining areas (for example the North mining and processing plant, Kryvbas). *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2017. Vol. 25. № 1 (Jun. 2017). P. 131–136.
- <sup>4815</sup> Ye A., Mazur V.V., Kucherevskiy H.N., Shol' M.O., Baranets T.V., Sirenko O.V. Krasnoshtan. Biotechnology of the iron-ore dump recultivation by creation of steady plants communities. *Science and innovations*. 2004. Vol. 11 (4). P. 41–52.
- <sup>4816</sup> Пойкер Х. Культурный ландшафт: формирование и уход. Перевод с немецкого В.В. Цветкова. ВО «Агропромиздат». М., 1987. 176 с.
- <sup>4817</sup> Mukhopadhyay S., Maiti S.K., Masto R.E. Use of Reclaimed Mine Soil Index (RMSI) for screening of tree species for reclamation of coal mine degraded land. *Ecological Engineering*. 2013. Vol. 57. P. 133–142.
- <sup>4818</sup> Кожушко Л.Ф., Велесик Т.А. Формування ринку осушених земель сільськогосподарського призначення: монографія. Рівне: НУВГП. 2015. 188 с.
- <sup>4819</sup> Киреева Н.А., Григориади А.С., Водопьянов В.В., Амирова А.Р. Подбор растений для фиторемедиации почв, загрязненных нефтяными углеводородами. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2011. Т. 13. № 5(2). С. 184–187.
- <sup>4820</sup> Васюков В.М. Экология. Мелиоративные растения. <https://sites.google.com/site/enciklprirodysamobl4/home/-prirodopolzovanie/-hozajstvennyye-gruppy/meliorativnyye-rastenia>.
- <sup>4821</sup> Алексей Бурковский. Лекарство для биосферы. 2009. <http://www.ukrrudprom.com/digest/krr19u01d09pro.html?>
- <sup>4822</sup> Khair M. How might global warming and greenhouse effect impact rangelands. *Rangelands*. 2001. Vol. 23(4). P. 24–26.
- <sup>4823</sup> Loiseau P., Louault F., Carrere P. Flux de carbone et d'azote dans les associations de graminee et de trefle blanc conduits en pasturage simule. *Fourrages*. 2002. Vol. 169. P. 25–46.
- <sup>4824</sup> Soussana J.F., Teyssonneyre F., Picon-Cochard C. Impacts des changements climatiques et atmospheriques sur la prairie et sa production. *Fourrages*. 2002. Vol. 169. P. 3–24.
- <sup>4825</sup> Новикова А.В. Исследования засоленных и солонцовых почв: генезис, мелиорация, экология. Избранные труды. Х.: КП «Друкарня 13», 2009. 720 с.
- <sup>4826</sup> Фітомеліорація та структурна меліорація: шляхи вирішення проблеми кислотності ґрунту. <https://superagronom.com/blog/785-fitomelioratsiya-ta-strukturna-melioratsiya-shlyahi-virishennya-problemi-kislotnosti-gruntu> 2021.
- <sup>4827</sup> Пуртова Л.Н., Щапова Л.Н., Емельянов А.Н., Иншакова С.Н. Изменение показателей плодородия почв в агрообразцах Приморья в условиях фитомелиоративного опыта. *Вестник КрасГАУ*. 2011. № 11. С. 62–65.

<sup>4828</sup> Balloi A., Roll E., Marasco R., Mapelli F., Tamagnin I., Capetelli F., Borin S., Daffonchico D. The role of microorganisms in bioremediation and phytoremediation of polluted and stressed soils. *Agrochimica*. 2010. Vol. 54. № 6. P. 353–369.

<sup>4829</sup> Thori T., Burke I.C., Lauenroth W.K., Coffin D.P. Effect of cultivation and abandonment of soil on soil organic matter in Northeastern Colorado. *Soil Science Society of America Journal*. 1995. Vol. 59. № 4. P. 1112–1119.

<sup>4830</sup> Суюндуков Я.Т., Хасанова Р.Ф., Сальманова Э.Ф., Абдуллин М.Р. Повышение устойчивости агроэкосистем степного Зауралья Республики Башкортостан приемами фитомелиорации. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2012. Т. 14. № 1. С. 244–248.

<sup>4831</sup> Пуртова Л.Н., Костенков Н.М., Киселева И.В., Емельянов А.Н. Влияние фитомелиорации на показатели плодородия агрогенных почв Приморья. *Современные проблемы науки и образования*. 2015. № 5. <https://science-education.ru/ru/article/view?id=21671>.

<sup>4832</sup> Рахимова Н.Н. Восстановление почв загрязненных радионуклидами методом фитомелиорации. <http://elib.osu.ru/bitstream/123456789/468/1/997-1002.pdf>.

<sup>4833</sup> Вольвач О.В., Полуденна А.М. Сільськогосподарська фітомеліорація – важлива ланка екологічно збалансованої системи землекористування. [http://eprints.library.odeku.edu.ua/id/eprint/3350/1/mvnpk\\_Uman\\_2017\\_78.pdf](http://eprints.library.odeku.edu.ua/id/eprint/3350/1/mvnpk_Uman_2017_78.pdf).

<sup>4834</sup> Суюндуков Я.Т., Хасанова Р.Ф., Суюндукова М.Б. Фитомелиоративная эффективность многолетних трав на черноземах Зауралья. Под ред. чл.-корр. АН РБ, проф. Ф.Х.Хазиева. Уфа: Гилем. 2007. 132 с.

<sup>4835</sup> Zhou W., Yin W., Peng X., Liu F., Yang F. Comprehensive evaluation of land reclamation and utilisation schemes based on a modified VIKOR method for surface mines. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*. 2018. Vol. 32(2). P. 93–108.

<sup>4836</sup> Хархота Г.І. Моніторинг популяцій рослин в техногенних екотопах. *Охорона генофонду рослин в Україні: тез. доп. наук. конф. (Кривий Ріг, трав. 1994 р.)*. Донецьк. 1994. С. 101.

<sup>4837</sup> Хархота Г.І. Про кадастр «Біологічна різноманітність фітомеліорантів південного сходу України». *Матер. XI з'їзду Укр. ботан. т-ва (Харків, 25–27 верес. 2001 р.)*. Х., 2001. С. 283–284.

<sup>4838</sup> Чибрик Т.С. Основы биологической рекультивации: Учеб. пособие. Екатеринбург: Изд-во Урал. Ун-та. 2002. 172 с.

<sup>4839</sup> Гурина И.В. О применении комплексных мелиораций при биологической рекультивации нарушенных земель. *Мелиорация и водное хозяйство*. 2013. № 3. С. 27–28.

<sup>4840</sup> Троицкий Е.П. Основные проблемы учения о микроэлементах в системе почва-растение. *Вестник МГУ*. 1969. № 5. С. 48–56.

<sup>4841</sup> FAO and NSC ISSAR. Voluntary Guidelines for Sustainable Soil Management. Rome. 2019. <https://www.fao.org/3/i6874uk/i6874uk.pdf>.

<sup>4842</sup> Сторчоус І. Нюанси в технології no-till. 2014. <http://agro-business.com.ua/agro/ahronomiia-sohodni/item/395-niuanzy-v-tekhnohohii-no-till.html>.

<sup>4843</sup> Національний виклик: деградація ґрунтів чи відновлення їх родючості 2021. <https://ecolog-ua.com/news/nacionalnyy-vyklyk-degradaciya-gruntiv-chy-vidnovlennya-yih-rodyuchosti>.

<sup>4844</sup> Лоза І.М., Пахомов О.Є., Чорна В.І., Ворошилова Н.В. Оцінка ефективності рекультивації земель кар'єра видобутку марганцевої руди: екосистемний підхід. *Науковий вісник НГУ*. №4. 2018. С. 122–128.

<sup>4845</sup> Травлеев А.П. Научные основы технической биогеоценологии. Днепропетровск: ДГУ. 1987. Вып. 19. С. 4–9.

<sup>4846</sup> Бельгард А.Л. Степное лесоведение. М.: Лесная промышленность. 1971. 335 с.

<sup>4847</sup> Про рекультивацію земель, збереження та раціональне використання родючого шару ґрунту при розробці родовищ корисних копалин таторфу, проведенні геологорозвідувальних, будівельних та інших робіт: постанова Ради Міністрів Української РСР від 14 липня 1976 р. № 327. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/327-76-%D0%BF>.

<sup>4848</sup> Дербенштедт К. Пустеля після сонячного каменю, або як відновити знівечені після видобутку бурштину українські землі. *Землевпорядний вісник*. 2016. № 7. С. 23–24.

<sup>4849</sup> Волох П., Кобець А., Грицан Ю. Рекультивація порушених земель привидобутку бурштину. *Землевпорядний вісник*. 2017. № 1. С. 27–29.

<sup>4850</sup> Хлизіна Н.В. Літофільні угруповання криворізького залізнорудного басейну: екологія, типологія, динаміка. Автореферат канд... дис. Дніпропетровськ: ДНУ, 2004. 20 с.

<sup>4851</sup> Сукачев В.Н. Избранные труды. Л.: Наука, 1972. 477 с., Т. 2. 197. 362 с., Т. 3. 1975. 343 с.

<sup>4852</sup> Зверковский В.Н., Белова Н.А., Тупика Н.П. Некоторые вопросы создания лесных культур фитоценозов на рекультивируемых землях Западного Донбасса. Биогеоценология, антропогенные изменения растительного покрова и их прогнозирование. К.: 1978. С. 165–173.

<sup>4853</sup> Раменский Л.Г. Введение в комплексное почвенногеоботаническое исследование земель. М: Сельхозгиз, 1938. 619 с.

<sup>4854</sup> Демидов О. Питання організаційно-технічного регулювання щодорекультивації промислово порушених земель. *Землевпорядний вісник*. 2013. № 12. С. 17–20.

<sup>4855</sup> Науково-теоретичні основи рекультивації земель. URL: <https://gendocs.ru/v36525/?download2=file>. С. 1.

<sup>4856</sup> Науково-теоретичні основи рекультивації земель. URL: <https://gendocs.ru/v36525/?download3=file>. С. 3.

<sup>4857</sup> Науково-теоретичні основи рекультивації земель. URL: <https://gendocs.ru/v36525/?download4=file>. С. 5.

<sup>4858</sup> Науково-теоретичні основи рекультивації земель. URL: <https://gendocs.ru/v36525/?download5=file>. С. 7.

## Список використаних літературних джерел до розділу 4 (у форматі кінцевих зсилок у послідовному порядку посилань)

- <sup>4859</sup> Володимир Гетьман, Державна екологічна академія Мінприроди України, кафедра заповідної справи. *Газета «Голос України»*. 2011.
- <sup>4859</sup> Безручко Л. Розвиток рекреаційної дигресії на території Шацького природного парку. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*. 2009. Вип. 36. С. 23–30.
- <sup>4859</sup> Тарасов А.И. Рекреационное лесопользование. М.: Агропромиздат, 1986. 176 с.
- <sup>4860</sup> Безручко Л., Кукурудза С. Ландшафтні системи Шацького НПП: історичний та актуальний аспекти дослідження. *Науковий вісник Волинського національного університету*. 2007. Вип. 11. 1. С. 153–158.
- <sup>4861</sup> Жижин Н.П., Зеленский Н.Н. К методике изучения рекреационной дигрессии лесных биогеоценозов. *Природа и научно-технический прогресс*. Казань.: ШТИИИЦА. 1973. С. 164–166.
- <sup>4862</sup> Прудникова Н.Г. Рекреационная нагрузка и экологическое состояние озера Ая. *Матер. междунар. науч. конф. «Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов на рубеже 3-го тысячелетия»*. Томск: НТЛ. 2000. С. 168–172.
- <sup>4863</sup> Kumar S.M. Bioreclamation of coalmine overburden dumps-with special emphasis on micronutrients and heavy metals accumulation in tree species. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2003. Vol. 125. №:1-3. P. 111–122.
- <sup>4864</sup> Казанская, Н.С. Рекреационные леса / Н.С. Казанская, В.В. Ланина, Н.Н. Марфенин. М.: Лесная промышленность. 1977. 96 с.
- <sup>4865</sup> Бганцова В.А., Бганцов В.Н., Соколов А.А. Влияние рекреационного лесопользования на почву. *Природные аспекты рекреационного использования лесов*. М.: Наука. 1987. С. 70–95.
- <sup>4866</sup> Куйбышев С.В. Изменение биохимических свойств почвы под влиянием рекреационных нагрузок в условиях лесопаркового пояса Подмосковья: автореф. дис. канд. с.-х. наук: 06.01.03 / Куйбышев Сергей Владимирович. М. 1987. 24 с.
- <sup>4867</sup> Рудакова Г.Д. Оценка рекреационного воздействия на основные компоненты экосистемы в приозерной зоне Чулымо–Енисейской котловины: автореф. дис. канд. биол. наук: 03.02.13 / Рудакова Галина Дмитриевна. Красноярск. 2012. 18 с.
- <sup>4868</sup> Соколов Л.А. Изменение физических свойств почв и роста насаждений под влиянием рекреационных нагрузок в парках и лесопарках Подмосковья: автореф. дис. канд. биол. наук: 06.01.03 / Соколов Леонид Алексеевич. М. 1983. 27 с.
- <sup>4869</sup> Экология города: Учебник. Под общей редакцией Стольберга Ф.В. К.: Либра, 2000. 464 с.
- <sup>4870</sup> Gentcheva-Kostadinova Sv., Zheleva E., Petrova R., Haigh M.J. Soil constraints affecting the forest-biological recultivation of coal-mine spoil banks in Bulgaria. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*. 1994. Vol. 8(2). P. 47–53.
- <sup>4871</sup> Оверковська Т.К. Правові засади охорони земель від забруднення та псування в Україні: [монографія]. Вінниця: Вид-во ПП «Едельвей і К». 2010. 220 с.
- <sup>4872</sup> Попова А.О. Джерела забруднення земель небезпечними речовинами та їх види. *Актуальні проблеми держави і права*. 2011. № 4. С. 443–450.



- <sup>4873</sup> Аспекти рекультивації. URL: <http://dSPACE.onua.edu.ua/bitstream/handle/11300/4400/70.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- <sup>4874</sup> Бакка М.Т. Основи ведення сільського господарства та охорона земель: [навчальний посібник]. Житомир: Вид-во ЖІТІ. 2000. 366 с.
- <sup>4875</sup> Majumdar D.K. Irrigation water management: principles and practice. New PHI Learning Private Limited, Delhi, India. 2010. P. 16–70.
- <sup>4876</sup> Мошинський В.О. Моніторинг і охорона земель. Вінниця: Вид-во ПП «Едельвей і К». 2010. 180 с.
- <sup>4877</sup> Chen Y.P., Wei Y.Q., Peng L.H. Ecological technology model and path of seaport reclamation construction. *Ocean. Coastal. Manage.* 2018. Vol. 165. P. 244–257.
- <sup>4878</sup> Міщенко В.С. Шляхи вирішення проблеми стійких органічних забруднювачів в Україні. Житомир: Вид-во ЖІТІ. 2005. 106 с.
- <sup>4879</sup> Wang W., Liu H., Li Y.Q., Su J.L. Development and management of land reclamation in China. *Ocean Coastal Manage.* 2014. Vol. 102. P. 415–425.
- <sup>4880</sup> Стокгольмська конвенція про стійкі органічні забруднювачі від 22 травня 2001 року. *Відомості Верховної Ради України.* 2007. № 30. Ст. 396.
- <sup>4881</sup> Про пестициди і агрохімікати : Закон України від 02.03.1995 року № 86/95–ВР. *Відомості Верховної Ради України.* 1995. № 14. Ст. 91.
- <sup>4882</sup> Kucher A. Adaptation of the agricultural land use to climate change. *Agricultural and Resource Economics.* 2017. Vol. 3. № 1. P. 119–138.
- <sup>4883</sup> Khanbaev T.G., Daibova L.S. Efficiency of land use in agriculture using a system of indicators. *Mining agriculture.* 2016. №. 1. P. 31–35.
- <sup>4884</sup> Zheliaskov A.L., Denisova N.S. Methodological approaches to the formation of rational agricultural land use in the municipal district. *Moscow Economic Journal.* №. 1 2019. С 156–169.
- <sup>4885</sup> Норов В.М. Забруднення природи і боротьба з ним. *Актуальні проблеми держави і права.* 1998. № 1. С. 33–38.
- <sup>4886</sup> Kucher A., Anisimova O., Heldak M. Efficiency of land reclamation projects: new approach to assessment for sustainable soil management. *Journal of Environmental Management and Tourism.* 2019. Vol. 10. № 7. P. 1568–1582.
- <sup>4887</sup> Bangian A.H., Ataei M., Sayadi A., Gholinejad A. Optimizing post-mining land use for pit area in open-pit mining using fuzzy decision making method. *International Journal of Environmental Science and Technology.* 2012. Vol. 9(4). P. 613–628.
- <sup>4888</sup> Бешлей С.В., Баранов В.І., Ващук С.П. Оцінка токсичності субстратів відвалів вугільних шахт методом біотестування. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2011. Вип. 21(12). С. 98–102.
- <sup>4889</sup> Кондратюк Е.Н. Промышленная ботаника / Е.Н. Кондратюк, В.П. Тарабрин, Р.И. Бурда и др. К. : Вид-во «Наук. Думка». 1980. 260 с.
- <sup>4890</sup> Трохова О.Н. К вопросу фитотоксичности породы промышленных отвалов Донбаса. *Промышленная ботаника.* 2007. Вып. 7. С. 80–84.
- <sup>4891</sup> Книш І.Б. Розподіл вмісту хімічних елементів у породах териконів Червоноградського гірничо-промислового району. *Вісник Львівського університету. Серія: Геологічна.* 2003. Вип. 17. С. 148–158.
- <sup>4892</sup> Базові напрями рекультивації. URL: <http://5fan.ru/wievjob.php?id=47982>.

- <sup>4893</sup> Національна доповідь про стан родючості ґрунтів Укра.ни. Мінагрополітики, Центрдержродючість, НААНУ, ННЦ ІГА імені О.Н. Соколовського, НУБіП. 2010. 113 с.
- <sup>4894</sup> Sengupta D., Chen R.S., Meadows M.E. Building beyond land: an overview of coastal land reclamation in 16 global megacities. *Appl Geogr.* 2018. Vol. 90. P. 229–238.
- <sup>4895</sup> Добряк Д.С., Тихонов А.Г., Гребенюк Н.В. Теоретичні засади сталого розвитку землекористування у сільському господарстві. К.: Урожай, 2004. 136 с.
- <sup>4896</sup> Piersma T. Threats to intertidal soft-sediment ecosystems. University of Groningen. 2009. 356 p.
- <sup>4897</sup> Сучасний стан ґрунтових ресурсів України: як бути далі? URL: <https://a7d.com.ua/agropoltika/50965-suchasnij-stan-gruntovih-resursiv-ukrayini-jak-butidal.html>.
- <sup>4898</sup> Родючість ґрунту: повернути втрачений потенціал. URL: [https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:uokQB1\\_FhHAJ:https://superagronom.com/blog/671-rodyuchist-gruntu-povernuti-vtracheniy-potentsial+&cd=7&hl=ru&ct=clnk&gl=ua](https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:uokQB1_FhHAJ:https://superagronom.com/blog/671-rodyuchist-gruntu-povernuti-vtracheniy-potentsial+&cd=7&hl=ru&ct=clnk&gl=ua).
- <sup>4899</sup> Бурлака Н.І., Панько В.В. Екологічні наслідки деградації ґрунту та інноваційні шляхи її подолання. *Агросвіт.* 2020. № 7. С. 80–86.
- <sup>4900</sup> Заіменко Н.В., Дідик Н.П., Елланська Н.Е., Іваницька Б.О., Павлюченко Н.А., Рахметов Д.Б., Харитонова І.П. Впровадження новітньої технології хімічної та фітомеліорації кислих і засоленних ґрунтів. *Nauka innovation.* 2016. Вип. 12(1). С. 66–77.
- <sup>4901</sup> Dragišić Maksimović J., Zang J., Zeng F.H., Živanović B.D., Shabala L., Zhou M., Shabala S. Linking oxidative and salinity stress tolerance in barley: can root antioxidant enzyme activity be used as a measure of stress tolerance. *Plant and Soil.* 2013. Vol. 365. Is. 1–2. P. 141–155.
- <sup>4902</sup> Sun C., Gao X., Fu J., Zhou J., Wu X. Metabolic response of maize (*Zea mays* L.) plants to combined drought and salt stress. *Plant and Soil.* 2015. Vol. 388. Is. 1–2. P. 99–117.
- <sup>4903</sup> Національна політика України: оцінка і стратегія розвитку. Міністерство охорони навколишнього природного середовища. Програма розвитку ООН. Глобальний екологічний фонд. К., 2007. 184 с.
- <sup>4904</sup> Kucher A. Sustainable soil management in the formation of competitiveness of agricultural enterprises. Academic publishing house «Talent», Plovdiv, Bulgaria. 2019. P. 8–23.
- <sup>4905</sup> Kucher A., Anisimova O. Theoretical aspects of definition of economic efficiency of application of soil-protecting innovations. *News of agrarian sciences. Special issue.* 2016. № 10. P. 87–91.
- <sup>4906</sup> Аспекти негативного впливу забруднення ґрунтів. URL: <https://ukr.agromassidayu.com/radioaktivnoe-zagryaznenie-pochv-i-ego-posledstviya-a-753059>.
- <sup>4907</sup> Yurchenko I.F. Digital systems as a factor of increasing ecological and economic efficiency of land reclamation. *Ecological systems and devices.* 2019. № 6. P. 47–53.
- <sup>4908</sup> Будзяк О.С. Екологонебезпечне використання земель: теоретичні та практичні аспекти: [монографія]. Національний університет біоресурсів і природокористування. К.: Аграр Медіа Груп, 2011. 236 с.

- <sup>4909</sup> Martínantón M., Negro V., Campo J.M.D., Lópezgutiérrez J.S., Esteban M.D. Review of coastal land reclamation situation in the world. *Journal of coastal research (in SafetyLit)*. 2016. Vol. (75). P. 667–671.
- <sup>4910</sup> Тверді побутові відходи. URL: <http://toronbud.com.ua/novini/pro-cez-i-dlja-chainik-v.html>.
- <sup>4911</sup> Аналіз стану радіаційної ситуації в Україні. URL: <http://dspace.pnpu.edu.ua/bitstream/123456789/14957/1/163.pdf>.
- <sup>4912</sup> Особливості розподілу стронцію. URL: <http://yrok.pp.ua/serednya-osvta/7283-stroncy-90-perod-napvrozpadu-stroncy-radonukld.html>.
- <sup>4913</sup> Радіонукліди у ґрунтах. URL: <http://www.sgau.ru/files/pages/14691/14327951603.pdf>.
- <sup>4914</sup> Радіонукліди у ґрунтах. URL: <http://www.sgau.ru/files/pages/14691/14327951604.pdf>.
- <sup>4915</sup> Використання меліорованих земель Рівненської області в сучасних умовах: інформаційний довідник–посібник. К.: УААН, Інститут гідротехніки і меліорації. 1997. 123 с.
- <sup>4916</sup> Гродзинський Д., Дембновецький О., Левчук О. Перспективи використання та утримання радіаційно уражених земель. *Вісник НАН України*. 2003. № 4. С. 15–25.
- <sup>4917</sup> Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи. [П.П. Надточій, А.С. Малиновський, А.О. Можар, М.М. Лазарєв, В.О. Кашпаров, А.І. Мельник]. К.: Світ. 2003. 372 с.
- <sup>4918</sup> Купріянич І.П. Забезпечення екологічної безпеки на територіях, що зазнали радіоактивного забруднення. *Агросвіт*. 2015 № 20. С. 89–93.
- <sup>4919</sup> Дербенцева А.М. Рекультивация деградированных и воссоздание разрушенных. Владивосток: Изд-во Дальневосточного университета. 2006. 70 с.
- <sup>4920</sup> Наукові основи використання продукції лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення лісів : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора с.-г. наук : спец. 06.03.03 / В.П. Краснов; НАУ. К. 2000. 43 с.
- <sup>4921</sup> Näyhä T., Franzese P.P. Ecosystem services assessment: a review under an ecological-economic and systems perspective. *Ecological Modelling*. 2014. Vol. 289. P. 124–132.
- <sup>4922</sup> Фітомеліорація. Технологічні аспекти (лекційний курс). URL: <http://5fan.ru/wievjob.php?id=47982>.
- <sup>4923</sup> de Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*. 2002. Vol. 41(3). P. 393–408.
- <sup>4924</sup> База екологічних законів України. URL: <https://ips.ligazakon.net/document/TM038623>.
- <sup>4925</sup> Рекультивацийні технології. URL: [www.agrosvit.info/pdf/2\\_2018/8.pdf](http://www.agrosvit.info/pdf/2_2018/8.pdf).
- <sup>4926</sup> Невінська Г.Б. Проблемні аспекти інноваційного розвитку аграрного виробництва. *Агросвіт*. № 1–2. 2017. С. 35–38.
- <sup>4927</sup> Рекультивацийні технології. URL: [www.agrosvit.info/pdf/2\\_2018/6.pdf](http://www.agrosvit.info/pdf/2_2018/6.pdf).
- <sup>4928</sup> Території України схильні до різних типів підтоплення. URL: <https://geomap.land.kiev.ua/geotech-2.html>.
- <sup>4929</sup> Фіторекультивация (методичні матеріали). URL: <http://ep3.nuwm.edu.ua/2617/1/nd020%20zah.pdf>.

- <sup>4930</sup>Загроза підтоплень в Україні URL: [www.ecoleague.net/pro-vel/misiia-vel/vystupy-publikatsii/2009/item/53-pidtoplennia-zahroza-natsionalnym-interesam](http://www.ecoleague.net/pro-vel/misiia-vel/vystupy-publikatsii/2009/item/53-pidtoplennia-zahroza-natsionalnym-interesam).
- <sup>4931</sup>Сай В.М. Дослідження процесу підтоплення земель з врахуванням соціально-економічних збитків. Національний університет "Львівська політехніка". 2011. 89 с.
- <sup>4932</sup>Фіторекультивация різних категорій земелью URL: <http://science.lpnu.ua/sites/default/files/journal-paper/2017/may/1772/gka75201120.pdf>.
- <sup>4933</sup>Технології у фіторекультивации. URL: <http://www.sgau.ru/files/pages/14691/14327951603.pdf>.
- <sup>4934</sup>Сакун О.А. Конспект лекцій з навчальної дисципліни «Технології біорекультивации. Біоремедіация ґрунтового й водного середовищ» для студентів денної форми навчання за напрямом 6.051401 «Біотехнологія». 2017. 80 с.
- <sup>4935</sup>Адамс Г.О., Таварі-Фуфейн П., Ігеленя Е. Біоремедіация ґрунтів, забруднених відпрацьованою нафтою, з використанням підстилки з птиці. Науковий журнал з техніки та прикладних наук. 2014. Вип. 3(2). С. 124–130.
- <sup>4936</sup>Адамс О. Біоремедіация, біостимуляція та біоаугментація: огляд". *Міжнародний журнал екологічного біоремедіации та біодеградації*. 2015. Вип. 3(1). С. 28–39.
- <sup>4937</sup>Буопатія Р. Фактори, що обмежують технології біоремедіации". *Технологія біоресурсів*. 2000. Вип. 74. С. 63–67.
- <sup>4938</sup>Eweis J.B., Ergas S.J., Chang D.P.Y., Schoeder D. Принципи біовідновлення. McGraw-Hill Interamericana, Іспанія, Мадрид. 1999. С. 296.
- <sup>4939</sup>Медіган М.Т., Мартінко Дж.М., Бендер К.С., Баклі Д.Х., Шталь Д.А. Брок Т. Брок біологія мікроорганізмів. 14 вид. Бенджамін Каммінгс. 2015. Р. 1041.
- <sup>4940</sup>Мак-Кінні Р.Е. Мікробіологія контролю забруднення навколишнього середовища. М. Деккер. 2004. 453 с.
- <sup>4941</sup>Пілон-Смітс Е. 2005. Фіторемедіация. *Рослинна біологія*. Ви. 56. С. 15–39.
- <sup>4942</sup>Ідентифікація нового виду небезпеки хімічних речовин: інгібування процесів екологічної ре медіации. *ДАН*. 2002. Т. 385. № 4. С. 571–573.
- <sup>4943</sup>Національна доповідь про стан родючості ґрунтів України. Мінагрополітики, Центрдержродючість, НААНУ, ННЦ ІГА імені О.Н. Соколовського, НУБіП. 2010. 113 с.
- <sup>4944</sup>Ґрунтово-мілеоративне районування України. URL: <https://geomap.land.kiev.ua/zoning-9.html>.
- <sup>4945</sup>Волощук М.Д. Сільськогосподарське використання осушених земель гумідної зони України: методичні рекомендації. К., Аграрна наука. 2000. 320 с.
- <sup>4946</sup>Технології у фіторекультивации. URL: <http://www.sgau.ru/files/pages/14691/14327951603.pdf>.
- <sup>4947</sup>Воропай Г.В., Яцик М.В., Мозоль Н.В. Сучасний стан та перспективи розвитку осушуваль-них меліорацій в умовах змін клімату. *Меліорація і водне господарство*. 2019. № 2. С. 31–39.
- <sup>4948</sup>Босак П.В., Попович В.В. Антропогенний вплив відвалів вугільних шахт в межах малого Полісся. Львівський державний університет безпеки життєдіяльності, Львів, Україна URL: <https://sci.ldubgd.edu.ua/bitstreamf>.
- <sup>4949</sup>Єстеревська Л.В. Рекультивация земель. К.: Урожай, 1977. 125 с.
- <sup>4950</sup>Сундук А.М., Голян В.А., Андрощук І.І., Савчук В.В. Аграрне природокористування в Україні: інституціональне підґрунтя, основні тенденції та

---

фінансово-економічні механізми раціоналізації. *Економіка та держава*. 2018. № 9. С. 19–29.

<sup>4951</sup> Зайцев Г.А., Моторина Л.В., Данько В.Н. Лесная рекультивация. М.: Лесная промышленность. 1977. 129 с.

<sup>4952</sup> Морозов В.В. Ландшафтні меліорації: навчальний посібник. Херсон: Видавництво ХДУ. 2007. 224 с.

<sup>4953</sup> Гідротехнічні меліорації лісових земель /за ред. Юхновського В.Ю. К., Кондор-Видавництво. 2014. 374 с.

<sup>4954</sup> Noble M.E.M., Cleasby A., Johnson L.N., Egmond M.R., Frenken L.G.J. The crystal structure of triacylglycerol lipase from *Pseudomonas glumae* reveals a partially redundant catalytic aspartate. *FEBS Letters*. 1993. Vol. 331. P. 123–128.

<sup>4955</sup> Родовища корисних копалин в Україні. URL: [https://uk.wikipedia.org/wiki/Корисні\\_копалини](https://uk.wikipedia.org/wiki/Корисні_копалини).

<sup>4956</sup> Меліорація ґрунтів (систематика, перспективи, інновації): колективна монографія. Херсон: Грінь Д.С., 2015. 668 с.

<sup>4957</sup> Арманд Д.Л. Наука о ландшафте (Основы теории и логикоматематические методы). М.: Мысль, 1975. 288 с.

<sup>4958</sup> Інтерактивна карта сміттєзвалищ в Україні. URL: <https://hromadske.ua/posts/v-ukraini-zapustyly-elektronnu-kartu-smittiezvalyshch>.

<sup>4959</sup> Про відходи: Закон України від 05.03.1998 року № 187/98–ВР. *Відомості Верховної Ради України*. 1998. № 36–37. Ст. 242.

<sup>4960</sup> Про охорону земель: Закон України від 19 червня 2003 року № 962–ІV. *Відомості Верховної Ради України*. 2003. № 39. Ст. 349.

<sup>4961</sup> Попович В.В. Фітомеліорація як засіб виведення сміттєзвалищ із експлуатації. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2015. № 11. С. 126–130.

<sup>4962</sup> Mukhopadhyay S., Maiti S.K., Masto R.E. Development of mine soil quality index (MSQI) for evaluation of reclamation success: A chronosequence study. *Ecological Engineering*. 2014. Vol. 71. P. 10–20.

<sup>4963</sup> Генік Я.В. Еколого-біологічні основи відновлення ландшафтів, порушених звалищами та полігонами твердих побутових відходів. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2009. Вип. 19(2). С. 77–82.

<sup>4964</sup> Mukhopadhyay S., Masto R.E., Yadav A., George J., Ram L.C., Shukla S.P. Soil quality index for evaluation of reclaimed coal mine spoil. *Science of The Total Environment*. 2016. Vol. 542. P. 540–550.

<sup>4965</sup> *Methods of Dendrochronology. Applications in the Environmental Sciences*. Eds. E. R. Cook, L. A. Kairiukstis. Dordrecht; Boston; L.: Kluwer Acad. Publ. 1990. 394 p.

<sup>4966</sup> Попович В.В. Фитомелиоративная эффективность растительного покрова свалок Западной Лесостепи Украины. *Вестник Башкирского государственного аграрного университета*. 2014. №1. С. 88–90.

<sup>4967</sup> Nishant K., Srivastava L.C., Ram R., Ebhin M. Reclamation of overburden and lowland in coal mining area with fly ash and selective plantation: A sustainable ecological approach. *Ecological Engineering*. 2014. Vol. 71. P. 479–489.

<sup>4968</sup> Rugh C.L., et al. Mercuric ion reduction and resistance in transgenic *Arabidopsis thaliana* plants expressing a modified bacterial merA gene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 1996. Vol. 93(8). P. 3182–3187.

---

<sup>4969</sup> Огняник М.С., Парамонова Н.К., Загородній Ю.В. Оціночний моніторинг вдослідженнях геологічного середовища, забрудненого легкими нафтопродуктами. *Збірник наукових праць Інституту геохімії навколишнього середовища*. К.: ІГНС, 2011. Вип. 19. С. 151–158.

<sup>4970</sup> Жилинская Я.А. Рекультивация полигонов захоронения твердых бытовых отходов продуктами механо-биологической переработки отходов : автореф. дис. на соиск. уч. степени канд. техн. наук. Спец. 03.00.16 «Экология» / Я.А. Жилинская. Пермь, 2010. 16 с.

<sup>4971</sup> Мотрич С.І., Король К.А., Попович В.В. Чинники впливу броницького сміттєзвалища Львівської області на регіональну екологічну безпеку. *Екологічні науки*. 2020. Випуск 1 (28). С. 182–185.

<sup>4972</sup> Александрова В.Д. Классификация растительности. Л. : Наука, 1969. 257 с.

<sup>4973</sup> Раменский Л.Г. Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель. М. : Сельхозгиз, 1938. 620 с.

<sup>4975</sup> Як перевтілюються сміттєзвалища після рекультивації? URL: [https://zaxid.net/blogi\\_tag50977/](https://zaxid.net/blogi_tag50977/).

<sup>4976</sup> Полігони твердих побутових відходів Основні положення проєктування ДБН В.2.4–2–2005. Офіційне видання. 36 с.







---

Підписано до друку 3.05.2022  
Формат 60x84/16. Папір офсетний. Друк цифровий.  
Гарнітура Times new roman. Умовних друкованих аркушів 73,02.  
Наклад 100 прим. Заказ № 30522 Видавець ТОВ «Друк»  
Реєстраційне свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до Державного реєстру  
видавців серія ДК № 5909 від 18.09.2017 р.  
Віддруковано з (філіалу) макету замовника в ТОВ «Друк»  
м. Вінниця, вул. 600-річчя, 25, 21027

