

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ ТА НАУКИ УКРАЇНИ  
ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
НАВЧАЛЬНО-НАУКОВИЙ ІНСТИТУТ ЗАОЧНОЇ ТА  
ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ**

Кафедра *екології*

Допускається до захисту

" \_\_\_\_\_ " \_\_\_\_\_ 2021 р.

Зав. кафедри \_\_\_\_\_

(підпис)

к.б.н., доц. Хірівський П.Р

(наук. ступ., вч. зв. (ініціали та прізвище))

## **ДИПЛОМНА РОБОТА**

**бакалавр**

(рівень вищої освіти)

**на тему: «Забруднення важкими металами дерново-підзолистих  
грунтів Іваничівського району Волинської області»**

Виконав студент групи Еко-32 СП

Спеціальності 101 «Екологія»

Щигіль Володимир Володимирович

Керівник: \_\_\_\_\_ канд.біол.наук, доцент Ю.Я.Корінець  
(підпис) наук. ступ., вчене звання, ініціали та прізвище)

Консультант: \_\_\_\_\_ канд.с.-г.наук, доцент Ю.О.Ковальчук  
(підпис) наук. ступ., вчене звання, ініціали та прізвище)

Дубляни 2021 року

**ЛЬВІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ  
НАВЧАЛЬНО-НАУКОВИЙ ІНСТИТУТ ЗАОЧНОЇ ТА  
ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ**

Кафедра екології  
Рівень вищої освіти «бакалавр»  
Спеціальність 101 «Екологія»

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Завідувач кафедри \_\_\_\_\_  
доцент, к.б.н. П.Р.Хірівський  
" \_\_\_\_\_ " \_\_\_\_\_ 2019р.

## ЗАВДАННЯ

на дипломну роботу студенту  
Щигіль В.В.

Тема роботи: **«Забруднення важкими металами дерново-підзолистих  
грунтів Іваничівського району Волинської області»**

1. Затверджена наказом по університету № \_\_\_\_\_ від \_\_\_\_\_ 2020 р.
2. Строк здачі студентом закінченої роботи 06.02.2021 р.
3. Вихідні дані до роботи: Матеріали статистичної звітності Департаменту екології та природних ресурсів Львівської ОДА, природно-кліматичні умови регіону дослідження, літературні джерела.
4. Зміст дипломної роботи (перелік питань, які необхідно розробити \_\_\_\_\_)

### ВСТУП

#### 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

##### 1.1. Джерела забруднення

##### 1.2. Характер розподілу техногенних елементів

##### 1.3. Форми сполук металів, їх накопичення і трансформація у ґрунтах

##### 1.4. Ріст і розвиток рослин та ґрунтових мікроорганізмів на забруднених ґрунтах

#### 1. ПРИРОДНО-КЛІМАТИЧНІ УМОВИ РЕГІОНУ ДОСЛІДЖЕННЯ

##### 2.1. Геоморфологія і гідрологія

##### 2.2. Кліматичні умови регіону досліджень

##### 2.3. Ґрунтовий та рослинний покрив. Тваринний світ

#### 3. ОБ'ЄКТИ, ПРОГРАМА І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ

##### 3.1. Програма досліджень

3.1. Об'єкти досліджень3.3. Методика досліджень4. ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК МІЖ ВМІСТОМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВТА ФІЗИКО-ХІМІЧНИМИ ВЛАСТИВОСТЯМИ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТОГО ҐРУНТУ4.1. Залежність накопичення металів у ґрунті від вмісту гумусу4.2. Вплив рН ґрунтового розчину на рухомість забруднювачів у ґрунті4.3. Залежність концентрації важких металів від гранулометричного складу ґрунту5. ОХОРОНА ПРАЦІ5.1. Заходи по попередженню травматизму5.2. Стан гігієни праці та виробничої санітаріїВИСНОВКИ І РЕКОМЕНДАЦІЇСПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ5. Перелік графічного матеріалу: таблиці6. Консультанти з розділів:

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв
1,2,3,4	Корінець Ю.Я., доцент кафедри екології та біології		
5	Ковальчук Ю.О., доцент кафедри управління проектами та безпеки виробництва АПК		

7. Дата видачі завдання 10 вересня 2019 р.Календарний план

№п/п	Назва етапів дипломного проекту	Строк виконання етапів проекту	Примітка
1	Написання вступу та розділу «Огляд літератури»	10.09.19-10.12.19	
2	Написання розділу «Об'єкт та методи досліджень»	10.12.19-20.04.20	
3	Написання розділу «Результати досліджень»	21.04.20-20.11.20	
4	Написання розділу «Охорона праці» підготовка висновків, формування бібліографічного списку	20.11.20-01.02.21	

Студент \_\_\_\_\_  
(підпис)

Керівник дипломної роботи \_\_\_\_\_ (Ю.Я.Корінець)  
(підпис)

УДК 504.054-034 (477.82)

Забруднення важкими металами дерново-підзолистих ґрунтів Іваничівського району Волинської області. Щигіль В.В. – Дипломна робота. Кафедра екології. – Дубляни, Львівський НАУ, 2021.

56 с. текст. част., 6 табл., 33 джерела літ.

У дипломній роботі вивчався взаємозв'язок між фізико-хімічними властивостями дерново-підзолистого ґрунту та вмістом важких металів. Досліджено зміни біологічної активності ґрунту під впливом важких металів.

Встановлено характер перерозподілу важких металів за профілем досліджуваного ґрунту залежно від його фізико-хімічних властивостей.

Результати досліджень можна використати при розробці заходів для конкретних сільськогосподарських підприємств по зниженню вмісту важких металів у дерново-підзолистих ґрунтах.

Розроблено питання охорони праці.

## ЗМІСТ

ВСТУП	7
1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	9
1.1. Джерела забруднення	10
1.2. Характер розподілу техногенних елементів	14
1.3. Форми сполук металів, їх накопичення і трансформація у ґрунтах	18
1.4. Ріст і розвиток рослин та ґрунтових мікроорганізмів на забруднених ґрунтах	27
1. ПРИРОДНО-КЛІМАТИЧНІ УМОВИ РЕГІОНУ	34
ДОСЛІДЖЕННЯ	
2.1. Геоморфологія і гідрологія	34
2.2. Кліматичні умови регіону досліджень	34
2.3. Ґрунтовий та рослинний покрив. Тваринний світ	35
3. ОБ'ЄКТИ, ПРОГРАМА І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ	37
3.1. Програма досліджень	37
3.1. Об'єкти досліджень	37
3.3. Методика досліджень	38
4. ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК МІЖ ВМІСТОМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА ФІЗИКО-ХІМІЧНИМИ ВЛАСТИВОСТЯМИ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТОГО ҐРУНТУ	39
4.1. Залежність накопичення металів у ґрунті від вмісту гумусу	40
4.2. Вплив рН ґрунтового розчину на рухомість забруднювачів у ґрунті	42
4.3. Залежність концентрації важких металів від гранулометричного складу ґрунту	45
5. ОХОРОНА ПРАЦІ	49
5.1. Заходи по попередженню травматизму	49
5.2. Стан гігієни праці та виробничої санітарії	51

ВИСНОВКИ І РЕКОМЕНДАЦІЇ	53
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	55

## ВСТУП

**Актуальність теми.** Втручання людини у природні процеси біосфери призводить до деградації екосистем, зниження їх буферних властивостей. За своїм впливом антропогенна діяльність не поступається природним процесам і у кругообіг включаються природні та синтетичні полютанти, які забруднюють навколишнє середовище. Вагомим джерелом забруднення є викиди і відходи промислових та комунальних підприємств, автотранспорту, сільськогосподарське виробництво, серед яких значне місце посідають важкі метали. Вони мають здатність до накопичення у значних кількостях у ґрунтах, викликаючи тим самим їх забруднення, що може призвести до погіршення їх якості та зменшення продуктивності. Проблема забруднення ґрунтів України важкими металами досить актуальна, що знайшло відображення в ряді законодавчих актів та в Національній доповіді “Про стан навколишнього природного середовища в Україні”.

Взаємодія важких металів із компонентами біосфери вивчається більше 2-х десятиліть, але гострота цієї проблеми не зменшується із-за тривалості їх дії і здатності до накопичення у системі “ґрунт-рослина” [Боков. В.А., Лущик А.В., 1998]. Підвищений вміст важких металів у сільськогосподарській продукції є шкідливим для людини і тварин, що визначає придатність чи не придатність продукції рослинництва як продуктів харчування або корму. Крім того через забруднення ґрунти на довгий час можуть бути непридатними для сільськогосподарського використання.

Зростання техногенного навантаження на природні ресурси у Поліській зоні України та низька здатність ландшафтів до самоочищення зумовили необхідність детального дослідження забруднення ґрунтів важкими металами їх міграції в природних екосистемах та агроландшафтах.

**Мета і задачі дослідження.** Метою роботи було дослідження взаємозв’язку між вмістом важких металів у дерново-підзолистому ґрунті та його фізико-хімічними властивостями.

Для досягнення цієї мети необхідно було виконати такі завдання:

- дослідити залежність накопичення металів у ґрунті від вмісту гумусу;
- вивчити вплив рН ґрунтового розчину на рухомість забруднювачів у ґрунті;
- проаналізувати залежність вмісту важких металів від гранулометричного складу ґрунту.

**Об'єкт дослідження:** дерново-підзолисті ґрунти.

**Предмет дослідження:** екологічний стан навколишнього середовища регіону дослідження.



## 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

Вплив людини на біосферу складний і різноманітний, що досить часто призводить до незворотних змін у ній, порушує рівновагу потоків речовин і енергії в екосистемах, які формувалися поступово протягом досить тривалого часу. Такі зміни найчастіше викликають деградацію природного середовища життя людини. В усіх компонентах біосфери інтенсивно накопичуються викинуті шкідливі речовини (рідкі і розсіяні хімічні елементи, їх сполуки) у кількостях, що значно перевищують їх природній вміст.

Загалом у світі річна кількість промислових, транспортних, сільськогосподарських і комунально-побутових викидів вже перевищує 600 млн. тонн [Ковда В.А., 1989]. Зростаючу її частину складають токсичні речовини і хімічні сполуки, багато яких не утилізуються в біологічному кругообігу речовин і зберігають здатність нагромаджуватись в біосфері. Внаслідок цього явища біосфера почала втрачати властивість до самоочищення.

Потоки техногенних речовин характеризуються широким спектром органічних і неорганічних сполук, більшість з яких є токсичними, мутагенними та канцерогенними для живих організмів [Алексеев Ю.В., 1987, Добровольский В.В., 1983]. Серед неорганічних сполук провідне місце займають важкі метали, які є дуже токсичними, і їх надходження в біосферу у великих кількостях може призвести до критичного її забруднення, якщо їх вміст збільшиться в десятки і сотні разів [Бездрабко О.М., Макаренко Н.А., Кавецький В.М., 1999]. Тож сучасна геохімічна наука постійно загострює питання про значний вплив людської діяльності на міграцію і перерозподіл важких металів та їх сполук у біосфері.

До важких металів відносять хімічні елементи з атомною масою більше 40, які мають властивості металів і густину понад  $5 \text{ г/см}^3$  [Алексеев Ю.В.], а за іншими літературними джерелами, в групу важких металів входять хімічні елементи, густина яких складає  $8 \text{ г/см}^3$ . За даними деяких досліджень до цієї

категорії металів відносять 40 елементів, а деякі з вчених – 65 елементів [Покровская С.Ф., 1986]. Поняття “важкі метали” умовне, тому що в цю групу входять мідь, цинк, молібден, кобальт, марганець, залізо, тобто ті елементи, позитивне біологічне значення яких давно виявлене і доведене. Ці елементи називають також мікроелементами. Але ця назва пов’язана не з величиною, а з тією їх концентрацією, що необхідна живим організмам і рослинам. При нагромадженні вище допустимої межі вони можуть бути супертоксикантами і саме тими чутливими важелями, які активізують чи, навпаки, блокують біохімічні процеси в живих організмах.

Більша частина всіх шкідливих речовин, яка знаходиться безпосередньо в повітрі, потрапляє на поверхню землі та в ґрунт. У ґрунті вони не залишаються бездіяльними і в залежності від їх кількості, тривалості дії та фізико-хімічних властивостей ґрунту можуть призвести до різноманітних негативних наслідків. Ґрунтовий покрив ландшафтів виконує функції біологічного адсорбенту, руйнівника і нейтралізатора різних техногенних забруднювачів. Термін перебування забруднюючих компонентів у ґрунтах значно більший, ніж в інших складових біосфери, і тому важкі метали, що нагромаджуються в ґрунтовому покриві, дуже повільно знешкоджуються при вилуговуванні, споживанні рослинами, ерозії та дефляції. Встановлено, що перший період виведення (тобто зменшення на половину від початкової концентрації) важких металів для ґрунтів варіює в доволі широких межах, а саме: для цинку – від 70 до 510 років, для кадмію – від 13 до 1100, для міді – від 310 до 1500 і для свинцю від 740 до 5900 років [Кабата-Пендиас А., Пендиас Х., 1989].

### **1.1. Джерела забруднення**

Забруднення ґрунтів важкими металами має багатоджерельне походження – це відходи металообробної промисловості, промислові викиди, продукти згоряння твердого і рідкого палива, викиди автомобілями і тракторами відпрацьованих газів, засоби хімізації сільського господарства та інше.

Щороку на кожну людину припадає, в середньому, до 5 тон органічних і мінеральних викидів та відходів. Ці речовини забруднюють ґрунтовий покрив, воду і повітря. Із водного і повітряного середовища прямими або непрямими шляхами вони потрапляють у ґрунт. Інший шлях – поглинання рослинами, нагромадження у біомасі і надходження в ґрунт з опалим листям та поживними залишками. В опадах, що формуються в атмосфері і потім випадають на поверхню ґрунту, можуть міститися свинець, кадмій, миш'як, нікель, хром, цинк інші метали [Алексеев Ю.В., 1987].

Щороку, при спалюванні вугілля і нафти на поверхню землі потрапляє 1600 т ртуті, 3600 т свинцю, 2100 т міді, 700 т цинку, 3700 т нікелю. Для роботи теплоелектростанцій використовують кам'яне вугілля, при згорянні якого в навколишнє середовище виділяється понад 40 різних хімічних елементів у концентраціях від 0,02 до 900 мг/кг. При цьому, за рік виділяється ртуті в 8700 разів, урану – 660, кадмію – 40, цинку – 10, олова – в 3-4 разів більше тієї кількості, яка може включитися в біогеохімічний цикл [Глазовская М.А., 1988].

Металургійні підприємства щороку викидають на поверхню землі більше 150 тис. тонн міді, 120 тис. т цинку, 90 тис. т свинцю, 12 тис. т нікелю, 1,5 тис. т молібдену, близько 800 т кобальту і до 30 тонн ртуті. Основна кількість важких металів (більше 95%) надходить у ґрунт від підприємств чорної і кольорової металургії у вигляді техногенного пилу. Відходи машинобудівних і хімічних підприємств містять до 1000 мг/кг свинцю, до 3000 мг/кг міді, до 10000 мг/кг хрому і заліза, до 100 г/кг фосфору і до 10 г/кг марганцю і нікелю [Дончева А.В., 1978].

Відчутно забруднюють ґрунт засоби транспорту, насамперед, автомобілі. З вихлопними газами автотранспорту на земну поверхню за рік потрапляє 260 тис. тон свинцю, що майже в 3 рази більше тієї його кількості, яка надходить в ґрунт від дії металургійних підприємств.

Проблема техногенного забруднення ґрунтів викидами підприємств і автотранспорту гостро постала в усіх високорозвинених індустріальних

країнах. У ґрунтах північного Сомерата (Англія) у зв'язку з активною розробкою свинцево-цинкового родовища вміст важких металів коливається, мг/кг: свинцю – 52–10000, цинку – 132–83447, міді – 12–145, кадмію – 21–127 [Шумакова Г.Е., 1993. В Бельгії, наприклад, із атмосфери в ґрунт щорічно надходить: свинцю –250 г/га, кадмію –19, миш'яку –15, кобальту –54, цинку – 750 г/га [Алексеев Ю.В., 1987].

Як не прикро, у цьому загрозливому для екосистем процесі на провідну роль виходить, нарівні з промисловістю і комунальним господарством, сільське господарство. На даний час у світі щороку в перерахунку на діючу речовину вноситься 133,2 млн. тон добрив, у тому числі 39,7 млн. т фосфорних, 26,1 млн. т калійних, 72,9 млн. тон азотних. Дуже впливовим чинником на природне оточуюче середовище стали пестициди – хімічні засоби захисту культурних рослин від хвороб, шкідників і бур'янів [Андрієнко Г.Г., 1999]. Щорічно у світі використовується 4 млн. тонн пестицидів, але у кінцевому випадку лише 1% досягає цілі, тобто така кількість безпосередньо впливає на шкідливі організми сільськогосподарських культур, а решта 99% акумулюється в ґрунтах і водоймах, переноситься вітром та негативно впливає на довкілля [Боков. В.А., Лущик А.В., 1998].

Інтенсивна хімізація сільськогосподарського виробництва не вичерпується використанням мінеральних добрив і пестицидів, вона характеризується все ширшим застосуванням мікроелементів, таких як бор, мідь, цинк, залізо, молібден, марганець, кобальт та інші. Систематичне застосування пестицидів і мінеральних добрив зумовлює внесення в ґрунт значної кількості важких металів, які присутні в них як баластні речовини. Коефіцієнти використання агрохімікатів (відношення кількості, яка може споживатися рослинами, до загального внесення) при збільшенні норми різко знижуються, викликаючи накопичення їх залишків у ґрунті, поверхневих і підземних водах, рослинницькій і тваринницькій продукції.

З поміж важких металів, які надходять у ґрунт із добривами, найтоксичнішими є кадмій, нікель, мідь, цинк та свинець. Найбільш

забруднені важкими металами фосфорні добрива. В 1 ц суперфосфату валовий вміст міді досягає – 3 г, цинку – 13,7, кадмію – 1,5, свинцю – 4,8, нікелю – 0,6 грамів [Акентьева Л.И., 1991]. У більшості країн Європи із середньорічними нормами фосфорних добрив на 1 га ґрунту вноситься приблизно в межах 5 г кобальту. Значна частина важких металів, що знаходиться у фосфорних добривах, перебуває у відносно рухомій, кислотно-розчинній формі. В певних умовах іони важких металів, які є в мінеральних добривах, мають високу рухомість у ґрунті, надходять в рослини і накопичуються в них у великих кількостях.

Встановлено, що при постійному використанні мінеральних добрив простежується тенденція до збільшення в ґрунті валового вмісту цинку – від 28 до 38,2 мг/кг, міді – від 8,9 до 15,3, олова – від 16 до 19,3, кадмію – від 0,51 до 0,79, стронцію – від 172 до 192 мг/кг ґрунту [Дегодюк В.Г., Сайко В.Ф., Корнійчук М.С., 1992].

Значна кількість важких металів надходить у ґрунт з органічними добривами. За середніми даними в 1 т підстилкового гною міститься цинку – 24-25 г, кобальту – 0,25-0,30, міді – 3,5-4,5 грамів. В 1 кг сухої маси органічних добрив міститься: кадмію – 0,3-0,8 мг, кобальту – 0,3-24, міді – 2-60, марганцю – 30-550, нікелю – 7,8-30, свинцю – 6,6-15, цинку – 15-250 міліграмів. При нормі внесення до 5 т сухої речовини гною щороку, на 1 га вноситься 1-4 г кадмію.

Вміст важких металів у вапнякових добривах, як правило, не перевищує їх вмісту в фосфорних добривах. Вапнякові добрива найбільше містять марганцю і заліза, їх концентрації складають відповідно 245 мг/кг і 1038 мг/кг. Крім цього вони містять (мг/кг): цинку – 5-36, міді – 6-10, свинцю – 0,5-4,7, кадмію – 5,5, нікелю – 10-46. Внесення вапна в дозі 5 т/га може збільшити природні рівні цинку, свинцю, міді на 0,6%, кадмію – на 8,9% від їх валового вмісту в ґрунті [Аржанов В.С., 1976].

В побутових стоках міста з населенням 2 млн. чоловік щорічний вміст важких металів складає: кадмію – 18 т, хрому – 150, міді – 420, нікелю – 40, свинцю – 140, цинку – 710 тонн. Систематичне використання відходів, як

добрив, може призвести до накопичення в ґрунті важких металів та інших токсичних речовин. За даними вчених Шотландії, удобрення осадами стічних вод, що містять 5 мг/кг доступного кадмію, навіть у дозі 25 т/га може підвищити рівень доступного кадмію в ґрунті на 50%.

Дослідження показують, що сучасна деградація дерново-підзолистих ґрунтів у сільськогосподарських ландшафтах проходить під впливом багатьох різнопланових факторів, а саме, випадання на поверхню ґрунту елементів-забруднювачів, кислотних опадів, використання засобів хімізації. При цьому встановлено, що тривале використання мінеральних добрив на невапнованих ґрунтах та атмосферні опади (облік опадів показав, що за рік надходить свинцю – 21,0 г, кадмію – 1,0, цинку – 80,0, нікелю – 15,0 г на 1 га) призвели до підвищення всіх видів ґрунтової кислотності, зменшення буферності ґрунту по всьому ґрунтовому профілі, а в складі гумусу почали переважати фульвокислоти, збільшилась щільність ґрунту.

Наведені вище дані дають підстави зробити висновок, що основними джерелами забруднення навколишнього природного середовища важкими металами на Поліссі є промисловість, транспорт і сільське господарство. Для сільськогосподарських угідь особливо небезпечне забруднення спричиняє незбалансоване внесення мінеральних добрив і застосування хімічних засобів захисту рослин. Мінеральні та органічні добрива, як джерело забруднення ґрунтів важкими металами, можуть змінювати рухомість останніх у ґрунті і, як наслідок, доступність їх рослинам. Одночасно збільшуються потоки міграції металів в акумулятивні ландшафти і гідрографічну мережу.

## **1.2. Характер розподілу техногенних елементів**

Забруднюючі речовини, які надійшли в ландшафт, можуть акумулюватися у ньому, розкладатися чи розсіюватися. Ці процеси розподілу забруднюючих речовин – важких металів визначаються багатьма факторами: джерелами забруднення, метеорологічними особливостями регіону, геохімічними і топографічними факторами, станом ландшафту в цілому.

Метеорологічні фактори істотно впливають на розподіл елементів техногенезу, бо саме повітряні маси переносять на значні відстані викинуті в атмосферу і підхоплені з поверхні землі тверді частинки та аерозолі, розсіюють їх на сільськогосподарських угіддях.

Серед метеорологічних умов вирішальне значення має сила, напрямок і швидкість вітру. Повітряні маси розбавляють викиди, переносять тверді частинки та аерозолі на певні відстані у напрямках, визначених для даної місцевості “розою вітрів”. Зони особливо високого ступеню забруднення ґрунтів важкими металами, їх розміри і довжина прямо пропорційні векторам “рози вітрів”. Довжина профілів, в залежності від технології виробництва, хімічних особливостей елементів-забруднювачів, природних умов, може коливатися від 10 до 100 кілометрів. Чим більша швидкість вітру, тим активніше проходить розбавлення викиду повітряною масою і тим менше забруднюючих речовин випадає на одиницю площі. При послабленні вітру до штилю концентрація забруднювачів поблизу джерела викиду збільшується.

Концентрація промислових викидів у повітрі й надходження їх на одиницю поверхні ґрунту залежить також від висоти викиду. Чим вищий викид, тим за інших рівних умов, менша кількість речовин потрапляє на одиницю поверхні. Вважається, що зона максимального забруднення при високому і гарячому викиді знаходиться в межах такого віддалення від об'єкту викидів, яке дорівнює 10 – 40 кратній висоті його труби, а при низьких промислових викидах – 5 – 20 – кратній висоті труби. Із збільшенням відстані від джерела забруднення характер випадання забруднюючих речовин стає рівномірним – варіабельність вмісту важких металів у ґрунтах зменшується [Серебринникова Л.Н., Гозбатов В.С., Старцева Е.Ф., 1980.].

Розсіюванню викидів, зменшенню їх концентрацій сприяє турбулентний обмін повітряних мас. При температурній інверсії турбулентний обмін послаблюється і поле розсіювання забруднювачів зменшується.

Велике значення для розподілу забруднювачів має вологість повітря. При високій вологості мікрочастинки важчають і в приземному шарі атмосфери, де

найвища концентрація вологи, внаслідок її конденсації, викиди отримують додаткову вагу і випадають на земну поверхню. Час перебування часточок в атмосфері залежить від їх фізичних властивостей. Часточки з більшим діаметром осідають на поверхню ґрунту швидше, ніж з малим діаметром [Буштуева К.А., 1976]. Час перебування в атмосфері частинок розміром біля 1 мкм складає біля 5 діб, а більш дрібні частинки розміром від декількох мікрометрів і менше залишаються в атмосфері біля 3 – 4 тижнів.

Крім метеорологічних факторів на процеси розподілу речовин, які надходять з атмосфери, впливає також рельєф території. Якщо інтенсивність надходження забруднювачів менша рівна швидкості процесів перерозподілу їх у ландшафті, то в акумулятивних ландшафтах проходить підвищене накопичення важких металів і їхніх сполук. У цьому випадку елювіальні елементи ландшафту залишаються порівняно збідненими на хімічні елементи.

Хімічні елементи, що надходять на поверхню ґрунту в ландшафтно-геохімічні системи, проходять ряд перетворень – розсіюються або накопичуються в залежності від характеру геохімічних бар'єрів, які властиві даній території [Алексеєнко В.А., 2000].

Поняття про геохімічні бар'єри було сформульоване Перельманом А.І [Перельман А.І., 1966]. Це ділянки, в яких проходить різке зменшення інтенсивності міграції хімічних елементів і, як наслідок, їх концентрації. Такі ділянки можна створювати, підсиливши певні природні бар'єри шляхом будівництва на них технічних споруд, чи формуючи на шляху руху техногенних потоків нові штучні бар'єри, що запобігають забрудненню оточуючого середовища.

А.І. Перельман виділяє чотири типи і декілька класів геохімічних бар'єрів [Перельман А.І., 1972]:

- біогеохімічні – для всіх елементів, які перерозподіляються і сортуються живими організмами (O, C, H, Ca, K, N, Mg, P, Si, S та інші);
- фізико-хімічні: 1) окислювальний – залізний або залізомарганцевий (Mn, Co, Fe), марганцевий (Mn), сірковий (S); 2) відновний – сульфідний (Fe,



V, Zn, Ni, Cu, Co, Pb, U, As, Cd, Hg, Ag, Se), глейовий (V, Cu, U, Ag, Se); 3) сульфатний і карбонатний (Ba, Ca, Cr); 4) лужний (Fe, Ca, Mg, Sr, Zr, Cu, Ni, Co, Pb, Cd); 5) кислий ( $\text{SiO}_2$ ); 6) випаровувальний (Ca, Na, Hg, Fe, S, Sr, Cl, Pb, Zn, Li, Mo, U); 7) адсорбційний (Ca, K, Mg, P, S, Pb, V, Cr, Zn, Ni, Cu, Co, U, As, Mo, Hg, Ra); 8) термодинамічний (Ca, S);

– механічні бар'єри (Fe, Ti, Cz, Ni, Ph, Sn, W, Hg, Pt, Pd);

– техногенні бар'єри.

Окислювально-відновні умови і реакція ґрунтового середовища різко змінюють поведінку важких металів у ландшафті. Так, міграційна здатність міді, нікелю, кобальту, цинку в різко відновних умовах зменшується на 1 – 2 порядки в порівнянні з окислювальними. У кислому середовищі мідь, цинк, ртуть, свинець більш рухомі, ніж у нейтральному або лужному, а молібден, ванадій, селен більш рухомі в лужному середовищі, ніж в кислому [Добровольский Г.В., Гришина Л.А., 1985].

Геохімічні бар'єри існують не ізольовано, а в поєднанні один з одним, утворюючи складні комплекси. Вони регулюють елементний склад потоків речовин, від них залежить функціонування екосистем.

При зміні умов міграції, ряд речовин втрачає рухомість, переходить в інертні нерозчинні форми і затримується на геохімічних бар'єрах. При цьому потоки речовин очищуються за рахунок утримання тих чи інших токсичних речовин, і це обмежує сферу забруднення. Так, при надходженні техногенних речовин з атмосфери у вигляді газів або з опадами в якості бар'єру виступає рослинний покрив, який механічно затримує і асимілює частину техногенного потоку.

Ландшафтно-геохімічні бар'єри мають різну проникність техногенних потоків із визначеною елементністю як для окремих техногенних компонентів, так і для всієї їх сукупності. Техногенні потоки можуть руйнувати ландшафтно-геохімічні бар'єри, особливо біогеохімічні, змінювати всі умови і викликати докорінну перебудову ландшафтно-геохімічної структури даної екосистеми.

Біохімічні техногенні бар'єри зумовлюються нагромадженням техногенних елементів культурними насадженнями. Ділянки підвищеного і аномального вмісту міді в рослинах властиві виноградникам, де досить довгий час застосовувались препарати, що містять мідь. Накопичена рослинами мідь частково повертається в ґрунт з опадаючим листям, закріплюється у верхній частині гумусового горизонту.

Розподіл важких металів по поверхні ґрунту визначається багатьма факторами. Він залежить від джерела забруднення, метеорологічних особливостей регіону, геохімічних і топографічних факторів, стану ландшафту в цілому. Аналіз літературних даних показав відсутність у наукових джерелах інформації про роль полезахисних лісових смуг, як біофізичних бар'єрів, на шляху горизонтальної міграції важких металів в ландшафтах.

### **1.3. Форми сполук металів, їх накопичення і трансформація у ґрунтах**

Після надходження важких металів у ґрунт подальше їх перетворення визначається специфічними факторами: вони адсорбуються на поверхні ґрунтових частинок, входять до складу кристалічних решіток глинистих мінералів, утворюють власні мінерали в результаті ізоморфного заміщення, знаходяться в розчинному стані у ґрунтовій волозі і в газоподібному стані у ґрунтовому повітрі, входять до складу органічних решток, зв'язуються з органічною речовиною, є складовою частиною ґрунтової біоти, розподіляються по ґрунтовому профілю [Ильин В.Б., 1991]. Відомо, що важкі метали в ґрунті можуть знаходитися в різноманітних по розчинності та рухомості формах, а саме: нерозчинні, які входять до складу ґрунтових мінералів; обмінні, які перебувають у динамічній рівновазі з іонами даного металу в ґрунтовому розчині; рухомі та розчинні форми. Між ними існує не тільки тісний взаємозв'язок, а й можливе перетворення одних форм в інші. Рухомі форми металів можуть нагромаджуватися в ґрунті до великих

концентрацій, які зумовлюють їх токсичність як для ґрунтової біоти, так і для рослин.

Потрапляючи в ґрунт, важкі метали розподіляються по горизонтах у відповідності зі своєю міграційною здатністю. Максимального техногенного впливу зазнають, в першу чергу, верхні гумусові горизонти ґрунтів і підстилка. В поверхневому шарі ґрунту 0–10÷20 см затримується основна частина металів [Ильин В.Б., 1991]. Тут здійснюється первинна трансформація сполук, що потрапили в ґрунт. Сполуки існують у формі обмінних іонів, входять до складу гумусових речовин, карбонатів, оксидів алюмінію, заліза і марганцю [Ильин В.Б., 1991].

Частина важких металів, інколи навіть значна (до 40%), включається в обмінній формі до складу катіонів ґрунтового поглинаючого комплексу, друга частина (20 – 39%) утримується оксидами заліза і марганцю. Більша частина металів зв'язується органічною речовиною ґрунту – гуміновими та фульвокислотами. Ґрунти, які мають велику ємність катіонного обміну і значну кількість органічної речовини, здатні накопичувати набагато більше важких металів, ніж піщані або бідні на гумус [В.А.Алексеева, 1990].

Шкідлива дія важких металів в значній мірі залежить від виду ґрунту. У ґрунтах важкого механічного складу, з більш високим вмістом гумусу та обмінних основ, дія металів проявляється слабше, ніж в легких та бідних ґрунтах. Це пояснюється здатністю глинистих мінералів і органічної речовини до переводу металів у зв'язаний стан. Однак, постійне надходження важких металів у ґрунт, навіть у малих кількостях, на протязі тривалого часу здатне призвести до значного нагромадження їх у профілі.

У ґрунтах, що містять велику кількість карбонатів, рухомі сполуки металів переходять у важкодоступний стан (це чорноземи, каштанові, сіроземи, бурі, солонцюваті ґрунти, солонці і солончаки).

Ґрунти, які мають кислу реакцію середовища і не насичені основами, менш стійкі до дії різних видів забруднення. В цю групу входять підзолисті, дерново-підзолисті, болотні, сірі та бурі лісові ґрунти. Вказані типи і види

мають малу буферність до хімічного забруднення, особливо до дії кислих опадів і забруднення важкими металами. Ґрунти з ємністю поглинання менше 20,0 мг-екв/100 г найбільш схильні до забруднення важкими металами, пестицидами та іншими хімічними речовинами. Піщані ґрунти Полісся з ємністю поглинання від декількох одиниць до 10 мг-екв/100 г ґрунту мають невелику утримуючу здатність щодо важких металів, тому вони легко адсорбуються рослинами.

Вміст і розподіл металів по профілю дерново-підзолистих ґрунтів залежить у значній мірі від господарської діяльності людини. Більшість елементів акумулюється в гумусових горизонтах, з поступовим зменшенням їх концентрацій вниз по профілю. Дерновий процес сприяє акумуляції елементів, підзолоутворюючий, навпаки, їх виносу з верхньої частини ґрунтового профілю і закріпленню в ілювіальному горизонті.

В нейтральних і лужних ґрунтах рухомість металів менша і вони мігрують слабше в порівнянні з кислими. Швидкість самоочищення ґрунтів від елементів, які надходять, дуже низька і при цьому важкі метали знаходяться в малодоступній для рослин формі й накопичуються в ґрунтах [Ильин В.Б., 1991]. В кислому середовищі група високотоксичних важких металів, таких як Mn, Cr, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Co має значну рухомість і стає інертною при зміні реакції середовища в бік підлуговування. Підвищення рН збільшує поглинання катіонів кадмію, свинцю, цинку, ртуті та інших, а зменшення рН призводить до збільшення поглинання миш'яку, селену. Рухомість більшості важких металів зростала при збільшенні рН до 6,5, але при вищих його значеннях рухомість заліза, марганцю, цинку, міді, молібдену, кобальту, нікелю і свинцю знижувалась, а кадмію, ртуті і селену підвищувалась. При збільшенні вмісту  $\text{CaCO}_3$ , знижувалась рухомість заліза, алюмінію, марганцю, міді, кобальту, нікелю, свинцю, а рухомість ртуті і селену зростала. При збільшенні вмісту гумусу вміст хрому і селену знижувався, а концентрація заліза, алюмінію, марганцю, цинку, міді, кадмію, кобальту, нікелю, свинцю зростала.

Людина свідомо втручається в природний кругообіг елементів у ландшафті з метою підвищення біологічної активності ґрунтів. Це втручання до останнього часу обмежувалось внесенням у ґрунт основних біогенних елементів, таких як N, P, K, Ca. Для родючості ґрунтів Полісся важливе значення мають також такі мікроелементи як: Cu, Co, Zn, Mn, Ni та деякі інші, що беруть участь у фізіолого-біохімічних процесах і виконують визначені життєві функції. Дослідження потреб рослин і тварин в мікроелементах, як необхідних компонентах живлення, виявили, що різниця між недостатнім, нормальним і токсичним вмістом незначна. Техногенез призводить до змін, які супроводжуються або збільшенням вмісту, або збідненням ландшафтів багатьма мікроелементами. Рівні вмісту важких металів у ґрунтах та рослинах досліджувалися багатьма вченими [Дегодюк В.Г., Сайко В.Ф., Корнійчук М.С., 1992, Макаренко Н.А., Мокальчук Л.І., Кавецький В.М., 1999].

**Мідь.** Мідь є складовою частиною цілого ряду окислювальних ферментів, а саме: виявляє позитивну дію на фотосинтез, утворення хлорофілу, синтез білкових речовин у рослинах.

У поверхневих шарах різних ґрунтів вміст валових форм міді коливається від 1,5 до 100 мг на 1 кг. Вміст валових форм Cu у ґрунтоутворюючих породах Полісся складає 5,8–47,0 мг/кг [Міцкевич Б.Ф., 1971], а у ґрунтах – 6,7–31,0 мг/кг ґрунту. У дерново-підзолистих ґрунтах різного гранулометричного складу її вміст коливається від 5,3 до 9,7 мг/кг, а рухомих форм – 0,72–2,1 мг/кг. Кількість водорозчинних форм нараховує близько 1% від загальної кількості. У ґрунтах Житомирського Полісся вміст рухомих форм міді в шарі ґрунту 0–20 см коливається від 0,75 до 0,92 мг/кг, а валових – від 12 до 17 мг/кг ґрунту.

Мідь по профілю ґрунту розподіляється відносно рівномірно з поступовим зменшенням її кількості від верхніх горизонтів до породи, накопичуючись у гумусовому та ілювіальному горизонтах. У гумусовому горизонті Cu закріплюється органічною речовиною ґрунту, утворюючи з гуміновими та фульвокислотами стійкі комплекси. Один грам гумінової

кислоти здатний сорбувати 48-160 мг міді. В кислому середовищі з рН менше 5,4 практично будь-яка кількість елементу переходить у розчин, при рН – 7-8 сумарна розчинність Cu знижується. Мідь активно сорбується глинистими мінералами ґрунту, де зосереджується основний її запас до 60-80% від загальної кількості.

У рослинах концентрація міді коливається від 3 до 15 мг на 1 кг сухої речовини. При її нестачі рослини хворіють, дають низький урожай і навіть гинуть ще до плодоношення.

**Свинець.** Середній вміст свинцю в земній корі коливається в межах 10 – 40 мг/кг. Природний вміст його в ґрунтах залежить від материнської породи. Вміст елементу в ґрунтоутворюючих породах Полісся складає 5,2 – 10,0 мг/кг. У верхніх горизонтах різних ґрунтів концентрація елементу коливається в межах 3 – 189 мг/кг. У дерново-підзолистих ґрунтах Полісся валовий вміст свинцю складає від 5 до 12 мг/кг, а рухомих форм в межах 0,62 – 0,85 мг/кг.

Гумусовий горизонт має високу адсорбційну здатність до свинцю, максимальні його кількості зареєстровані у верхньому 15-ти см шарі ґрунтового профілю. Він утворює з органічними речовинами міцні комплексні сполуки. Незначна зміна рН може вплинути на поглинання Pb ґрунтами. В нейтральному та слабо лужному середовищі розчинність сполук елементу невелика, а рухомість низька [151]. В ґрунтах лісостепової зони від 2 до 20% свинцю міститься у фракції діаметром більше 0,01 мм і до 80% зосереджується в пиловатих і мулистих фракціях [87, 92, 196].

Природні рівні вмісту свинцю у рослинах знаходяться в межах 0,1 – 10,0 мг/кг сухої маси. Фонові рівні концентрації елементу в кормових культурах складають у середньому для трав 2,1 мг/кг і 2,5 мг/кг для конюшини [108]. В невеликих кількостях він підвищує вміст крохмалю, прискорює проростання рослин, а надмірне внесення може призвести до загибелі рослин.

**Цинк.** Вміст валового цинку в поверхневому шарі різних типів ґрунтів змінюється від 5,5 до 132,2 мг/кг. У ґрунтоутворюючих породах Полісся його вміст складає 47–62 мг/кг. У дерново-підзолистих ґрунтах, різних за

гранулометричним складом, вміст цинку коливається від 26 мг/кг до 45 мг/кг, а у ґрунтовому покриві Полісся – 34-72 мг/кг ґрунту. В 0–20 см шарі дерново-підзолистих ґрунтів Полісся вміст рухомих форм цинку коливається від 0,04 до 0,43 мг/кг, а валових – від 23 до 27 мг/кг ґрунту [Кураєва І.В., 1999].

При розподілі цинку по профілю ґрунту спостерігається накопичення його у гумусовому та ілювіальному горизонтах. Максимальний вміст Zn зосереджується у гумусовому горизонті, тому що 84 його відсотка зв'язується органічною речовиною. У ґрунтах цинк тісніше зв'язується мулистою фракцією і глинистими мінералами. Найменша розчинність Zn спостерігається в інтервалі рН 5,5-6,9, а чим рН менше, тим більша рухомість елемента [Кабата-Пендіас А., Пендіас Х., 1989].

В рослинах цинк активно бере участь в окислювально-відновних процесах, стабілізує їх дихання і впливає на процес плодоношення. У рослинах вміст цинку коливається від 15 до 22 мг на 1 кг сухої речовини, а винос з урожаєм різних культур складає від 75 до 188 г на 1 га.

**Нікель.** Стан нікелю в ґрунтах визначається його вмістом у материнських породах. Але у верхньому шарі ґрунту рівень концентрації елемента залежить також від ґрунтоутворюючих процесів і коливається в різних ґрунтах у широких межах – від 1 до 100 мг/кг. Вміст нікелю у ґрунтоутворюючих породах Полісся складає 12,8 – 14,0 мг/кг ґрунту. В дерново-підзолистих ґрунтах Полісся вміст валових його форм коливається від 9 до 18 мг/кг, а рухомих – від 0,34 до 1,5 мг/кг. В 0-20 см шарі ґрунтів Житомирського Полісся вміст валових форм нікелю знаходиться в межах від 9 до 18 мг/кг, а рухомих форм тут міститься 0,34 – 0,6 мг/кг ґрунту.

По генетичних горизонтах нікель розподіляється нерівномірно. Для нього характерне накопичення у гумусовому та ілювіальному горизонтах та зниження вмісту у елювіальному. Валовий вміст Ni у ґрунтах тісно корелює з вмістом органічної речовини ( $r=0,35-0,82$ ). Основна його частина зв'язується з фульвокислотами. Нікель сорбується глинистими мінералами. Валовий вміст

елементу корелює з вмістом кількості глини ( $r=0,40-0,88$ ). При рН 6,0 і менше значно зростає рухомість Ni [Кураєва И.В., 1997].

Нікель необхідний для рослин і тварин у мікродозах. Середній вміст його в рослинах складає  $5 \times 10^{-5}\%$  в розрахунку на сиру речовину. Нікель помітно впливає на урожайність сільськогосподарських культур.

**Кобальт.** У земній корі вміст кобальту знаходиться в межах біля  $2 \times 10^3\%$ . Наявність елемента в ґрунтах визначається його вмістом у ґрунтоутворюючих породах. У ґрунтах вміст кобальту коливається від 1 до 15 мг на 1 кг ґрунту. У ґрунтоутворюючих породах Полісся валовий вміст кобальту коливається від 4,2 до 5,8 мг/кг ґрунту, а у ґрунтах від 8,6 до 14,7 мг/кг. Рухомих форм в орному шарі нараховується 1,13 мг/кг з різким зменшенням його кількості в підорному шарі до 0,76 мг/кг ґрунту. Вміст кобальту в дерново-підзолистих ґрунтах Житомирського Полісся коливається від 6,2 до 8,0 мг/кг, а рухомих форм – від 0,14 до 0,42 мг/кг.

Кобальт по профілю ґрунту розподіляється нерівномірно. Верхні горизонти ґрунтів містять його в 1,3-1,6 разів більше, ніж ґрунтоутворюючі породи. З органічними і органо-мінеральними речовинами ґрунту елемент утворює комплексні сполуки. У ґрунтах Со міститься майже виключно в тонких фракціях (0,01-0,001 і менше 0,001 мм). При зміні рН ґрунту від 5,8 до 7,2 рухомість кобальту зменшується вдвоє [Д.С.Орлов, М.Е.Малинина, Г.В.Мотузова, 1991].

У рослинах вміст його знаходиться в межах 0,01 – 0,6 мг на 1 кг сухої речовини. Кобальт у рослинах підвищує вміст крохмалю, підсилює біосинтез білку, сприяє збільшенню вмісту аскорбінової кислоти.

**Кадмій.** Цей елемент надзвичайно токсичний. Головним фактором, який визначає вміст кадмію в ґрунтах, є хімічний склад материнських порід. Середня концентрація елемента у верхньому шарі різних ґрунтів коливається від 0,07 до 1,1 мг/кг. Фоновий вміст кадмію у верхньому шарі ґрунту складає: в підзолистих і дерново-підзолистих – 0,7 мг/кг, сірих лісових – 0,65, чорноземах – 0,7 – 1,0 мг/кг ґрунту. Вміст кадмію у ґрунтоутворюючих



породах Полісся складає 3,2 – 3,4 мг/кг, а у ґрунтах – 1,1–3,0 мг/кг, в тому числі в дерново-підзолистих – 0,8–1,2 мг/кг ґрунту. Діапазон вмісту обмінних форм кадмію у дерново-підзолистому ґрунті складає від 2-10% до 50-75%.

Для розподілу кадмію по профілю ґрунту характерне домінуюче накопичення його в гумусовому та ілювіальному горизонтах. Максимальна адсорбція елемента спостерігається у ґрунтах з високим вмістом гумусу. Фульвокислоти можуть зв'язувати до 59% загального його вмісту, із гуміновими кислотами він утворює менш стійкі комплекси. Рухомість Cd знижується при підвищенні рН, при рН 7,5 і вище елемент відносно нерухомий. У незабрудненому ґрунті 60% кадмію входить до складу глинистих мінералів, у забрудненому – лише 22%. У складі органічної речовини кількість його зменшується з 40 до 21%.

Кадмій має високу рухомість, швидко засвоюється рослинами і нагромаджується в їх вегетативній масі. Його концентрація у рослинах складає  $1 \times 10^{-40}$ % в розрахунку на суху речовину. Середнє значення вмісту (на суху речовину) для зерна всіх злаків знаходиться в межах від 0,013 до 0,22 мг/кг, в травах – від 0,07 до 0,27 мг/кг, в бобових культурах – від 0,08 до 0,28 мг/кг. При надмірному вмісті його в рослинах спостерігається почервоніння і хлороз листків, стебел, черешків.

Отже, екологічний зв'язок організмів із середовищем здійснюється через міграцію елементів у біосфері. В порівнянні з багатьма забруднювачами важкі метали не підлягають самоочищенню, вони змінюють лише рівень вмісту або форми зв'язків з компонентами ґрунту. При збільшенні надходження в ґрунт кадмію, свинцю, хрому, вміст мобільних форм важких металів, тобто доступних рослинам, збільшується, відповідно, від 1,2 до 4,1; від 5,5 до 20,2 і від 3,36 до 5,5 мг/кг ґрунту. Вміст легкорухомої форми нікелю збільшується при збільшенні рівня забруднення від 3 до 10 кратного кларку, але при збільшенні кларку в 15 раз, його рухомість різко падає з 31,2 мг/кг до 15,7 мг/кг ґрунту [Дмитрук Ю.М., 1995].

Потрапляючи в ґрунт, забруднюючі речовини не залишаються бездіяльними, вони викликають або позитивні зміни, або негативні наслідки, чим порушують хімічну рівновагу природної екосистеми. Забруднений ґрунт втрачає чітку структуру та характеризується зменшенням загальної його щільності. Все це призводить до зниження водопроникності ґрунту, його ущільнення, на поверхні утворюється кірка, в ньому різко погіршується водно-повітряний режим. Накопичуючись у ґрунті, важкі метали змінюють його фізико-хімічні властивості: зростає рухомість глинистої фракції, змінюється рН середовища, зменшується вміст обмінних форм кальцію і магнію, руйнуються новоутворення карбонатів, гідроксидів заліза, збіднюється кількісний склад гумусу, збільшується рухомість гумінових кислот.

Таким чином, в умовах техногенного забруднення ґрунтів, важкі метали адсорбуються на поверхні ґрунтових частинок, проникають до складу кристалічних решіток мінералів, включаються в обмінній формі до складу катіонів ґрунтового-поглинаючого комплексу, а також знаходяться у складі ґрунтової вологи та ґрунтового повітря. В умовах промивного типу водного режиму, який характерний для ґрунтів Житомирського Полісся, вони розподіляються по ґрунтовому профілю у складі розчинів і твердих частинок. Ґрунти з великою ємністю катіонного обміну і значною кількістю органічної речовини здатні накопичувати набагато більше важких металів, ніж піщані або бідні на гумус. У цих ґрунтах рухомі форми важких металів переходять у менш рухомі.

#### **1.4. Ріст і розвиток рослин та ґрунтових мікроорганізмів на забруднених ґрунтах**

Важкі метали, що надходять в атмосферу і в ґрунт, активно впливають на рослинні угруповання. В свою чергу, забруднений важкими металами ґрунт стає вторинним джерелом їх забруднення. Розчинні сполуки важких металів поглинаються рослинами і виносяться із ґрунту з урожаєм або, при їх відмиранні, повертаються в ґрунт. Слід зазначити, що вплив важких металів на систему “ґрунт – рослина” залежить від виду і хімічних властивостей

забруднювача, форм сполук важких металів у ґрунтах і їх трансформації, складу і властивостей ґрунту, біологічних та фізіологічних особливостей рослин, їх фенологічної фази, віку тощо [Степанюк В.В., Голеницкий С.П., 1990].

За тривалої та інтенсивної дії токсичних речовин у рослинах порушуються фізіологічні функції, а саме: пригнічується робота ферментативних систем, пошкоджуються і відмирають окремі групи клітин і ділянки тканин, що часто призводить до загибелі рослин і навіть зникнення цілих видів. Збільшення концентрації важких металів навколо промислових підприємств вже спричинило збіднення флори – на Землі щезла чимала кількість щонайбільше чутливих до змін у навколишньому середовищі видів. При цьому замість природних фітоценозів виникає так звана сучасна “техногенна флора”, яка представлена двома – трьома видами.

При забрудненні атмосфери промисловими викидами з високим вмістом важких металів накопичення у рослинах забруднюючих речовин може здійснюватись двома шляхами: прямим – отруєння атмосферними викидами і непрямим – через забруднення ґрунту. Важкі метали можуть накопичуватися як всередині органів рослин (листя, плоди, коріння та інше), так і на поверхні. В першому випадку участь у накопиченні беруть, щонайперше, газоподібні забруднювачі повітря, які легко проходять через породи. Коли на рослини потрапляє пил, він прилипає до шорстких, укритих волосками клітин і навіть після сильного дощу змивається лише частково. Деревя, кущі і трави затримують опади із забрудненого повітря, на них осідає до 72% зважених в повітрі частинок пилу. Надходження забруднюючих речовин у рослини позакореневим шляхом проходить по бар’єрному типу, а саме аерозольні частини закріплюються на поверхні листків по-різному, наприклад, за допомогою гутаційних виділень, які сприяють утворенню органо-мінеральних сполук. Суттєве поглинання внесених через листову поверхню цинку, заліза, кадмію, свинцю, міді і ртуті відзначено в дослідженнях Т.М.Roberts (1975),

навіть у зонах, де спостерігається незначне забруднення ґрунтів важкими металами.

Численні спостереження ряду авторів засвідчили, що найбільше пошкоджуються асиміляційні органи рослин, тобто листки і незадерев'янілі молоді пагони. Це зв'язано з тим, що в них, головним чином в листках, відбувається інтенсивніший газообмін, ніж в інших органах рослин. Тому, при високій концентрації забруднюючих речовин у повітрі, саме на листках з'являються перші, добре помітні неозброєним оком ознаки їх пошкодження: плямистість, безколірність, передчасне відмирання, послаблення зеленого забарвлення, некрози, деформація та інше. Отже, рослини виконують функцію індикатора забруднення.

Важливу роль у захисті рослин від надлишку важких металів, які надходять з ґрунту, виконує коренева система. Вона є своєрідним бар'єром на шляху надмірного надходження в рослини хімічних елементів. З наукової літератури відомо, що переважна частина важких металів накопичується коренями, менша – стеблами і листками, що вберігає репродуктивні органи від надмірного накопичення забруднюючих речовин [Ильин В.Б., Степанова М.Д., 1980]. При сильному збагаченні ґрунтового середовища кадмієм або нікелем в кореневій системі помідорів накопичується значно більше важких металів (для кадмію – в 20–30 разів), ніж у плодах. Захищеність органів нагромадження асимілянтів від надлишкового надходження кадмію добре простежується. Концентрація кадмію в цих органах навіть у варіанті з найбільшою дозою металу зростала тільки в 3 – 5 разів, а в стеблах і листках – у 20 – 25 разів. В кореневій системі пшениці затримується велика кількість свинцю, а картоплі – цинку.

Шкідлива дія важких металів для рослин значно залежить від виду ґрунту, його властивостей і вмісту в них рухомих сполук. Найкраще поглинають їх рослини, які ростуть на пісках. Високий вміст у ґрунті перегною і вапна знижує шкідливу дію забруднюючих речовин. Так, внесення

розчинного кадмію в усі типи досліджуваних ґрунтів призвело до його міцної фіксації, за винятком дерново-підзолистого не окультуреного ґрунту.

Підвищений вміст важких металів у рослинах залежить і від фенофази розвитку рослин. Найбільша кількість металів накопичується наприкінці періоду росту, коли проходить найбільш інтенсивне наростання вегетативної маси. При сильному забрудненні природного середовища важкими металами їх потік стає настільки великим, що спостерігається підвищення вмісту забруднювачів не лише у вегетативних органах рослин, а й в органах запасання асимілянтів.

Кадмій і цинк більш доступні для рослин, ніж хром, свинець, ртуть. Свинець чинить на рослинні організми пригнічуючу дію навіть при порівняно низьких концентраціях.

На ґрунтах, забруднених важкими металами, значно знижується урожайність сільськогосподарських культур. В умовах помірного клімату урожайність зернових може зменшуватися на 20 – 30%, буряків – на 35, бобів – на 40, картоплі – на 47% [28, 237]. Рівень цинку, що знижує врожай або висоту рослин на 5 – 10%, вважається токсичним і складає для вівса 435 – 725 мг/кг, конюшини – 210 – 290, буряків – 240 – 275 мг/кг ґрунту. Концентрація в ґрунті міді, яка знижує врожай або висоту рослин на 5 – 10% вважається токсичною і у кількісному виразі складає більше 60 мг/кг ґрунту для вівса і конюшини [Минеев В.Г., 1988].

Токсична дія металів на рослини може бути пов'язана з порушенням властивих рослинам співвідношень між ними та поживними елементами. Надходження надлишкової кількості важких металів у рослини порушує рівновагу в надходженні мікро - і макроелементів. Антагонізм може існувати як між окремими важкими металами, так і між макроелементами (кальцій, магній, калій). При максимальному забрудненні нікелем і міддю в рослинах значно знижується вміст кальцію і магнію. Надлишковий вміст у ґрунті кадмію призводить до зменшення в рослинах кількості фосфору, кальцію,

магнію, заліза, а цинку – викликає зменшення фосфору, кальцію, магнію, заліза; свинцю - зменшення фосфору, кальцію, цинку, заліза, міді.

Характер залежності поглинання важких металів рослинами від рівня вмісту їх у ґрунті для різних елементів різний. Одні мікроелементи поглинаються рослинами до визначеної межі і при подальшому підвищенні концентрації у рослин починають діяти захисні механізми. Вони контролюють механізми надходження цих елементів у допустимих – порогових концентраціях. Здатність рослин вибірково вбирати хімічні елементи дозволяє їм дещо контролювати свій хімічний склад. Та за високих концентрацій елементів у ґрунті можливості подібного контролю обмежені, і тому вміст важких металів у рослинах часто позитивно корелюється з концентрацією цих елементів у ґрунті.

При великій концентрації важких металів у ґрунті деякі види та різновидності рослин випадають і залишаються тільки стійкі, які без будь-яких ознак токсикозу переносять накопичення у тканинах великої кількості важких металів, такої, що в десятки і навіть сотні разів перевищує їх вміст в інших рослинах. Отже, стійкі види і сорти можна культивувати на землях з високим вмістом важких металів. На основі узагальнення великого експериментального матеріалу встановлено, що найбільша стійкість властива дикоростучим рослинам, проте і серед культурних зустрічаються досить стійкі види. Так, за ступенем стійкості до ґрунтового забруднення культурні рослини поділені на 3 групи: найбільш стійкі – озимі і ярі зернові, соняшник; середньостійкі – цукрові буряки, картопля, морква, помідори, перець; слабостійкі – зернобобові, однорічні трави, багаторічні бобові трави, кукурудза на зелений корм і силос, капуста, петрушка, салат.

Дуже важлива екологічна роль належить мікроорганізмам. Вони виступають як продуценти, споживачі і транспортуючі агенти в ґрунтовій екосистемі й кругообігу хімічних елементів. В забруднених важкими металами ґрунтах часто спостерігається послаблення розвитку мікроорганізмів. Кількість ґрунтових грибів при забрудненні ґрунту помітно зменшується і

вирівнюється з контролем тільки восени. В надміру забруднених ґрунтах чисельність мезо- і мікробіоти знижується, її метаболізм гальмується, і зрештою всі організми можуть загинути.

Ступінь токсичності різних важких металів для мікрофлори ґрунту значно залежить від властивостей ґрунту. Свинець у чорноземі не мав значного впливу на азотфіксуючу активність навіть при високому його вмісті (10 мг/кг ґрунту), а в сіроземі при такому ж його вмісті спостерігалось її зниження.

Дослідами на дерново-підзолистих і чорноземних ґрунтах встановлено, що забруднення міддю, хромом, нікелем, свинцем на рівні одного – двох кларків в порівнянні з незабрудненими ґрунтами викликало істотні зміни біоти: зменшувалася загальна кількість бактерій, різко скорочувалося число актиноміцетів і збільшувалася кількість грибів, в той же час дуже зменшувалась кількість у ґрунті комах і дощових черв'яків, спостерігалось зниження ферментативної активності ґрунту.

Дослідження, проведені на сірому опідзоленому ґрунті для вивчення впливу суміші важких металів (Cu+Cd+Pb+Zn) на мікрофлору показали, що найістотніше зменшення чисельності мікроорганізмів спостерігалось на 15-ту добу після внесення металів у ґрунт. Так, органотрофів у забрудненому ґрунті було на 70,9%, педотрофів на 38%, целюлозоруйнівних мікроорганізмів на 70,8% менше, ніж у незабрудненому ґрунті [Іутинська Г.О., Антипчук А.Ф., Валагурова О.В., 1998].

Забруднення ґрунтів важкими металами викликало зниження нітрифікуючої активності ґрунту. При цьому спостерігався посилений розвиток грибного міцелію і зменшувалась кількість сапрофітних бактерій. Так, при високому вмісті цинку (8 – 13%) в самому верхньому шарі ґрунту спостерігалось зменшення загальної кількості мікроорганізмів. Додавання 0,1 і 0,5% свинцю в ґрунтовий субстрат, багатий на органічну речовину, викликало зниження росту колоній бактерій, відповідно, на 50% і 75%.

Концентрації токсичних елементів, які можуть витримувати мікроорганізми, гранично не обмежені, але для деяких видів мікроорганізмів виявлені порогові їх концентрації.

Різноманітні сполуки важких металів впливають на біоту ґрунту не однозначно. Як правило, їх токсичність залежить від розчинності. Найбільш токсичними вважаються ртуть, кадмій, нікель, а менш токсичними – мідь, свинець.

Таким чином, негативний вплив важких металів на забруднення навколишнього природного середовища, а саме на рослини та мікрофлору ґрунту, залежить від концентрації самого забруднювача, фізико-хімічних властивостей ґрунту, розчинності сполук важких металів, біологічних особливостей та фенофази розвитку рослин.

Встановлено, що найбільшого навантаження зазнають ландшафти, які знаходяться в зонах з розвинутою промисловістю, транспортом, сільським і лісовим господарством, у місцях розробки родовищ корисних копалин. Тож вивчення наслідків техногенного забруднення ґрунтів важкими металами проводилося саме в цих зонах. Наслідки техногенного забруднення дерново-підзолистих ґрунтів важкими металами у лісоаграрних ландшафтах Полісся України досліджені недостатньо, в науковій літературі наводяться окремі кількісні екологічні показники деградації ландшафтів, рівнів їх забруднення. Комплексна оцінка екологічного стану природних ресурсів і рівня антропогенного навантаження в Поліссі практично не проводилась і дається лише в окремих випадках [Хвесик М.А., 1993].

Тому метою нашої роботи було визначення ступеню забруднення дерново-підзолистих ґрунтів, елементів агроландшафту Житомирського Полісся важкими металами, встановлення закономірностей їх міграції та територіального розподілу в ландшафтній сфері й природних системах з урахуванням впливу захисних лісових насаджень.





## **2. ПРИРОДНО-КЛІМАТИЧНІ УМОВИ РЕГІОНУ ДОСЛІДЖЕННЯ**

### **2.1. Геоморфологія і гідрологія**

Поверхня області рівнинна із загальним нахилом у північному напрямі. Північна частина області лежить у межах Поліської низовини, що являє собою моренно-зандрову і терасну рівнину. У середній частині простягається Волинське пасмо, що складається із багатьох горбів різної форми. У східній частині лежить денудаційна рівнина утворена озерно-льодовиковими відкладами. Південна частина області зайнята Волинською височиною, поверхня якої порізана балками та річковими долинами. Абсолютні відмітки у північній частині м. Нововолинська складають 223,0-238,0 м.н.р.м., у південній частині проходить балка із пологими схилами і відмітки понижуються до 217,0-215,0 м.н.р.м.

Ширина долини, що тягнеться від села Грибовиця, поблизу сіл Гряди, Дігтів, шахти № 8 і далі до Західного Бугу була сформована рікою Студянкою, яка протікає вздовж північно-східної околиці Нововолинська. Її русло випрямлене і являє собою не глибокий канал, який відноситься до басейну річки Західний Буг, який у свою чергу відноситься до річкової системи Віспи. Взагалі до басейну річки Західний Буг в межах області належать 24 річки (найбільша - Луга). Пересічна густота річкової сітки басейну Західного Бугу становить від 0,22 до 1,35 км./кв. Нахил русел річок у поліській частині незначний, тому річки мають повільну течію і за своїм режимом належать до рівнинного типу. Для річок області характерне мішане живлення з переважання снігового. Близько 60-70% річкового стоку припадає на талі снігові води, які зумовлюють високу весняну повінь. Улітку і взимку бувають дощові паводки.

### **2.2. Кліматичні умови регіону досліджень**

Клімат даного регіону помірно континентальний. На формування клімату суттєво впливає Атлантичний океан. Переніс повітряних мас з

Атлантики визначає м'яку із багатьма відлигами зиму, відносно затяжну весну, помірно тепле літо і теплу осінь. Середня температура січня - мінус 4-5 градусів, але інколи у січні - лютому спостерігається пониження температури до 23-25 градусів. Снігове вкриття незначне, промерзання фунту у зимовий період сягає 0,9 м. Середня температура самого теплого місяця (липня) складає 17-19 градусів при максимальній відмітці - 36-38 градусів.

Середня відносна вологість повітря зростає від літа до зими, сягаючи у грудні - січні 90-91%. Переважаючим напрямом вітрів є західний. Швидкість вітру змінюється від 2-3 м/с влітку до 5-10 м/с зимою. Річна кількість опадів складає 550-600 мм, причому основна маса ( 350- 450 мм) припадає на теплий період року. На території регіону досліджень переважає похмура погода, за рік відмічається близько 150 похмура і тільки 35 ясних днів. Бувають атмосферні посухи, суховії, пилові бурі, влітку - зливи, град. Значної шкоди завдають пізні весняні і ранні осінні заморозки.

Вегетаційний період складає 200 днів, з яких 150-160 днів з активними температурами, що перевищують 10 градусів. Близько 100 днів у році характеризуються інтенсивною вегетацією (середньодобова температура вище 15 градусів).

### **2.3. Ґрунтовий та рослинний покрив. Тваринний світ.**

Серед зональних типів ґрунтів за площею поширення переважають дерново-підзолисті ґрунти 511 тис. га., (35,8 % площі області) та їхні відміни - дерново-слабопідзолисті, дерново- середньо- і сильнопідзолисті. Також зустрічаються дернові і лучні фунти площа яких сягає 250 тис.га., (18 % площі області). На значних площах сформовані - перегнійно-карбонатні ґрунти, які відзначаються високою родючістю. Для річкових заплавл характерні лучні і болотні фунти, торфовища. На півдні області зустрічаються - темно-сірі опідзолені ґрунти та чорноземи. Сірі лісові ґрунти найчастіше трапляються у комплексі із світло-сірими лісовими - понад 90 тис.га. Чорноземи неглибокі і глибокі малогумусові займають площу понад 70 тис. га.

Для території Львівсько — Волинського кам'яновугільного басейну характерні опідзолені ґрунти на лесових породах, серед яких зустрічаються чорноземи типові малогумусові. Тут розорано більше 80% території. Найродючішими ґрунтами околиці Нововолинська є чорноземи, менш багаті перегноем сірі, темно-сірі ґрунти. У заплаві річки Студянки в умовах надмірного зволоження утворились торфово-болотні ґрунти.

Регіон наших досліджень лежить у межах Західноукраїнської геоботанічної підпровінції. Ліси займають підвищені ділянки. Типовими є мішані ліси з дуба звичайного, граба звичайного і сосни звичайної, розповсюджені вільхово-березові ліси. У лісових масивах зустрічаються : ялина європейська, жимолость пухнаста, калина та інші.

У флорі області є рідкісні, ендемічні та реліктові види. Значні площі регіону зайняті луками. Основні площі сучасних лук мають після лісовий характер. Вони розповсюджені на високих річкових терасах, між річкових просторах і представлені переважно асоціаціями вівсяника червоного та лучного. Це флористично багаті і досить високо продуктивні угруповання, у склад яких входять такі цінні кормові злаки - м'ята лучна, трясучка середня, тимофіївка лучна та ін., серед бобових - конюшина лучна та повзуча.

Тваринний світ області різноманітний. Всього налічується 301 вид, у т.ч. риби - 34, земноводних -12, плазунів - 8, птахів 138, ссавців - 64 види. Водяться борсук, куниця лісова, тхір, горностай, ласка, лисиця, вовк, заєць, білка, їжак, кріт; у річках і озерах - щука, плітка, головень, краснопірка, лин, лящ, карась, сом, річковий вугор, линьок, окунь. Найпоширеніші птахи - пастушка, журавель, кулик, мартин, гуси, сова та ін. На берегах річок - видра, норка, бобер, ондатра. В області акліматизовано оленя плямистого, козулю європейську, в озерах і річках - карликового сомика, сига, ладозького рипуса.

### **3. ОБ'ЄКТИ, ПРОГРАМА І МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕНЬ**

#### **3.1. Програма досліджень**

Останнім часом в природних екосистемах спостерігаються суттєві зміни їх хімічного складу, що спонукало розширити дослідження шляхів поступлення важких металів у навколишнє середовище, продукцію сільського господарства, а також як вони впливають на живі організми.

Адсорбуючи хімічні елементи техногенного походження ґрунт стає джерелом поступлення цих елементів у рослини.

Тому метою роботи було дослідити взаємозв'язок між вмістом важких металів у дерново-підзолистому ґрунті та його фізико-хімічними властивостями.

Завдання включали вивчення наступних питань:

- залежність накопичення металів у ґрунті від вмісту гумусу;
- вплив рН ґрунтового розчину на рухомість забруднювачів у ґрунті;
- залежність вмісту важких металів від гранулометричного складу ґрунту.

#### **3.2. Об'єкти досліджень**

Об'єктами вивчення були дерново-підзолисті ґрунти в лісоаграрних ландшафтах північної частини Іваничівського району Волинської області, ґрунти сільськогосподарських угідь з північно-західної сторони міста Нововолинська, які прилягають до міста.

Характеристика дерново-підзолистого ґрунту наведена в таблиці 3.1.

Таблиця 3.1. Фізико-хімічна характеристика дерново-підзолистого ґрунту

Ґрунт	Гумус, %	pH <sub>KCl</sub>	Сума увібраних основ, мг-екв/ 100 г ґрунту	Фізична глина, %	Мул, %
Дерново- підзолистий неоглеєний супіщаний	1,38 (0,8...2,1)	5,4 (4,6...5,9)	5,6 (2,8 ... 10,2)	17,8 (10,2 ... 19,8)	5,9 (2,16 ... 7,59)

### 3.3. Методика досліджень

Для вивчення ступеня забруднення ґрунтів важкими металами нами були використані загальноприйняті у ґрунтознавстві, географії та екології методики.

Оцінка природно-кліматичних умов проводилась за даними багаторічних систематичних спостережень Львівського гідрометеоцентру, агрокліматичних довідників та технічних звітів по крупномасштабному коректуванню карти ґрунтів відповідних господарств. Аналіз екологічної ситуації у регіоні виконаний на основі даних статистичної звітності Департаменту екології і природних ресурсів Волинської ОДА.

Тип ґрунтів визначали закладаючи ґрунтові розрізи, фізико-хімічні властивості ґрунту проводили за загальноприйнятими методиками [6, 13, 16], вміст гумусу - за Тюрінім, рН ґрунтового розчину - потенціометрично, гранулометричний склад ґрунту - за Качинським. Досліджуваний ґрунт був дерново-підзолистий вміст гумусу становив від 0,8 до 2,1%; вміст фізичної глини – 10,2 – 19,8%, сума увібраних основ – 2,8 – 10,2 мг-екв/100 г ґрунту; pH<sub>KCl</sub> – 4,6 – 5,9.

Статистичну обробку даних проводили за допомогою програми “Excel”.

#### 4. ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК МІЖ ВМІСТОМ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА ФІЗИКО-ХІМІЧНИМИ ВЛАСТИВОСТЯМИ ДЕРНОВО- ПІДЗОЛИСТОГО ҐРУНТУ

Міграційна здатність важких металів у ґрунтах зумовлена природними властивостями самих елементів, мінерало-геохімічними особливостями ґрунтоутворюючих порід і залежить від фізико-хімічних характеристик ґрунтів, ландшафтних і техногенних умов. Залежність вмісту та поведінки тих чи інших металів від ґрунтових властивостей та конкретної геохімічної ситуації проаналізовано різними авторами для різних територій. Проблематичним є питання поведінки хімічних елементів у ґрунтовому покриві при зміні фізико-хімічних властивостей ґрунту. В ґрунтах статистично значимі зв'язки між важкими металами і компонентами ґрунту мають наступний вигляд: а) органічна речовина і  $\text{Cr} < \text{Co} < \text{Ni} < \text{Cu} < \text{Cd} < \text{Zn} < \text{Pb}$ ; б) глинисті мінерали і  $\text{Zn} < \text{Pb} < \text{Co} < \text{Cu} < \text{Cr} < \text{Ni}$ .

Максимального техногенного впливу зазнають, звичайно, верхні гумусові горизонти ґрунтів і лісова підстилка. В них затримується основна частина металів, де проходить первинна трансформація сполук елементів, які потрапили в ґрунт. За інтенсивністю накопичення у верхніх гумусових горизонтах різних ґрунтів важких металів можна розподілити в такому порядку:  $\text{Ti} > \text{Mn} > \text{Y} > \text{Cu}, \text{V} > \text{Zn} > \text{Ni}$ , а у гумусових горизонтах дерново-підзолистих ґрунтів за інтенсивністю накопичення елементи складають наступний ряд:  $\text{Mn}, \text{V}, \text{Cr} > \text{Cu}, \text{Sr} > \text{Zn}, \text{Co} > \text{Ti} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Ba}$  [Міцкевич Б.Ф., 1971].

У ґрунті важкі метали приймають участь в різноманітних реакціях: окислювально-відновних, комплексоутворення, розчинення, фотохімічних та інших. Завдяки цим реакціям метали в ґрунтах зв'язуються і переходять в обмінну форму, що робить їх доступними для рослин. У воді метали поступово переходять в колоїдний та іонно-обмінний стан.

Рухомість елементів у ґрунтах зумовлена характером їх сполук і фізико-хімічними властивостями ґрунту. Встановлена висока кореляційна залежність між фізико-хімічними властивостями ґрунту (вміст глини, гумусу, ємність катіонного обміну, рН ґрунтового розчину) та рухомістю важких металів. Проте ступінь впливу цих факторів різносторонній, а найбільший вплив мають рН ґрунтового розчину й вміст гумусу.

#### **4.1. Залежність накопичення металів у ґрунті від вмісту гумусу**

Органічна речовина – активний сорбент важких металів, кращий за мінеральні колоїди, особливо, в кислому середовищі. Вона виконує ряд завдань, що пов'язані з функціонуванням ґрунту в складі природних агроєкосистем. Гумус є джерелом багатьох поживних речовин для рослин, покращує фізичні та хімічні властивості ґрунту, утримує від міграції по профілю хімічні елементи. Гумус може поглинати токсичні речовини і важкі метали, які потрапляють у ґрунт, і тим самим запобігати їх надходженню в ґрунтові води і рослини. Чим вищий відсоток вмісту гумусу в ґрунтах, тим у більшій мірі накопичуються в гумусовій оболонці такі метали, як нікель, цинк, мідь, кобальт, свинець, кадмій.

Важкі метали мають підвищену здатність до адсорбції органічною речовиною та до заміщення лужних і лужноземельних металів у ґрунтових комплексах. При цьому встановлена висока кореляційна залежність між вмістом органічної речовини і вмістом різних форм важких металів. Швидкість вилуговування іонів залежить також від адсорбційної здатності та рухомості металів. Здатність органічної речовини ґрунту поглинати катіони та аніони важких металів неоднакова для різних елементів. Відомо, що органічні компоненти ґрунту утворюють з металами слабкі комплексні слаборухомі сполуки, тому в ґрунтах з високим вмістом гумусу вони менш доступні рослинам. Органічна речовина зв'язує важкі метали значно міцніше, ніж мінеральна речовина ґрунту, а ємність поглинання металів гумусом в 4 рази вища в порівнянні з глинистою фракцією. Взаємодіючи з гумусовими



речовинами, важкі метали послаблюють їх зв'язки з мінеральною частиною ґрунту, що призводить до дезагрегації ґрунтової структури, вимиванню мулистого матеріалу і частковими втратами гумусу.

Свинець зв'язується органічною речовиною ґрунту, утворюючи стійкі комплекси з гуміновими кислотами, які зв'язують 47,6% свинцю, а фульвокислоти – 23,4%. Поглинута органічною речовиною мідь важко вимивається з ґрунту. Коефіцієнт кореляції між вмістом міді та вмістом гумусу в орному шарі складає для чорнозему еродованого 0,46, а для сірих лісових ґрунтів – 0,35–0,82. За даними у дерново-підзолистих ґрунтах органічною речовиною зв'язується близько 48,2 % Cu. Кадмій зв'язується фульвокислотами за рахунок утворення стабільних металоорганічних сполук до 59 % загального його вмісту, а з гуміновими кислотами утворює менш стійкі комплекси. Кобальт з органічними і орґано-мінеральними речовинами ґрунту утворює комплексні сполуки. У дерново-підзолистих ґрунтах з органічною речовиною зв'язується 27,2% Co, 12,3 % цинку, 12,3% нікелю. Зв'язується цинк гуміновими кислотами ґрунту, утворюючи гумати Zn. Основна його частина нікелю зв'язується з фульвокислотами. Вміст різних форм досліджуваних важких металів у ґрунті при зміні вмісту гумусу показаний в таблиці 4.1.

З даних таблиці видно, що при збільшенні вмісту гумусу з 1,0 до 2,0% валовий збільшувався вміст всіх досліджуваних металів, а рухомих, навпаки, зменшувався.

При збільшенні вмісту гумусу відсоток рухомих форм важких металів зменшувався від їх валового вмісту, найбільшим він був при вмісті гумусу 1,0%, а найменшим – при 2,0%.

Таблиця 4.1. Вміст різних форм важких металів у ґрунті при різному вмісту гумусу (шар ґрунту 0 – 20 см).

Елемент	Вміст гумусу, %	Валовий вміст, мг/кг	Вміст рухомих форм, мг/кг	% рухомих від валових
Свинець	0,9-1,1	11,8	2,0	16,9
	1,4-1,6	22,4	1,7	7,6
	1,9-2,0	31,6	1,5	4,8
Мідь	0,9-1,1	10,0	1,2	11,8
	1,4-1,6	15,2	1,0	6,6
	1,9-2,0	20,7	0,9	4,4
Кобальт	0,9-1,1	1,6	1,1	69,4
	1,4-1,6	2,0	0,9	45,0
	1,9-2,0	3,2	0,8	25,0
Цинк	0,9-1,1	21,8	12,4	42,7
	1,4-1,6	28,1	9,4	33,5
	1,9-2,0	31,7	7,1	22,4
Нікель	0,9-1,1	26,0	4,0	15,4
	1,4-1,6	34,4	2,6	7,6
	1,9-2,0	38,9	2,3	5,9

Отже, як показали дослідження, важкі метали можуть зв'язуватися органічною речовиною ґрунту. При зростанні процентного вмісту гумусу збільшувалось накопичення валових форм цинку, міді, кадмію, кобальту, нікелю, свинцю, концентрації ж рухомих форм цих елементів зменшувалися.

#### 4.2. Вплив рН ґрунтового розчину на рухомість забруднювачів у ґрунті

Вміст важких металів у ґрунтах та їх доступність для рослин у великій мірі залежить від реакції ґрунтового розчину. В лужних і нейтральних ґрунтах рухомість металів є меншою, а їх міграція – слабшою в порівнянні з кислими ґрунтами. Швидкість самоочищення ґрунтів від шкідливих елементів, які в

них надходять, дуже низька. При цьому важкі метали перебувають у малодоступній формі і накопичуються в ґрунтах. В кислому середовищі нерозчинна фракція важких металів може переходити в розчинні форми, тому в кислих ґрунтах збільшується кількість розчинної фракції металів техногенного походження. Найбільша концентрація рухомих форм важких металів спостерігається при рН ґрунту 4,8.

Вміст у ґрунті таких важких металів, як кадмій, стронцій, нікель та цинк в більшій мірі залежить від його кислотності, в меншій – від гранулометричного складу. При рН менше 6,0 значно зростає рухомість міді, цинку, кадмію, нікелю.

Зміна рН у бік підкислення сприяє переходу багатьох важких металів у ґрунтовий розчин. В діапазоні рН 6 – 8 в ґрунтовому розчині знаходиться 1 – 2% кадмію від його валового вмісту в ґрунті, в діапазоні рН 4 – 6 – біля 10%, а в інтервалі рН 3 – 4 – біля 70%.

Сумарна розчинність іонів міді знижується при рН – 7–8. Підкислення ґрунтового розчину збільшує рухомість елемента, що сприяє інтенсивному його поглинанню рослинами. Рухомість свинцю залежить від величини рН ґрунту. Навіть незначна зміна рН може вплинути на поглинання свинцю ґрунтами. Кадмій найбільш рухомий в кислих ґрунтах в інтервалі рН 4,5 – 5,5, а в слабокислих і нейтральних з рН 5,5–7,5, лужних і сильнолужних з рН 7,5–9,5 – відносно нерухомий. Для кобальту при зменшенні рН ґрунту від 5,8 до 7,2 рухомість його зменшується вдвоє. Рухомість Zn в ґрунтах і доступність його рослинам залежить від рН ґрунтового розчину. Найменша розчинність Zn в ґрунтах спостерігається в інтервалі рН 5,5 – 6,9. При рН 6,0 і менше значно зростає також і рухомість нікелю.

В таблиці 4.2 показані зміни вмісту різних форм важких металів від рН сольової витяжки дерново-підзолистого ґрунту.

Таблиця 4.2. Вміст різних форм важких металів у ґрунті з різним значенням рН в 0-20 см шарі ґрунту.

Елемент	рН	Валовий вміст, мг/кг	Вміст рухомих форм, мг/кг	% рухомих від валових
Свинець	4,6-4,7	19,6	2,0	10,1
	5,4-5,5	19,7	1,7	8,4
	5,8-5,9	32,4	1,5	5,0
Мідь	4,6-4,7	12,8	1,2	8,7
	5,4-5,5	16,6	1,0	6,0
	5,8-5,9	18,1	0,8	4,7
Кобальт	4,6-4,7	1,8	1,1	59,1
	5,4-5,5	2,1	0,9	44,1
	5,8-5,9	2,3	0,8	34,8
Цинк	4,6-4,7	20,1	12,0	59,7
	5,4-5,5	30,0	9,2	30,7
	5,8-5,9	34,3	6,1	17,8
Нікель	4,6-4,7	22,3	3,6	16,2
	5,4-5,5	39,7	2,8	6,9
	5,8-5,9	42,4	1,9	4,4

При рН сольової витяжки 4,0 вміст рухомих форм всіх досліджуваних металів був найвищим і становив для свинцю – 2,0 мг/кг, міді – 1,2, кобальту – 1,1, цинку 12,0, нікелю – 3,6 мг/кг ґрунту. При зміні рН до 5,9 вміст рухомих форм важких металів зменшувався: Pb на 25%, Cu – 34%, Co – 28%, Zn – 49%, Ni – 48%.

Найвищий відсоток рухомих форм важких металів в порівнянні з валовим вмістом спостерігався при рН 4,0, а саме: свинцю – 10,1%, міді – 8,7, кобальту – 59,1, цинку – 59,7, нікелю – 16,2%.

#### 4.3. Залежність концентрації важких металів від гранулометричного

### складу ґрунту

Гранулометричний склад ґрунту є одним з показників його адсорбційної здатності. Він прямо впливає на зв'язування та вивільнення важких металів.

Гранулометричний склад ґрунтів істотно впливає на вміст в них важких металів. Встановлено, що в мулистій фракції акумулюється до 70 – 80% цинку, 50 – 60% міді, 46 – 55% кобальту, 40% молібдену в залежності від їх валового вмісту. Виключення складають мулисті фракції опідзолених горизонтів, де зосереджується лише 40 – 30% загального вмісту важких металів.

З фракцією середнього і дрібного пилу зв'язується близько 17% свинцю. Залежність валової концентрації Pb від вмісту фізичної глини ( $r = 0,35 - 0,82$ ) в сірих лісових ґрунтах виявили канадські вчені в провінції Альберта.

Мідь активно сорбується глинистими мінералами ґрунту. Концентрація міді в сірих лісових ґрунтах тісно зв'язана із вмістом фізичної глини ( $r = 0,40 - 0,83$ ).

Цинк легко адсорбується мінеральною частиною ґрунту. З глинистими мінералами зв'язано від 24% до 63% Zn.

Нікель також сорбується глинистими мінералами. Валова концентрація елемента корелює з вмістом кількості глини ( $r = 0,40 - 0,88$ ).

Кобальт у ґрунтах міститься майже виключно в тонких фракціях (0,001-0,005 мм, 0,005-0,001 і менше 0,001 мм).

В таблиці 4.3 показаний вміст різних форм важких металів і вміст фізичної глини в ґрунті.

З даних таблиці видно, що вміст різних форм важких металів у дерново-підзолистих ґрунтах значно залежить від вмісту фізичної глини.

Високий валовий вміст всіх досліджуваних важких металів спостерігався при вмісті фізичної глини 18,6%, а при вмісті фізичної глини 12,4% він зменшувався.

Вміст рухомих форм важких металів був найвищим при вмісті фізичної глини 12,4%, а при збільшенні фізичної глини кількість рухомих форм зменшувалася.

В цілому найменший відсоток рухомих форм важких металів спостерігається при вмісті фізичної глини 18,6%, а найбільший – при 12,4% фізичної глини. Найбільший відсоток рухомих форм від валового вмісту виявлено у кобальту, він коливається від 31,0 до 82,5%, а найменший відсоток встановлений для міді – 3,1 – 10,1%.

Таблиця 4.3. Вміст різних форм важких металів у ґрунті в залежності від вмісту фізичної глини (шар ґрунту 0 –20 см).

Елемент	Вміст фізичної глини, %	Валовий вміст, мг/кг	Вміст рухомих форм, мг/кг	% рухомих від валових
Свинець	17,6-18,6	31,35	1,61	5,1
	14,7-15,7	16,14	1,70	10,5
	11,4-12,4	12,21	1,90	15,6
Мідь	17,6-18,6	30,41	0,93	3,1
	14,7-15,7	11,34	1,03	9,1
	11,4-12,4	11,44	1,16	10,1
Кобальт	17,6-18,6	2,74	0,85	31,0
	14,7-15,7	1,20	0,99	82,5
	11,4-12,4	1,97	1,07	54,3
Цинк	17,6-18,6	32,12	8,10	25,2
	14,7-15,7	25,81	10,01	38,8
	11,4-12,4	18,47	11,89	64,4
Нікель	17,6-18,6	37,65	2,54	6,7
	14,7-15,7	32,00	3,04	9,5
	11,4-12,4	30,86	3,13	10,1

Щоб дослідити зв'язок рухомості досліджуваних важких металів зі зміною вмісту фізичної глини в дерново-підзолистому ґрунті, ми вибрали точки, де рН сольової витяжки та гумусу були незмінні (вміст гумусу – 1,53, рН – 5,4).

Залежність вмісту валових форм важких металів від вмісту фізичної глини в дерново-підзолистому супіщаному ґрунті показана в таблиці 4.4.

Наведені розрахунки коефіцієнтів кореляції показують, що зв'язок валового вмісту важких металів з вмістом фізичної глини в ґрунті у дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах для свинцю тісний.

Таблиця 4.4. Залежність валового вмісту важких металів від вмісту фізичної глини в дерново-підзолистому ґрунті.

Елементи	Рівняння залежності
Свинець	$Pb = 0,28M^2 - 5,49M + 34,11; r = 0,77$
Кобальт	$Co = 0,19M^2 - 6,06M + 49,22; r = 0,62$
Мідь	$Cu = 0,76M^2 - 22,95M + 184,98; r = 0,39$
Цинк	$Zn = 1,22M^2 - 38,04M + 322,56; r = 0,49$
Нікель	$Ni = 1,14M^2 - 32,45M + 262,91; r = 0,59$

Для кадмію, кобальту, нікелю та цинку коефіцієнт кореляції знаходився в межах 0,49 – 0,62. Для міді коефіцієнт кореляції найменший і складає лише 0,39, тобто зв'язок слабкий.

Залежність вмісту рухомих форм важких металів від вмісту фізичної глини в дерново-підзолистому ґрунті показана у таблиці 4.5.

У дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах зв'язок концентрацій рухомих форм важких металів із вмістом фізичної глини в ґрунті середньої тісноти. Коефіцієнти кореляції знаходяться в межах 0,45 – 0,63.

Отже, гранулометричний склад ґрунту має прямий вплив на закріплення та вивільнення важких металів у ньому.

Таблиця 4.5. Залежність вмісту рухомих форм важких металів від вмісту фізичної глини в дерново-підзолистому ґрунті.

Елементи	Рівняння залежності
Свинець	$Pb = -0,03M^2 + 0,08M - 4,44; r = 0,45$

Кобальт	$Co = -0,01M^2 + 0,36M - 1,61; r = 0,51$
Мідь	$Cu = 0,01M^2 - 0,42M + 4,87; r = 0,47$
Цинк	$Zn = -0,22M^2 + 6,72M - 40,48; r = 0,58$
Нікель	$Ni = 0,09M^2 - 3,09M + 28,47; r = 0,63$

Як показують дослідження чим, вища ємність катіонного обміну, тим більша утримуюча здатність ґрунтів по відношенню до важких металів, що знижує їх доступність для рослин. При збільшенні суми поглинутих основ зменшується концентрація техногенних елементів, що підтверджує збільшення стійкості ґрунту до важких металів.



## **5. ОХОРОНА ПРАЦІ**

14 жовтня 1992 року Верховною Радою України був прийнятий Закон України "Про охорону праці". Цей закон визначає основні положення щодо реалізації конституційного права громадян на охорону їх життя і здоров'я в процесі трудової діяльності, регулює за участю відповідних державних органів відносин між власником підприємства, установи і організації або уповноваженим органом і працівником в питань безпеки, гігієни праці та виробничого середовища і встановлює єдиний порядок організації охорони праці в Україні.

Дія Закону поширюється на всі підприємства, установи і організації незалежно від форм власності та видів їх діяльності на усіх громадян, які працюють, а також залучені до праці на цих підприємствах. Керівництво охороною праці і відповідальність за загальний стан техніки безпеки і виробничої санітарії на виробництві накладаються на їх керівників і замісників. Адміністрація підприємства несе повну відповідальність за нещасні випадки на виробництві і професійні захворювання за розпорядженням дії або бездії, які порушують законодавство по охороні праці.

Кожен робітник повинен знати і безпосередньо виконувати правила і норми техніки безпеки і виробничої санітарії при виконанні робіт. Дотримання правил техніки безпеки і виробничої санітарії забезпечує безпеку людей і високу продуктивність праці робітників.

### **5.1. Заходи по попередженню травматизму**

При ручному копанні землі великі вимоги приділяються до якісної підготовки інструменту. Лопата повинна бути добре загостреною, щільно насадженою на ручку. Ручка виготовляється прямою, без сучків, відшліфовується. Довжина ручки лопати підбирається у відповідності до росту працюючого. При піших переходах і транспортуванні у транспорті

робочу частину лопати поміщають в чохол, або обгортають бавовняно - паперовою тканиною.

Забороняється залишати лопату після роботи лежачи на землі, так як можна поранитись ріжучою частиною. Лопата повинна бути встромлена в землю робочою частиною,

Під час роботи відстань між працюючими повинна бути не менше за 3 м. Працюючим необхідно видати спецодяг:

1. Кирзові або гумові чоботи, термін заміни 2 роки.
2. Бавовняно - паперовий костюм, термін заміни 1 рік.
3. Захисні рукавиці, термін заміни 1 раз в 1 місяць. Копання землі вручну відкоситься до другої категорії важкості робіт. Комфортні умови метеорологічних умов для цієї категорії важкості такі:

температура повітря -  $t_{п}$  - 15 - 21 С,

швидкість руху повітря -  $V$  - 0,3 - 0,4 м/с,

відносна вологість повітря - 40 - 80 Х.

Не дозволяється працювати при сильній зливі, вітрі швидкістю більше 12 м/с, при обмеженій видимості.

При закладанні пробних площ виконуються наступні види робіт:

- промірювання і прорубування візирів,
- виготовлення і встановлення стовпів.

При прорубуванні візирів слід дотримуватись наступних правил техніки безпеки:

- перед початком роботи детально оглянути всі необхідні інструменти і переконатись у їх справності, - сокири повинні триматись на топоріщі надійно,

- при рубці підросту і підліску необхідно бути обачним.

При промірі візирів необхідно дотримуватись наступних правил:

- мірну стрічку при переходах носити у скрученому вигляді,
- мірні шпильки носити в руці,
- обробку пікетних стовпчиків проводити тільки на твердій основі.

## 5.2. Стан гігієни праці та виробничої санітарії

Гігієна праці вивчає дію на організм людини метеорологічних факторів, до шуму, вібрації, забрудненості повітря, а також склад і гігієнічну ефективність санітарно - технічних споруд і установ. Для уникнення шкідливих умов і створення безпеки і нормальних санітарно - гігієнічних умов на робочих місцях повинні проводитися наступні заходи:

- механізація і автоматизація процесів,
- правильне ведення технологічних процесів і виконання технологічних режимів,
- систематичні заміри повітряного середовища і освітлення.

До шкідливих факторів, які негативно впливають на організм людини можна віднести:

- загазованість та заповишеність,
- підвищений рівень шуму та вібрації,
- недостатня освітленість.

До протипожежної техніки відносяться ручні та механізовані прилади, апарати, агрегати і машини для гасіння пожеж водою і хімічними засобами.

До ручних пристроїв для гасіння пожеж відносять гідропульт - відро, рукави, рукавні з'єднання і ін. Гідропульт - відро застосовується для гасіння пожеж шляхом подачі води через рукав у вигляді потоку.

До механізованих агрегатів, що застосовуються для гасіння пожеж водою, відносяться переносні мотопомпи, автонасоси, автоцистерни та ін.

При гасінні пожеж хімічними засобами застосовуються переносні і стаціонарні прилади і агрегати.

Для запобігання пожежі на території заповідника необхідний куток, де б зберігалися необхідні обладнання і прилади для гасіння. Тут повинні бути пісок, лопата, відро, вогнегасник.

Пожежний зв'язок і сигналізація здійснюється технічними засобами зв'язку: телефоном, радіо, електричною пожежною сигналізацією різних видів, простими засобами зв'язку.

При виникненні пожежі необхідно негайно повідомити людей, які знаходяться поблизу цієї території і центральний пункт пожежного зв'язку.

При гасінні пожежі робітники повинні діяти швидко, дисципліновано і оперативно. Від цього буде залежати обсяг пошкодженої території і матеріальні збитки.

## ВИСНОВКИ І РЕКОМЕНДАЦІЇ

1. Важкі метали мають підвищену здатність до адсорбції органічною речовиною та до заміщення лужних і лужноземельних металів у ґрунтових комплексах.
2. Збільшення кількості гумусу приводило до підвищеного нагромадження валового вмісту важких металів при чому зменшувалося накопичення їх рухомих форм. За міцністю з якою органічна речовина зв'язувала метали встановлений такий ранговий ряд: Ni>Cu>Pb>Zn>Cd>Co.
3. З глинистою фракцією зв'язувалося від 16% до 59% металів. За міцністю закріплення металів глинистою фракцією дерново-підзолистих ґрунтів встановлений наступний ранговий ряд: Pb>Co>Ni>Cd>Zn>Cu.
4. Встановлено, що між вмістом валових форм у ґрунті міді, свинцю і кадмію та їх рухомими формами спостерігається досить тісна кореляційна залежність.
5. На рухомість важких металів впливає кислотність ґрунту. Вміст у ґрунті таких важких металів, як кадмій, стронцій, нікель та цинк в більшій мірі залежить від його кислотності, в меншій – від гранулометричного складу.
6. Зміна рН у бік підкислення сприяє переходу багатьох важких металів у ґрунтовий розчин.
7. Для того, що зменшити негативний вплив на ландшафти потрібно використовувати комплекс агролісомеліоративних та агротехнічних заходів та поєднувати їх з пришвидшенням природних процесів очищення.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. Акентьева Л.И. Накопление тяжелых металлов при длительном применении минеральных удобрений // Проблемы сельскохозяйственной радиозащиты - пять лет спустя после аварии на Чернобыльской АЭС. Тезисы региональной научной практической конференции (ЖСХИ - Житомир, 1991).- С. 28-29.
2. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат. Ленингр. отд-ние, 1987. - 142 с.
3. Алексеенко В.А. Экологическая геохимия. – М.: Логос, 2000. – 627 с
4. Андрієнко Г.Г. Методи моніторингу гетероциклічних пестицидів в сільськогосподарських рослинах та ґрунті. / Захист рослин, 1999, №4. – С.17-18.
5. Бездрабко О.М., Макаренко Н.А., Кавецький В.М. Вплив сульфат гумат амонійних добрив на поведінку політантів у системі ґрунт-добриво-рослина // Агроекологія і біотехнологія. Вип. 3. – К.: Нора-прінт. – 1999. – С. 45-49.
6. Боков. В.А., Лущик А.В. Основы экологической безопасности. – Симферополь: СОНАТ, 1998. –224 с.
7. Боков. В.А., Лущик А.В. Основы экологической безопасности. – Симферополь: СОНАТ, 1998. –224 с.
8. Буштуева К.А. Руководство по гигиене атмосферного воздуха. М.: “Медицина”, 1976. - 416 с.
9. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа, 1988. С. - 242-288.
10. Дегодюк В.Г., Сайко`В.Ф., Корнійчук М.С. Вирощування екологічно чистої продукції рослинництва. К.: Урожай, 1992. - 320 с.
11. Дмитрук Ю.М. Залежність вмісту важких металів від еродованості та властивостей чорноземів опідзолених, сірих лісових ґрунтів західного

- Лісостепу України. Автореф. дис. на здоб. вчен. ступ. канд. с.-г. наук. К., 1995. – 24 с.
12. Добровольский В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние. - М.: Мысль, 1983. - С. 233 - 260.
  13. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск.: Наука, Сибирское отделение, 1991. - 150 с.
  14. Ильин В.Б., Степанова М.Д. Защитные возможности системы почва – растение при загрязнении почв тяжелыми металлами // Тяжелые металлы в окружающей среде. М.: Изд-во МГУ. 1980. – С.80-85.
  15. Іутинська Г.О., Антипчук А.Ф., Валагурова О.В. та ін. Відновлення біологічних функцій ґрунтів, забруднених важкими металами. // Міжвід. темат. збірник Агрохімія і ґрунтознавство спец. випуск., Рівне, 1998. С. – 93-95.
  16. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях: Пер. с англ. - М.: Мир, 1989. - 439 с.
  17. Ковальский В.В., Андрианова Г.А. Микроэлементы в почвах СССР. М.: Наука, 1970. – 180 с.
  18. Ковда В.А. Проблемы защиты почвенного покрова и биосферы планеты. Пушино: ОНТИ НЦБИ АН СССР, 1989. - С. 40 - 102.
  19. Кураєва І.В. Геохімія міді, цинку, кобальту і нікелю у ґрунтах України. - Автореф. дис. на здоб. вчен. ступ. доктр. геолог. наук. – Київ, 1999. – 31 с.
  20. Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение//Под ред. В.А.Алексеева. Л.: Наука, 1990. - 200с.
  21. Макаренко Н.А., Мокальчук Л.І., Кавецький В.М. Методи обстеження агроландшафтів при проведенні екологічної експертизи. // Агроекологія і біотехнологія. Вип. 3. – К.: Нора-прінт, 1999. – 40 – 44.
  22. Манская С.М., Дроздова Т.В. Геохимия органического вещества. М.: «Наука», 1964. – С. 58-69.
  23. Минеев В.Г. Экологические проблемы агрохимии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1988. – С.7-243.

24. Міцкевич Б.Ф. Геохімічні ландшафти Українського щита. К.: Наукова думка, 1971. – 174 с.
25. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 1996 році. Видавництво Раєвського. Київ, 1998. – 96 с.
26. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. М., 1966. – 392с.
27. Перельман А.И. Геохимия элементов в зоне гипергенеза. М., Недра, 1972. – С. 10-47.
28. Покровская С.Ф. Загрязнение почв тяжелыми металлами и его влияние на сельскохозяйственное производство. - М., 1986. - 55 с.
29. Серебринникова Л.Н., Гозбатов В.С., Старцева Е.Ф. Вариабельность содержания тяжелых металлов (свинца, цинка, меди, кадмия) в почвах, растениях техногенных ландшафтов // Тяжелые металлы в окружающей среде. М., 1980. - С.34-39.
30. Степанюк В.В., Голеницкий С.П. Влияние разнообразных соединений Zn на урожай сельскохозяйственных культур и его поступление в растения // Агрехимия. – 1990, №8. – С.85-90.
31. Хвесик М.А. Екологічні проблеми галузевого водокористування і водозабезпечення народного господарства України. К., РВПС, 1993. – 50 с.
32. Химическое загрязнение почв и их охрана: Словарь-справочник / Д.С.Орлов, М.Е.Малинина, Г.В.Мотузова - М.: Агропромиздат, 1991. – 303с.
33. Шумакова Г.Е. Средозащитная роль лесных насаждений вдоль автодорог. // Проблемы мелиорации и экономики юга России. Тез. конф. – Новочеркасск, 1993. – С. 220.