

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ  
ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ  
УНІВЕРСИТЕТ

Факультет водогосподарської інженерії та екології

Кафедра екології

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

В.о. завідувача кафедри екології

\_\_\_\_\_ доц. Вікторія КАЦЕВИЧ

« \_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2023 р.

**Пояснювальна записка**  
до дипломної роботи  
освітній ступінь «Магістр»

на тему: «Особливості акумуляції важких металів кленом гостролистим  
(*Acer platanoides* L.) та робінією звичайною (*Robinia pseudoacacia* L.) в  
умовах зелених зон м. Дніпро»

Виконав: здобувач вищої освіти 2  
курсу, групи ЕМ-1-19 спеціальність  
101 «Екологія»

\_\_\_\_\_ Валерій БІТЛЯН

Керівник

д.б.н., проф. Кирило ГОЛОБОРОДЬКО

Рецензент:

д.б.н., проф. Ольга КУНАХ

Дніпро 2023

ДНІПРОВСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ АГРАРНО-ЕКОНОМІЧНИЙ  
УНІВЕРСИТЕТ

Факультет водогосподарської інженерії та екології  
Кафедра екології

За спеціальністю 101 «Екологія»

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

В.о. завідувача кафедри екології

\_\_\_\_\_ доц. Вікторія КАЦЕВИЧ

« \_\_\_\_ » \_\_\_\_\_ 2023 р.

**З А В Д А Н Н Я**

на дипломну роботу здобувачеві вищої освіти  
Бітлянчу Валерію Івановичу

1. Тема роботи «Особливості акумуляції важких металів кленом гостролистим (Acer platanoides L.) та робінією звичайною (Robinia pseudoacacia L.) в умовах зелених зон м. Дніпро» затверджена наказом по ДДАЕУ від «10» жовтня 2023р. № 3057.

2. Термін здачі студентом закінченого проекту (роботи):

« 8 грудня 2023 р. »

3. Вихідні дані до проекту (роботи): дані, отримані при проходженні виробничо-технологічної практики.

4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, що їй належить розробити): 1. Огляд літератури. 2. Особливості надходження важких металів до екосистем, проце їх накопичення в тканинах рослин. 3. Методи і метериали. 4. Результати досліджень та їх обговорення.

Список літератури.

5. Перелік графічного матеріалу (з точним зазначенням обов'язкових креслень)

Таблиць –  5  Рисунки  3

6. Консультанти по роботі, із зазначенням розділів роботи, що стосуються їх

Розділ	Консультант	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв

7. Дата видачі завдання: „\_\_\_\_\_” \_\_\_\_\_ 2023 р.

Керівник проекту(роботи) \_\_\_\_\_ Кирило ГОЛОБОРОДЬКО

Завдання прийняв до виконання \_\_\_\_\_ Валерій БІТЛЯН

### КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№	Назва етапів дипломного роботи	Термін виконання етапів	Примітка
1	ВСТУП		виконано
2	ВПЛИВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА РІСТ РОСЛИН		виконано
3	ДЖЕРЕЛА НАДХОДЖЕНЬ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА ВПЛИВ ЇХ КОНЦЕНТРАЦІЙ НА КУЛЬТУРНІ РОСЛИНИ		виконано
4	МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ		виконано
5	ОСОБЛИВОСТІ АКУМУЛЯЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ <i>ACER PLATANOIDES</i> ТА <i>ROBINIA PSEUDOACACIA</i> В УМОВАХ ЗЕЛЕНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ М. ДНІПРО		виконано
6	ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОДІЛУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ЗЕЛЕНИХ ЗОНАХ ДНІПРА		виконано
7	ВИСНОВКИ ТА СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ		виконано

Здобувач вищої освіти \_\_\_\_\_ Валерій БІТЛЯН

Керівник роботи \_\_\_\_\_ Кирило ГОЛОБОРОДЬКО

## РЕФЕРАТ

Дипломна робота присвячена дослідженню особливостей акумуляції важких металів кленом гостролистим та робінією звичайною в умовах зелених зон м. Дніпро.

Робота містить 60 сторінок тексту, 5 таблиць, 3 рисунки, 70 літературних джерел. Структура роботи складається з 5 розділів, в яких висвітлено основний зміст та результати проведених досліджень.

Об'єктом досліджень обрано дерева клена гостролистого та робінії звичайної в умовах зелених зон м. Дніпро.

Предметом досліджень обрано особливості акумуляції важких металів кленом гостролистим та робінією звичайною в умовах зелених зон м. Дніпро.

Мета роботи – з'ясувати особливості акумуляції важких металів у ґрунті та тканинах клена гостролистого і робінії звичайної в різних паркових екосистемах м. Дніпро.

Для досягнення мети вирішувалися наступні задачі:

1. Здійснити аналіз сучасних літературних джерел з обраної проблематики досліджень.
2. Опанувати стандартні сучасні методи визначення важких металів у ґрунті та тканинах дерев.
3. Дослідити особливості акумуляції важких металів в організмі клена гостролистого.
4. Дослідити особливості акумуляції важких металів в організмі робінії звичайної.
5. Узагальнити отримані результати й сформулювати висновки.

Методи дослідження: біохімічні, статистичні.

Ключові слова: важкі метали, акумуляція важких металів в ґрунті, клен гостролистий, робінія звичайна, міські зелені зони.

## ЗМІСТ

ВСТУП	6
РОЗДІЛ 1. ВПЛИВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА РІСТ РОСЛИН	7
1.1. Джерела надходження важких металів в екосистеми	7
1.2. Вплив токсичності важких металів на рослини	9
РОЗДІЛ 2. ДЖЕРЕЛА НАДХОДЖЕНЬ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА ВПЛИВ ЇХ КОНЦЕНТРАЦІЙ НА КУЛЬТУРНІ РОСЛИНИ	15
2.1. Поява важких металів у Біосфері	15
2.2. Токсичність важких металів	18
2.3. Використання культурних рослин у технологіях фіторе mediaції	26
РОЗДІЛ 3. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ	30
3.1. Місцевість досліджень	30
3.2. Методи відбору зразків ґрунту та рослин	31
3.3. Обробка даних та їх статистичний аналіз	34
3.4. Техніка безпеки роботи у науково-дослідній лабораторії	35
РОЗДІЛ 4. ОСОБЛИВОСТІ АКУМУЛЯЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ <i>ACER PLATANOIDES</i> ТА <i>ROBINIA PSEUDOACACIA</i> В УМОВАХ ЗЕЛЕНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ М. ДНІПРО	37
4.1. Результати досліджень вмісту важких металів у ґрунті та тканинах рослин клену та робінії	37
4.2. Особливості розподілу значень коефіцієнтів біоаккумуляції важких металів	40
РОЗДІЛ 5. ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОДІЛУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ЗЕЛЕНИХ ЗОНАХ М. ДНІПРО	43
ВИСНОВКИ	50
ЛІТЕРАТУРА	52

## ВСТУП

Сучасний рівень розвитку промисловості і сільського господарства спричинив накопичення важких металів в екосистемах до рівня токсичності. Основними антропогенними джерелами надходження важких металів до зелених зон промислових міст є – промислові відходи та викиди автотранспорту.

Важкі метали визначаються як «будь-який хімічний елемент, який має порівняно високу щільність і через це є потенційно токсичним для всіх біологічних систем». Майже 90 хімічних елементів підпадають під категорію важких металів, і всі вони у найвищій біодоступності й мають майже однакове накопичення в наземних і водних біомах.

Дніпро – як центр однієї з найбільших промислових агломерацій України щоденно відчуває токсичний вплив важких металів. Зелена інфраструктура міста повинна виконувати захисну й очисну функції. Одними з найпоширеніших дерев у зелених зонах м. Дніпро є клен гостролистий та робінія звичайна. Саме ці види було обрано як модельні для проведення досліджень по вивченню особливостей акумуляції важких металів в місті.

Таким чином, мета роботи було з'ясувати особливості акумуляції важких металів у ґрунті та тканинах клена гостролистого і робінії звичайної в різних паркових екосистемах м. Дніпро.

## 1. ВПЛИВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА РІСТ РОСЛИН

### 1.1. Джерела надходження важких металів в екосистеми

Термін «важкий метал» відноситься до металу або металоїду з принаймні атомною щільністю у п'ять разів більше, ніж у води (Zhang et al. 2020). Звичайні важкі метали, знайдені в навколишньому середовищі, включають: кадмій (Cd), свинець (Pb), нікель (Ni), срібло (Ag), цинк (Zn), кобальт (Co), хром (Cr), залізо (Fe), миш'як (As) і ртуть (Hg). Наявність високої концентрації важких металів у воді, повітрі та ґрунті становить загрозу для всіх форм життя (Tzvetkova, Petkova 2015).

Концентрація важких металів у екосистемах може відбуватися як природним шляхом, так і через діяльність людини. У той час як вивітрювання гірських порід є головним природним джерелом забруднення навколишнього середовища важкими металами, антропогенні джерела включають видобуток корисних копалин, плавильні операції та сільськогосподарську діяльність.

Важкі метали, отримані з гірських матеріалів, являють собою «літогенний» компонент. Тип материнської породи є чинником, який визначає концентрацію та вміст положення важких металів, що утворюються в ґрунті. Основні забруднювачі важких металів порода містить Co, Cr, Fe, Mn, Ni та Zn. Вивітрювання магматичних порід, таких як авгіт, олівін і рогова обманка, дає початок значних кількостей важких елементів, тоді як осадові породи вносять лише невелику частку (Turan et al. 2011).

Окрім гірських порід, вулканів, пилу та штормів, які разносять вітром, природних пожеж, морських бризок, і аерозолі (у прибережних районах) є інші природні джерела важких металів. Наприклад,

геотермальні джерела, як і виверження вулканів, заслуговують на увагу через надходження до атмосферного повітря токсичних викидів та забруднювачів.

Неорганічні та органічні добрива, гній, вапно, пестициди тощо, що використовуються в сільському господарстві для контролю вирощування сільськогосподарських культур, містять змінну кількість Cr, Cd, Ni, Zn, Pb та інших важких металів.

Промислові процеси, такі як видобуток, виплавка та обробка металу, в основному утворюють Cr і Ni, тоді як ванадій (V), титан (Ti) і Mn в основному отримують з нафти і діяльність, пов'язана з вугіллям (Rascio, Navari-Izzo, 2011). Видобуток вугілля також вивільняє значні концентрації As, Cd і Fe, тоді як видобуток золота підвищує рівень Hg у навколишньому середовищі (Kowalski, Frankowski, 2016).

Важкі метали, як правило, утворюють в твердих частинках пари, які, з'єднуючись з водою, що знаходиться в атмосфері, утворюють кислотні дощі. Аерозолі можуть поширюватися вітром (сухе осадження) або випадати під час дощу (мокре осадження) і спричиняють забруднення ґрунту та водойм (Kabata-Pendias, Pendias, 2001).

Крім того, спалювання вугілля та нафти, викиди атомних електростанцій додають в атмосферу певні концентрації важких металів, таких як Se, Cd, B, Cu, Cs, Zn і Ni (Bijak, Lachowicz, 2021). Обробка пластмас, мікроелектроніка, переробка деревини, виготовлення текстилю та інші варіанти обробки паперу також спричиняють надмірні концентрації важких металів для навколишнього середовища (Amin et al., 2018).

Побутові стоки є основним джерелом забруднення важкими металлами водойм. Побутові стоки можуть включати неочищені стічні води та речовини пропущені через фільтри на біологічних очисних спорудах і відпрацьовані речовини яким вдалось пройти через каналізаційні виходи. Більшість широко вживаних ферментних миючих засобів впливає на концентрації важких металів, зазвичай вони містять



слідові кількості таких елементів, як Fe, Cr, Mn, Zn, Co, Sr і B, а отже їх надходження сприяє забрудненню важкими металами (Stafilov et al. 2010).

## 1.2. Вплив токсичності важких металів на рослини

Тоді як у водних екосистемах всі органи рослин доступні для важких металів і іонів, наземні рослини поглинають важкі метали з ґрунту переважно через корінь. Процесу поглинання сприяють деякі транспортні білки, хелатоутворювачі у ризосфері та зміни рН, спричинені рослинами (Viger et al. 2016).

Іншими шляхами надходження важких металів є продири, сочевиці, рани тощо (Xiong et al. 2016). Важкі метали також поглинаються безпосередньо через листя, тоді процес накопичення відбувається на листових поверхнях. Важкі метали в основному викликають утворення активних форм кисню (АФК) і вільні радикали, які призводять до неконтрольованого окислення та ланцюгових радикальних реакцій, повне пошкодження клітинних біомолекул, таких як нуклеїнові кислоти, ліпіди та білки (Zhang et al. 2020).

Рослини, будучи первинними продуцентами, складають основу екологічної піраміди. Таким чином, важкі метали, що потрапляють в організм рослини, проходять свій шлях через всі послідовні трофічні рівні харчового ланцюга. Ця проблема загострюється для важких металів, які є біоаккумулятивними, тобто вони не розкладаються в навколишньому середовищі, не легко засвоюються рослинами.

Фактично, деяким з важких металів толерантні такі види рослин, як *V. parvus*, *V. Juncea*, що мають властиву здатність накопичувати важкі метали у своєму тілі, тим самим створюючи загрозу забруднення харчових мереж (He et al. 2023).

Деякі важкі метали, такі як Cu, Fe, Mn, Mo та Zn, функціонують як мікроелементи, тобто вони потрібні в невеликих кількостях (менше 1 мкг

на м) для важливих фізіологічних функцій рослин (Kayiranga et al., 2023). Оптимальна концентрація цих важких металів та їх роль у розвитку рослин були згадані у багатьох сучасних наукових працях.

Подібно до того, як нестача цих поживних речовин призводить до симптомів дефіциту, підвищення їх рівня в ґрунті також призводять до токсичних ефектів.

Залізо (Fe) є важливою складовою кількох рослинних білків і ферментів, таких як легемоглобін, цитохроми, феродоксин, каталаза, пероксидаза, аконітаза та супероксид дисмутази (Shupranova et al., 2019). Однак підвищений рівень заліза викликає вироблення АФК, тобто вільні радикали, які змінюють проникність мембран і пошкоджують мембрану та структуру брани (Oliva, Rautio, 2004).

Мідь (Cu) є життєво важливим кофактором для пластоціаніну та цитохромоксидази, які беруть участь у основних фізіологічних процесах рослин, таких як фотосинтез і дихання. Однак, як і інші мікроелементи, якщо кількість Cu була надмірною повідомляється, що це негативно впливає на ріст рослин *Brassica juncea*, *Solanum melongena*, *Alyssum montanum* (Shaw et al. 2004). Помітний вплив токсичності міді у потовщенні верхівок коренів у проростків *Pinus*, також спостерігалось пригнічення утворення кореневих волосків у *Betula papyrifera* та саджанці *Lonicera tatarica*.

Надлишок Cu викликає утворення нових коренів і потовщення стрижневого кореня *Citrus paradisi* (Shaw et al. 2004). Надлишок Cu викликає хлороз *Banksia ericifolia* (вересова банксія), *Casuarina distyla* (дуб дубовий) і *Eucalyptus eximia* (жовта кривава деревина) (Shaw et al. 2004).

Як і інші мікроелементи, цинк (Zn) є важливим мікроелементом для багатьох метаболічних процесів рослин. Однак, за межами свого оптимального діапазону (15–60 мг), він негативно впливає на коріння, пагони, проростання насіння. Підвищений рівень Zn у ґрунті спричиняє зниження пігментів хлорофілу, що призводить до хлорозу молодих

листіків. Надмірна концентрація Zn токсично просприяє старінню та спричиняє зменшення біомаси деяких видів рослин (Hammer et al. 2004).

Манган (Mn) є важливим мікроелементом і кофактором ферментів, необхідних для фотосинтезу. Однак надмірна кількість цього важкого металу викликає зниження росту рослин і видимі симптоми, такі як бронзування листя та вкорочення міжвузлів (Khan et al. 2008). Тоді як концентрація Mn в діапазоні 500 мг викликала знижений ріст пагонів у рису, сої показали хлороз у концентрації 200 мг (Khan et al. 2008). Крім того, він також діє як генотоксичний забруднювач, викликаючи структурні та чисельні зміни аберації в хромосомах рослин, що впливає на поділ клітин.

Кобальт (Co) зустрічається в природі в земній корі у формі еритриту  $[\text{Co}_3(\text{AsO}_4)_2]$ , кобальтит  $[\text{CoAsS}]$  і смальтит  $[\text{CoAs}_2]$  (Nagajyoti et al. 2010). Вплив концентрацій Co у контексті токсичності була вивчена на різних культурах, таких як ячмінь, томати та ріпак, де було виявлено, що він пригнічує біомасу та ріст пагонів (Kloke et al. 1984).

Надлишок Co спричиняє викривлення листя, створюючи структуру, схожу на гачок та рудиментарні листочки. Екзогенне застосування Co до листя томатів призводить до великого накопичення цього важкого металу в коренях і старих листках, а найменше в стеблах. Рослина виявила змінену ферментативну активність пероксидази, каталази, рибонуклеази та кислої фосфатази (Kloke et al. 1984). Co токсичність також викликає зниження швидкості транспірації та водного потенціалу, ефект, який не спостерігається у Cu або Cr токсичність.

Нікель (Ni) діє як кофактор уреазы, ферменту, який метаболізує сечовину в аміак (придатна форма азоту) в рослинах. Дефіцит Ni викликає накопичення виділення токсичної сечовини в тканинах і утворення некротичних легіонів в листках (Bausu et al. 2006). Цей фермент допомагає у фіксації азоту в багатьох рослинах видів.

Ni також сприяє толерантності до захворювань (Bausu et al. 2006), але механізм і досі не дуже зрозумілий. Дефіцит цього мінерального поживного елемента призводить до зменшення розміру листочків з невеликими закругленими кінчиками, цей стан називається мишачим вухом. При високих концентраціях (>50 мкг/г сухої ваги), Ni діє як фітотоксичний метал і негативно впливає на ріст багатьох видів рослин (Bausu et al. 2006). Повідомляється, що Ni інгібує газобмін при фотосинтезі в таких рослинах, це відомо для кукурудзи та соняшника. Відомо, що вплив токсичності Ni на пшеницю виявив 1 мг розчин NiSO<sub>4</sub> викликає зниження товщини мезофілла, зменшення розмірів судинних пучків, зміну діаметра судин.

Свинець (Pb) є широко поширеним токсичним елементом у ґрунті, його вміст коливається приблизно від 400–800 мг/мл. кг у більшості ґрунтів, до 1000 мг/кг у ґрунті в промислово розвинених районах (Haider et al. 2021). В даний час немає звітів про роль Pb у рості рослин і їх розвитку. Проблема токсичності Pb ускладнюється тим, що він важко розкладається і є надзвичайно стійким як у воді, так і в ґрунті.

Фактично, Pb був присутній у середовищі на період 150-5000 років. Вплив Pb спричиняє пригнічення росту коренів рослин і поділу клітин (Haider et al. 2021). Токсичність Pb викликає зниження довжини коренів у *Pisum sativum*, *Triticum aestivum*, *Zea mays*, і *Sedum alfredii*. Свинець викликає інгібування подовження стебла та кореня, а також розширення листя у видів *Allium*, *Hordeum vulgare* і *Raphanus sativus* (Haider et al. 2021). У *Zea mays* накопичення Pb перешкоджає організації мікротрубочок і руйнує в мікротрубочках, що призводить до зміненого поділу клітин (Haider et al. 2021). Такий ефект доведено завдяки численним дослідженням впливу Pb, який призводить до збільшення виробництва АФК у рослинних клітин, що призводить до перекисного окислення ліпідів, пошкодження мембран і окисного стресу (Haider et al. 2021).

Токсичність Рb перешкоджає фотосинтезу через інгібування циклу Кальвіна та закриття продихів. Це також викликає зниження засвоєння магнію та заліза (складових хлорофілу), в результаті у пригніченні синтезу хлорофілу (Haider et al. 2021) і збільшенні хлорофілу активність ферменту і зміни ліпідного складу тилакоїдної мембрани. Також повідомлялося, що Рb змінює асиміляція нітратів, вміст нітратів у пагонах, вільні амінокислоти та зростання *Brassica pekinensis*.

Встановлено, що ртуть (Hg) зустрічається в різних формах, як металева ртуть (HgS і метил-Hg), неорганічна ртуть і органічна ртуть (Hg<sup>2+</sup>). Надмірний рівень Hg<sup>2+</sup> є токсичним для клітин рослин і викликає явні пошкодження та фізіологічні розлади в рослинах (Zhou et al. 2020). Hg<sup>2+</sup> впливає на мітохондрії, продихи листків, зв'язується з водою каналізують білки, і діє як бар'єр потоку води в рослинах (Zhou et al. 2020).

Фотосинтез, швидкість транспірації та поглинання води на синтез хлорофілу також негативно впливає вміст ртуті. Відомо, що надмірний вміст спричиняє втрату магнію, марганцю, калію та накопичення заліза (Zhou et al. 2020). Hg впливає на систему антиоксидантного захисту, викликаючи перешкоди з неферментативними антиоксидантами, такими як глутатіон, тіоли та ферментативні антиоксиданти як аскорбатпероксидаза, супероксиддисмутаза та глутатіонредуктаза (Zhou et al. 2020). Інші шкідливі наслідки Hg включають перешкоди транспорту життєво важливих мікроелементів, інактивації або денатурації білків і руйнування клітинних органел і клітинних мембран.

Кадмій (Cd), як і Hg, Co, Рb і As, є несуттєвим елементом для рослин. Вплив токсичності Cd можна побачити на активності ферментів, які беруть участь у фотосинтезі. Відомий вплив концентрацій Cd на метаболізм азоту (Haider et al. 2021). Cd також негативно впливає на відкриття продихів, засвоєння мінеральних речовин і водний баланс рослин. Cd накопичення знижує АТФ-азну активність плазматичної мембрани та змінює мембрану. Високий рівень Cd має визначений вплив

на зниження рівня осмопротекторів, головним чином проліну, і зміну генетична стабільність у *Solanum nigrum* (Haider et al. 2021).

Аргон (Ar) є аналогом фосфату і токсичним металоїдом. Він широко поширений у навколишньому середовищі внаслідок різноманітної природної та антропогенної діяльності, як-от видобуток корисних копалин і спалювання викопного палива (Kubier et al. 2019).

Висока концентрація Ar спричиняє шкідливий вплив на ріст рослин, викликаючи некроз клітин, хлороз, і витік електроліту з клітинних мембран (Kubier et al. 2019). Токсичність аргону також призводить до утворення АФК, які можуть пошкоджувати нуклеїнові кислоти, білки та викликати перекисне окислення ліпідів, присутніх у мембрані (Kubier et al. 2019). Китайська папороть (*Pteris vitatta*) була першим гіперакумулятором цього важкого металу. Сьогодні цей вид використовується як сильнодіючий толерантний і потенційний накопичувач аргону.

## 2. ДЖЕРЕЛА НАДХОДЖЕНЬ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА ВПЛИВ ЇХ КОНЦЕНТРАЦІЙ НА КУЛЬТУРНІ РОСЛИНИ

### 2.1. Поява важких металів у Біосфері

Важкі метали складають великий об'єм складових частин земної кори. Вони разом з металоїдами походять із літогенних джерел природним шляхом. Вони завжди залишався непорушним, поки неметодична людська діяльність не почала заважати природного балансу геохімічних циклів.

Сучасна індустріалізація спричинила накопичення важких металів до рівня токсичності. Антропогенні джерела важких металів - це промислові відходи, етилований бензин і фарби, утилізація високометалічних відходів, хвости шахт, розлив нафтохімії, зрошення стічних вод, нерегульоване використання пестицидів, залишків спалювання вугілля, дублення шкіри та атмосферного осадження.

Важкий метал визначається як «будь-який хімічний елемент, який має порівняно висока щільність і через це є потенційно токсичним для всіх біологічних систем» (Ma et al.2019). Майже 90 елементів підпадають під категорію важких металів, і всі вони у найвищій біодоступності й мають майже однакове накопичення в наземних і водних біомах (Ma et al.2019).

Тим не менш, вони мають порівняно меншу концентрацію в атмосфері у вигляді аерозолів (Miller et al. 2004). Токсичність важких металів змінюються від одного елемента до іншого (Zhang et al. 2020). Це також залежить від кількох параметрів: їх біодоступних форм, їх концентрації в навколишньому середовищі, фізичні умови навколишнього середовища та їх доступних хімічних форм.

Одну важливу річ, яку не можна ігнорувати, це те, що більшість із них хоч і вважаються важкими металами також є важливими поживними речовинами, тобто Se, Mg, Cu, Co та Zn (Lata et al. 2019). Мідь і цинк є

кофакторами ферментів у важливих життєвих процесах. Багато з цих елементів беруть участь в окисно-відновних біореакціях (Lovynska et al. 2022), надають структурну функцію макромолекулам (ДНК) метаболізм і допомогу в транспортному ланцюзі електронів (ЕТС). Деякі з них входять до складу амінокислот, таких як Se (Mertens et al. 2005), але ці переваги можуть стати їх потенціалом токсичності та можуть стати основними забруднювачами навколишнього середовища.

Метали класифікуються відповідно до їхніх характеристик, тобто координаційної хімії. Таким чином, важкі метали класу В містять усі токсичні елементи, наприклад, Ni, Ag, Pb і Hg (Nadgórska-Socha et al. 2017).

Важкі метали вважаються токсичними, оскільки вони стійкі в навколишньому середовищі, а їх біонакопичення та біодоступність дуже високі. Вони не легко перетворюються на менш токсичні та неактивні форми (Nadgórska-Socha et al. 2017).

Важкі метали класу В асимілюються в біологічних системах, наприклад, коріння рослин (осадження ризобіями) і листя рослин (позакореневе осадження). Важкі метали потрапляють в організм людини шляхом вдихання або ковтання (Pfleiderer et al. 2012). Яким би не був шлях входу, токсичність важких металів завжди обумовлена взаємодією їх активних форм при молекулярному та клітинному рівнях. Вони можуть порушувати структуру білка, зв'язуючись із сульфатом, або вони можуть викликати окислювальний стрес у клітинному середовищі шляхом утворення активних форм кисню (Shupranova et al. 2019).

Важкі метали, якщо вони знаходяться в надмірних кількостях, можуть негативно впливати на здоров'я людини. Сільськогосподарські дренажні води, шахтні та промислові стоки можуть спричинити підвищення рівня токсичних важких металів на звалищах і у водоймах (Pfleiderer et al. 2012). Ці метали існують в елементарних формах або у



сполученні з іншими елементами (сполуки), наприклад селеніт натрію, оксид заліза.

Залежно від типів важких металів та їх взаємодії з біомолекулами, їх токсичність може відрізнятися, тобто Se в його оксианіонах (селенат і селеніт) високореактивний і токсичний, однак у своїй елементарній формі, він не реагує і, отже, нетоксичний. Подібним чином, Cr є смертельним у хроматах і триоксидної форми, але тривалентний хром є важливим дієтичним мінералом з низьким вмістом кількості (Zhang et al. 2020).

Накопичення надмірної кількості металів і металоїдів на звалищах може призвести до екологічної зміни. З усіх їхніх біогеохімічних змін найбільш несприятливий ефект полягає в біоаккумуляції та поглинанні токсичних важких металів у біологічних тілах, тобто організми (Zhang et al. 2020). Точка входу цих важких металів у харчову мережу відбувається за рахунок так званих «виробників». Є ряд повідомлень про випадки, що визначали кілька невеликих рослин, які є гіперакумуляторами і можуть зберігати в них високі концентрації металів (Abhijith, Kumar, 2019).

Таким чином, ці рослини відкривають портал для токсичних важких металів до харчової мережі. Пряме споживання цих рослин призведе до шкідливих наслідків для їхніх споживачів (тварини та люди). Області високого вмісту металів може завдати шкоди здоров'ю людини навіть під час збору врожаю. Однак це відбувається лише при сильному забрудненні.

Надзвичайно важливим є те, що наслідки людської діяльності також призводять до забруднення важкими металами ґрунту, що затримуються на рослинах або частинах рослин. Яскравий приклад вирощування листових овочей, наприклад шпинаті, салаті і коренеплоди, тобто картопля, морква та частини рослин, які мають безпосередній контакт із ґрунтом.

Люди піддаються більшому ризику отруєння металами, тому що вони всеїдні та мають різноманітні джерела їжі. Якщо рослини і тварини біоакмулюють, токсичні метали або не можуть біотрансформувати або

детоксикувати токсичні форми важких металів і споживані людьми як щоденне джерело їжі, вони можуть викликати непереносимість металів.

Можливою причиною високих концентрацій було припущено використання осаду та промислових стічних вод у сільськогосподарських цілях та зрошувальних стічних вод.

Відкладення важких металів, наприклад Pb, Hg і Cd повідомлялося та аналізувалося в морських продуктах у різних дослідженнях. Однак порівняльне дослідження було проведено серед 35 вибірок країн (Petroczi and Naughton 2009) які внесли в розрахункові дані біоаккумуляцію важких металів у продуктах моря.

## 2.2. Токсичність важких металів

Хоча більшість металів, що знаходяться в ґрунті, мають біологічне значення їх високі концентрації не є результатом природного біогеохімічного циклу. Їх збільшений вміст в ґрунті та водоймах, роками має шкідливий вплив на тварин і людей. Ці метали у різних формах, можуть хімічно координуватися з макромолекулами господаря в клітині рівнів і спричинити серйозне пошкодження клітин (Algreen et al. 2014).

Їх редокс властивості дають їм вихід із механізмів контролю хазяїна, тобто транспортування, зв'язування до клітинних рецепторів, внутрішньоклітинної компартменталізації та гомеостазу (Esfandiari, Nakimzadeh 2022). Отримана шкода викликає порушення функціонування клітин, що може призвести до незворотного пошкодження органів.

Дотепер, більшість окисних ушкоджень металів, про які повідомляється, є окисненням біомакромолекул, тобто пошкодження ДНК і руйнування білка (Algreen et al. 2014). Ступінь механізмів токсичності деяких металів та їх вплив на рослини наведемо нижче.

Відомо, що свинець протягом тривалого часу є токсичним для здоров'я людини і, як повідомляється, спричиняє надмірну шкоди

навколишньому середовищу та його корінним видам. Основні джерела відкладення свинцю на звалищах і у водному середовищі є добривами (Algreen et al. 2014), пестициди, дим із заводів, виплавка руд, металевих покриттів і виробництв акумуляторів, а також дим від бензинової промисловості проб і транспортних засобів.

На відміну від інших важких металів, наприклад Zn, Cu, Mg і Se, свинець не відіграє жодної біологічно важливої ролі. Тим не менш, багато токсикологічних аспектів свинцю були розкриті протягом десятиліть досліджень. У деяких випадках вплив свинцю призводив до зменшення біомаси та погіршення якості врожаю шляхом зміни його компонентів (Efroymson et al. 2001).

Повідомляється, що в рослинах свинець збільшує вивільнення АФК (Efroymson et al. 2001) що зазвичай перешкоджає біохімічним реакціям, пов'язаним з перекисним окисненням ліпідів, що зрештою призводить до порушення фотосинтезу процес шляхом пошкодження хлорофілу, іншими словами, через порушення біохімічних процесів, накопичення свинцю призводить до уповільнення росту рослин. Також відомо, що свинець викликає іонну нестабільність у клітинах, що також сприяє фотосинтетичний механізм, який не працює (Aksoy et al. 2000).

Токсичність свинцю для біологічних систем діє двома способами. По-перше, чинить при контакті дисбаланс відновлених і окислених форм глутатіонредуктази, отже підвищує рівень АФК у клітинах за рахунок зменшення кількості антиоксидантів (Aksoy et al. 2000). По-друге, свинець викликає перекисне окислення ліпідів через утворення високого вмісту рівні вільних радикалів (Aksoy et al. 2000). При вищій концентрації свинець може викликати структурне пошкодження клітин як структурна цілісність біомакромолекул не підтримується (Efroymson et al. 2001).

Ще один спосіб іонного дисбалансу, який свинець може це замінити важливі біваленти, наприклад  $Fe^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  і  $Ca^{2+}$  і одновалентний  $Na^{+}$  в основних біохімічних реакціях. Таким чином, свинець викликає

руйнування клітин. регулярні механізми, такі як апоптоз, іонний транспорт, дозрівання, згортання білка, внутрішньо- та міжклітинна взаємодія, клітинне розпізнавання та клітинна адгезія, ферменти матичні реакції та взаємодія нейротрансмітерів (Aksoy et al. 2000).

Аргон (миш'як) є напівметалоїдом, який викликає серйозне занепокоєння для здоров'я через його екологічність антропогенне відкладення (Algreen et al. 2014). Незважаючи на його повну токсичність для всього живого форм і не має біологічного значення, діяльність людини не має значно збільшив забруднення навколишнього середовища (Algreen et al. 2014), наприклад забруднення питної води аргоновими пестицидами. Крім того, воно вже зустрічається в природі та має безперервне відкладення. Аргон є одним із багатьох важких металів, чиї неорганічні форми надзвичайно токсичні на здоров'я людини; його неорганічними формами є аргенат і аргеніт, які розподіляються в екосистему за промисловими джерелами та природними ресурсами (Algreen et al. 2014).

Багато видів водоростей, грибів і бактерій, стійких до миш'яку, біотрансформують токсичну органічну форму миш'яку в неорганічну метильовану нетоксичну форму ферментативно (Haider et al. 2017). Неорганічні метильовані форми є монометиларсонової кислоти (ММА) і диметиларсинової кислоти (DMA V) і це біомаркери впливу миш'яку та хронічної токсичності. Отже, ця біометилування - це метод детоксикації, який використовують багато мікробів (Haider et al. 2021).

Однак у людини це біометилування відбувається в клітині рівня і монометиларсинової кислоти (ММА V) і диметиларсинової кислоти (DMA V) вивільняються через сечу, але ММА (III) не виводиться і залишається всередині клітин (Haider et al. 2021). Цей ММА (III) є проміжним продуктом біометилування та потенціювання надзвичайно токсичний для клітин порівняно з іншими миш'яками. ММА (III), як повідомляється, є причиною раку при впливі миш'яку. Під час цього біометилування та біоперетворення миш'яку V в III, активні форми кисню обидва ці

механізми призводять до високого окислювального стресу, що призводить до клітинного пошкодження (Haider et al. 2021).

Цей окислювальний стрес заважає з біомолекулами, наприклад, перекисне окислення ліпідів, нестабільність білка та ДНК пошкодження (Haider et al. 2021). Миш'як (III) також утворюється між діє з фітохелатинами, глутатіоном і сульфгідрильними групами білка, які призводить до збільшення вивільнення АФК.

У рослинах поглинання та біосорбція миш'яку залежить від виду миш'як; наприклад, миш'як V поглинається транспортерами  $P_i$  і неорганічним миш'яком III поглинається білковими каналами трьох підродин аквапоринів, тобто мембранний білок (PIP), нодулін 26-подібний внутрішній білок (NIP) (Mleczek et al. 2023) та внутрішній білок тонопласту. Після під дією рослин, як правило, сприяють синтезу антиоксидантів (Mleczek et al. 2023), тобто каталаза, супероксиддисмутаза SOD, глутатіонредуктаза, аскорбейт пероксидази (APX), глутатіонпероксидази та глутатіон S-трансферази.

Хром є одним із найпоширеніших важких металів у земній корі під номером сім, що стосується його появи, концентрацій, то він існує в семи взаємозамінні ступені окислення ( $Cr^{+2}$  до  $Cr^{+6}$ ) (Pfleiderer et al. 2012). Це важлива поживна речовина для менших кількості для метаболізму ліпідів і вуглеводів (Pfleiderer et al. 2012), але його токсичність залежить від наявних ступенів окислення.

Серед усіх цих ступенів окислення тривалентний  $Cr^{+3}$  і шестивалентний хром  $Cr^{+6}$  токсичні для всіх біологічних систем. Природні джерела хромвідкладення металів - спалювання вугілля та нафти (Pfleiderer et al. 2012), пігменти, хромиста сталь, каталізатор (Shaw et al. 2004), видобуток корисних копалин, буріння нафти та шкіряні заводи. Хрому в його ступені окислення III немає шкідливі при наявності в навколишньому середовищі; тим не менш, у своїй окисній формі IV, це є високотоксичним для людини; це, можливо, пов'язано з його високою

рухливістю та розчинністю коли він присутній в окисненій формі IV (Shaw et al. 2004).

Хром III не вимагає ніяких транспортних каналів або білків і просто проникає в клітину дифузійно; таким чином, він становить потенційну загрозу для всіх біологічних систем. Однак хром VI легше потрапляє в клітини в Cr III і вважається числом один канцероген (Pfleiderer et al. 2012).

Забруднення навколишнього середовища шестивалентним хромом викликає велике занепокоєння. Зменшити використання хрому в промисловості чи знайти заміну – це велике питання. Найбільшим джерелом забруднення хромом є антропогенна діяльність, тобто сільське господарство відходи, барвники та пігментні заводи, дублення, консервація деревини, гальванічне покриття, виробництво паперу та хімічна промисловість (Shojaee et al. 2023).

Ці заходи призвели до надзвичайно високої кількості окисленого хрому в навколишньому середовищі (Shojaee et al. 2023). Однак для розуміння фітотоксичності потрібно багато досліджень форм хрому; однак постійне накопичення хрому впливає на врожай виробництва та його якості, тим часом загрози життю людей. Надлишок хрому уповільнює ріст рослин (хлорози, менша біомаса, уповільнений ріст і проростання насіння) (Shojaee et al. 2023), а після споживання він потрапляє в харчовий ланцюг.

В останніх дослідженнях повідомляється, що більші кількості (100 мг/кг) шестивалентного хрому сповільнював ріст пагонів і коренів лимонної трави (Shojaee et al. 2023). Це сильно вплинула на ефективність поглинання поживних речовин корінням, що призвело до поганого росту.

Токсичність хрому також зменшила кількість коренів і утворення кореневого волосся. Однак, що цікаво, менші кількості хрому сприяли зростанню рослина, ймовірно, завдяки покращенню ультраструктури хлорофілу (Rascio, Navari-Izzo 2011). Проте зі збільшенням концентрації вміст хлорофілу зростає зменшується через пригнічення поглинання  $\text{CO}_2$ .

Високі концентрації хрому також посилюють лігніфікацію та змінюють морфології шляхом руйнування ентодерми та гіподерми.

Коли рослини ростуть у стресі Cr, вони прагнуть накопичувати пролін у клітинах, щоб підтримувати осмотичні умови; це їхній механізм толерантності (Rascio, Navari-Izzo 2011). Крім того, токсичність Cr призводить до зменшення біомаси внаслідок деградації протеїнів, затримка проростання насіння та іноді насіння смерті (Shojaee et al. 2023). Цей несприятливий вплив на здоров'я насіння, можливо, пов'язано з інгібування амілаз і вироблення протеаз.

Шестивалентний хром засвоюється рослинами через сульфат і фосфат білкові канали; він дуже окислює і перетворюється на п'ятивалентний або чотирьохвалентний хром; ці стани хрому мають коротке життя і в кінцевому підсумку перетворюються на тривалентний хром. Тривалентний Cr менш розчинний і, отже, менш токсичний, ніж шестивалентний Cr (Rai et al. 2019). Ці реакції відновлення призводять до виробництва ROS, тобто супероксид-іонів, гідроксильних радикалів і перекису водню і викликають пошкодження білка та ДНК (Rai et al. 2019).

Такі АФК викликають надмірну виробництво антиоксидантних ферментів, напр. каталаза, супероксиддисмутаза і пероксид, які дисбалансиують механізми росту. У людини хром також поглинається як шестивалентний через дихальні шляхи системи травлення швидше, ніж тривалентний III (Rai et al. 2019).

Вплив хромату на людину, як правило, є професійним впливом, наприклад у цементі, натиранні галузь виробництва пігментів, фарби, паперу, металевого покриття та дублення (Wilkaniec et al. 2021). Рани при контакті з хромом можуть трансформуватися в виразки і затягнутися місяців, щоб вилікуватися. Однак це не єдиний вплив хрому; наше пиття вода також забруднена хромом (шестивалентним), який вже перетинає критичні значення. Дослідження *in vivo* на гризунах повідомили про накопичення в тому числі важких металів Cr в плаценті (Rai et al. 2019).

Високі концентрації хрому пригнічують глутатіонредуктази в еритроцитах і зменшує перетворення на метгемоглобін гемоглобін. Однак кінцевим ефектом Cr для людини є генотоксичність або мутагенезу (Wilkaniec et al. 2021), завдяки утворенню АФК під час відновлення від шестивалентного до тривалентного, як обговорювалося вище.

Ртуть (меркурій) - це блискучий, рідкий природний метал без запаху, який при нагріванні перетворюється на газ без запаху та кольору (Wu et al. 2015). Меркурій дуже токсичний для всіх біологічних форм, оскільки є надзвичайно здатним до біоаккумуляції (Wu et al. 2015), і тому існує лише в менших кількостях. Однак водне середовище, особливо морська вода, забруднена ртуттю внаслідок антропогенного впливу викликає особливу небезпеку. Деякі основні джерела ртутного забруднення це промислові стоки, відходи сільського господарства, гірничої промисловості, побутові стічні води та спалювання (Wu et al. 2015).

Через підвищений вміст ртуті забруднення та його надзвичайна токсичність, морська вода сильно забруднена, а водне життя також у серйозній небезпеці. Тим не менш, його токсичність залежить від ступеня його окислення (Wu et al. 2015). Ртуть існує в трьох формах: неорганічні солі, металеві елементи і органічні сполуки, кожна з них має свою тяжкість токсичність і біодоступність.

Забруднення навколишнього середовища в основному спричинене промисловим і побутовим використанням, тобто ртутними дуговими лампами, люмінесцентні лампи, барометри, ареометри, термометри. Він широко використовується в промисловості використовується як каталізатор, як амальгама в стоматологічних клініках і виготовленні акумуляторів, в електротехніці прилади та реле, на вугільних електростанціях, у хлорно-лужному виробництві, у ПВХ у виробництві паперу та целюлози, а також у гірничодобувній промисловості (Kubier et al. 2019)



Ртуть утворюється в земній корі в результаті двох процесів; спочатку через геохімічних реакцій, а другий є результатом мікробного метилювання та деметил біохімічні реакції (Kubier et al. 2019). Отже, є складний баланс між ними. При виплавці цинкової та мідної руд також виділяються. Повідомляється, що в навколишньому середовищі виверження вулкана та хвосты шахт додають ртуть на земній корі (Kubier et al. 2019).

Основний вплив токсичної ртуті на людей відбувається через водних тварин, тобто через вживання забруднених морських продуктів. Водні рослини можуть накопичувати неорганічну ртуть (Midula et al. 2017) (хлориди ртуті та метил-, бутил-ртуть) у коренях, що є більш токсичним, ніж органічні сполуки ртуті. Більш ранні дослідження показали помітне уповільнення росту вплив ртуті на різні рослини, наприклад (*Pistia stratiotes*, *Elodea Canadensis*, *Lemna minor*), *Pistia stratiotes* і морські діатомові водорості, наприклад *Chaetoceros costatum* (Midula et al. 2017).

У відкритих рослинах вони виявили знижений вміст білка, деградований хлорофіл, нижчий рівень РНК, денатурований і менш функціональна ДНК, нижчий рівень функціонально активних антиоксидантних ферментів і активність протеаз (Midula et al. 2017). Накопичення ртуті у водних рослинах відбувається пов'язане з наявними концентраціями ртуті та осадженням ртуті пов'язане з накопиченням ртуті поблизу клітинної поверхні або в клітинній стінці.

Мікроорганізми виявляють менший вплив, коли йдеться про токсичність ртуті, володіють різними механізмами опору, оскільки вони можуть зв'язувати ртуть із поверхнею своїх клітин. (Midula et al. 2017), вони містять ферментативні полімери для хелатування.

Деякі рослини також стійкі до токсичної дії ртутних речовин, за рахунок застосування кількох механізмів толерантності, тобто підвищення рівня глутатіону (Midula et al. 2017).

### 2.3. Використання культурних рослин у технологіях фіторемедіації

Фіторемедіація – це нова технологія очищення, яка визначається як використання рослин для видалення, утримування або знешкодження забруднювачів, таких як токсичні метали та органічні й радіоактивні сполуки з ґрунтів, опадів і води (Lovynska et al. 2022).

Така технологія є екологічно чистою та потенційно дуже ефективною. Ця «зелена» технологія унікальна тим, що використовує переваги селективних можливостей поглинання корневих систем рослин разом із транслокацією, біоаккумуляцією та здатністю до деградації забруднювачів усередині рослинної системи (Lovynska et al. 2022).

Однак здатність рослин накопичувати важкі метали істотно різниться між видами та між різновидами всередині видів, як різні механізми іонпоглинання та транслокація діють у кожного виду на основі їх генетичних, фізіологічних, фізіологічних та анатомічних характеристик.

Фіторемедіація поділяється на кілька різних категорій, таких як фітоекстракція, фітофільтрація, фітостабілізація, фітовипаровування та фітодеградація залежно від механізму відновлення (Mleczek et al. 2023).

Фітоекстракцію також називають фітоаккумуляцією, і вона використовує підхід видалити забруднювачі з ґрунту без руйнування структури ґрунту та інших фізико-хімічних властивостей ґрунту. Іон металу накопичувався в певній частині рослини яку можна видалити для утилізації або спалити для відновлення металів.

Фітофільтрація визначається як використання рослин, як наземних, так і водних, для видалення забруднення водних відходів.

Фітостабілізація зазвичай використовується для видалення забруднюючих речовин із ґрунту поглинанням забруднюючих речовин (наприклад, токсичних металів) через коріння рослин і утримання їх

усередині ризосфери, роблячи їх нешкідливими, запобігаючи їх вимиванню.

Фітовипарювання передбачає використання рослин для видалення забруднень ґрунту, наприклад, ртуть, селен і миш'як, перетворюючи їх на летючі речовини та випаровують їх в атмосферу.

Фітодеградація – це розщеплення органічних забруднюючих речовин за допомогою рослин і асоційованих мікроорганізмів (Miller et al 2004).

Більшість фітопосередницьких технологій можна використовувати одночасно, але видалення металу з ґрунту залежить від його біодоступної форми в ґрунті. Ефективне використання фітотехнологій залежить від виду рослини, наприклад, деякі рослини можуть мати одну функцію, тоді як інші можуть мати кілька функцій фіторемедіації (Lovynska et al 2022).

Фіторемедіація вважається екологічно чистою та економічно вигідною технологією очищення забруднених ґрунтів. Найбільше фітоекстракція в основному використовується для видобутку важких металів і радіоактивних елементів з ґрунту (Lovynska et al 2022).

Є кілька важливих компонентів фітоекстракції, які можуть зіграти важливу роль у ефективній рекультивації забруднених ґрунтів, це: відповідні види рослин-аккумуляторів, наявність металу в ґрунті та поглинання корінням, перенесення металу від коренів до пагонів і стійкість рослин до токсичних речовин.

Існує кілька видів рослин, які в даний час пропонуються для фітоекстрактів, це *Arabidopsis halleri*, *Noccaea caerulea* і *Alyssum* sps (*A. murale*, *A. lesbiacum* і *A. tenium*), вони можуть поглинати та накопичувати високі концентрації Zn і Cd в їх пагонах. Однак рекультиваційна здатність цих рослин обмежена через їх повільний ріст і низьку біомасу. В даний час ряд видів рослин як накопичувачів металу були ідентифіковані в родині Brassicaceae (Kayiranga et al. 2023).

Щоб зрозуміти геноміку цих металевих рослин-аккумуляторів, використовують, величезні генетичні ресурси та дані біоінформатики,

отримані в модельних експериментах із рослинами *A. thaliana*. (Kayiranga et al. 2023). Для розвитку технології фіторемедіації нового покоління використовують дані міждисциплінарних досліджень, включаючи високопродуктивне секвенування, усі доступні дані генетичної інженерії, взаємодії рослин і мікробів, сільськогосподарська та екологічна інженерія.

Інструменти розробки можуть бути інтегровані та застосовуватися для практичних цілей на забруднених територіях (Lovynska et al 2022).

Рослині потрібні принаймні шість основних елементів (N, P, K, Ca, Mg і S) і вісім другорядних елементів (Cu, Zn, Mn, Fe, B, Cl, Ni та Mo) для їх нормального росту та розвитку.

Коріння рослин поглинає елементи вибірково, причому деякі мають певну перевагу засвоєння над іншими (Naem et al 2015). Поглинання та накопичення важких металів коріннями рослин залежить від взаємопов'язаної мережі фізіологічних і молекулярних механізмів таких як (Oliva, Rautio 2004):

- 1) зв'язування металів із позаклітинними ексудатами та клітинною стінкою компоненти;
- 2) переміщення металів із цитоплазми у вакуолярний відділ;
- 3) комплексоутворення металу з різними сполуками в клітині, наприклад кілька амінокислот, органічні кислоти, маломолекулярні білки, такі як металотіонеїни та малі пептиди, що зв'язують метали, такі як фітохелатини;
- 4) важкі метали індуковані антиоксидантними ферментами;
- 5) модифікація метаболізму рослин і швидке відновлення та відновлення пошкоджених клітинних структур.

Рослини з винятковою металоакумулюючою здатністю відомі як гіперакумулятори. Рослини-гіперакумулятори, які в природі ростуть у багатих металами середовища проживання, може накопичувати в 100-1000 разів більше металів, ніж зазвичай рослини, оскільки ці рослини забирають

із ґрунту на два-три порядки більше металів ніж види рослин, що ростуть на незабруднених ґрунтах (Steindor et al. 2016).

Було проведено значну дослідницьку роботу щодо ідентифікації рослин-акумуляторів та їх механізмів поглинання та гіперакумуляції металів. Галузь фітотехнології зазнала революції та набула великого імпульсу після відкриття гіперакумулятивних видів рослин, оскільки ці рослини мають відмінні здатності поглинати й накопичувати метали на рівнях, які в 50–500 разів перевищують інші види рослин (Steindor et al. 2016).

Рослини-гіперакумулятори, які зазвичай ростуть на металовмісних ґрунтах і накопичують метали в їх надземних частинах, особливо в листях класифікується як «облігатні» гіперакумулятори (Steindor et al. 2016). Інший тип гіперакумуляторних рослин, які можуть накопичувати метал як з металоносних і нерудних ґрунтів класифікується як «факультативна» гіперакумулятивна (Steindor et al. 2016). Ця остання категорія включає багато видів рослин, які можуть накопичують метал не тільки з ультраосновних ґрунтів, а й із забруднених металами ґрунтів.

### 3. МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

#### 3.1. Місцевість досліджень

Дослідження здійснили у вегетаційний сезон 2023 року. Для проведення дослідження було обрано дев'ять різних за характеристиками ділянок у межах м. Дніпро (рис. 3.1.)

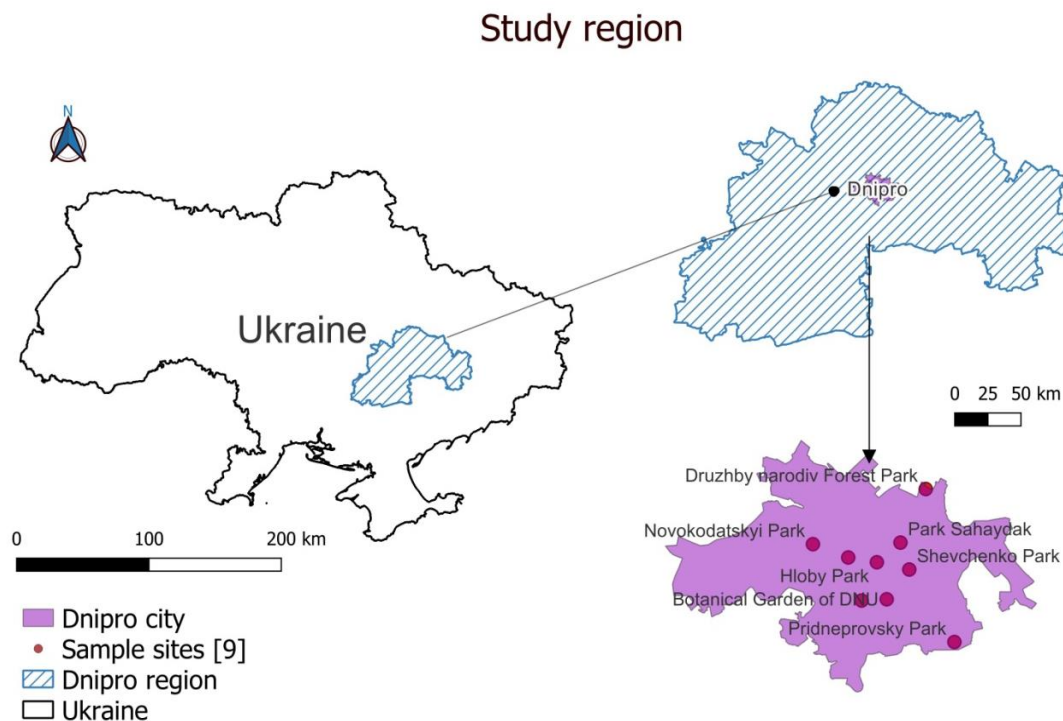


Рисунок 3.1. Місця розташування пробних ділянок у м. Дніпро

Територія дослідження розташована в зоні помірного, континентального клімату Центральної Європи і характеризується теплим, часто спекотним літом та холодними вологими зимами. Значення середньорічної кількості опадів на території області становить приблизно 475 мм, середньорічна температура повітря  $+8^{\circ}\text{C}$ . Період вегетації для рослин становить близько 210 днів.

Досліджувані локації зосереджені як на правому (шість локацій), так і на лівому (три локації) берегах річки Дніпро (табл 3.1). За географічним зонуванням місто Дніпро розміщується у центрі Дніпропетровської області, на південному сході України. Площа території міста Дніпро дорівнює 410 км<sup>2</sup> а висоти рельєфу знаходяться у межах від 51 до 188 м.

На досліджуваних шести парках, що представляють праву частину Дніпра, аналіз ґрунтових профілей показав наявність одного й того типу ґрунту - Calcic Chernozem (Siltic). На ділянках лівої частини міста, окрім вже зазначеного типу ґрунту, виявлено також поверхневий ґрунтовий горизонт Fluvisol (Loamic) (Придніпровський парк) та Anthrosol (Loamic) (Парк Сагайдак). Дослідні ділянки характеризувались наявністю деревних насаджень, представлених видами *R. pseudoacacia* та *A. platanoides*, частка яких була нерівною і у більшій мірі відзначалась переважанням робінії у межах дослідної ділянки.

### 3.2. Методи відбору зразків ґрунту та рослин

Для визначення елементного вмісту у ґрунті, всього відібрано 27 точкових проб. Глибина відбору проб – 0-20 см; вага кожної проби близько 300-350 г. Додатково з кожного місця відбору ґрунтових проб були зібрані рослинні зразки листків, які проводили методом випадкового відбору із 5–10 екземплярів дерев *R. pseudoacacia* та *A. platanoides*. Всі зразки листків зберігали в поліетиленових пакетах при -4°C до процесу аналізування.

Оцінку концентрації важких металів (Zn, Cu, Pb, Cd) у ґрунті проводили за допомогою модифікованої методики їхньої екстракції у царській водці (Midula et al., 2017). Для цього робили наважку 100 мг дрібного ґрунту, висушеного його при 105 °C, змішували з 200 мкл води та чотирма кислотами (900 мкл соляної кислоти, 300 мкл азотної кислоти, 300 мкл плавикової кислоти та 150 мкл хлорної кислоти).

Таблиця 3.1. Характеристики різних ділянок вибірки, що використовуються в експерименті в польових умовах

№	Назва парку	Географічні координати / висота над рівнем моря, м	Площа парку, га	Тип ландшафту	Елемент рельєфу (локація відбору проб) (заплава, арена, третя терраса, балка, плакор)	Вид ґрунту	Доля целевого дерева из всех деревьев парку, % Robinia pseudoacacia / Acer platanoides
1	2	3	4	5	6	7	8
Правий берег річки Дніпро							
1	Парк Т.Г. Шевченка	48°27'40" N, 35°04'21" E / 90	45	Придо- линно- балковий	Пристін (верхів'я схилу, нахил 3-4 °)	Calcic Chernozem (Siltic)	Robinia pseudoacacia – 20 Acer platanoides – 11
2	Парк Лазаря Глоби	48°28'11" N, 35°01'48" E / 56	26	Долино - терасовий	Заплава	Calcic Chernozem (Siltic)	Robinia pseudoacacia – 9 Acer platanoides – 11
3	Сквер металургів	48°28'26" N, 34°59'31" E / 65	3,8	Привододі льно- балковий	Плакор	Calcic Chernozem (Siltic)	Robinia pseudoacacia – 50 Acer platanoides – 7
4	Ботаніч- ний сад ДНУ	48°26'14" N, 35°02'35" E / 127	46	Привододі льно- балковий	Плакор	Calcic Chernozem (Siltic)	Robinia pseudoacacia – 27 Acer platanoides – 10



1	2	3	4	5	6	7	8
5	Парк Зелений гай	48°26'10" N, 35°00'35" E / 145	53,6	Привододі льно- балковий	Балка (плато в межах північно- східного схилу)	Calcic Chernozem (Siltic)	Robinia pseudoacacia – 16 Acer platanoides – 9
6	Парк Новокодацький	48°29'08" N, 34°56'42" E / 8 2	35	Долино - терасовий	Заплава	Calcic Chernozem (Siltic)	Robinia pseudoacacia – 25 Acer platanoides – 10
Лівий берег річки Дніпро							
7	Парк Придніпровський	48°23'59" N, 35°07'59" E / 75	7	Долино - терасовий	Арена	Fluvisol (Loamic)	Robinia pseudoacacia – 35 Acer platanoides – <1
8	Лісопарк Дружби народів	48°32'02" N, 35°05'42" E / 65	90	Долино - терасовий	Третя терраса	Calcic Chernozem (Siltic)	Robinia pseudoacacia – 15 Acer platanoides – 12
9	Парк Сагайдак	48°29'13" N, 35°03'41" E / 50	34	Долино - терасовий	Заплава	Anthrosol (Loamic)	Robinia pseudoacacia – 15 Acer platanoides – <1

Утворену суміш піддавали мікрохвильовому розщепленню (Ulrich et al., 1999), після чого центрифугували (5000 об/хв), а супернатант збирали для визначення концентрації елементів.

Частина біомаси відібраного листя з обох досліджуваних видів висушували в сушильній шафі при температурі 60 °C протягом 24 годин. Сухі зразки листя подрібнювали до дрібного порошку за допомогою ультравідцентрового млина (Retsch ZM 1000). 100 мг кожного зразка змішували у центрифужних пробірках для зразків з 200 мкл ультрачистої води і 1,9 мл 65% азотної кислоти. Цю суміш інкубували протягом 1 год під витяжною шафою. Потім зразки змішували з 600 мкл водного розчину 4,8% фтористоводневої кислоти і поміщали у мікрохвильову піч на 1-2 години. Після мікрохвильової печі рідку фазу супернатанту доповнювали ультрачистою водою.

Перед безпосереднім вимірюванням концентрації елементів у розчинах проводили розведення зразків 1:10. Вимірювання концентрації зразків здійснювали методом мас-спектрометрії, використовуючи прилад ICP-MS (model X Series 2, Thermo Fisher Scientific, Dreieich, Germany).

Для оцінювання біоаккумуляційних властивостей листя досліджуваних деревних видів розраховували коефіцієнт біологічної акумуляції за наступною формулою:

$$K_{HM} = C_{leave} / C_{soil}$$

де:  $K_{HM}$  – коефіцієнт біологічної акумуляції;  $C_{leave}$  – середній вміст металу в листі рослини, мг/г;  $C_{soil}$  – вміст металу у субстраті, мг/г.

### 3.3. Обробка даних та їх статистичний аналіз

Вміст важких металів (мг/г сухої речовини) у біомасі рослин та екстрактах ґрунту розраховали з урахуванням розведення та точної маси наважки відібраних зразків листя. Наведені результати представлені як середнє значення  $\bar{x} \pm SD$  (стандартне відхилення). Відмінності середніх

значень концентрацій елементів у фракціях ґрунту та рослинних зразків листя робінії та клену на різних дослідних ділянках ідентифікували за допомогою одностороннього дисперсійного аналізу (ANOVA) з використанням пакета програм Statistica (версія 8, StatSoft, США).

Для перевірки значущості залежності вмісту важких металів від умов місцезростання та виду рослини використовували багатовимірну узагальнену лінійну модель GLM (пакет програм Statistica). У кожному аналізі порівнювані групи перевіряли на однорідність дисперсій за допомогою тесту Levene's. У разі рівних дисперсій значущі відмінності були ідентифіковані за допомогою тесту Tukey HSD post-hoc при  $\alpha = 5\%$ .

### 3.4. Техніка безпеки роботи у науково-дослідній лабораторії

Більшість хімічних речовин які використовуються у експериментальних роботах по визначенню вмісту важких металів у біологічних тканинах та ґрунті можуть мати токсичний ефект впливу на організм дослідника, через що потрібно дотримуватись правил техніки безпеки.

1. Заборонено здійснювати експеримент одному досліднику в лабораторії, адже на випадок виникнення небезпечної ситуації, постраждалий лишить сам, що може загрожувати його здоров'ю чи навіть життю. Здійснення будь-яких дослідницьких робіт повинно відбуватись у чітко встановлений час, заздалегідь визначений й погоджений із керівництвом (науковий керівник робіт та науковий керівник науково дослідної лабораторії).

2. У науково дослідній лабораторії потрібно дотримуватись тиші, підтримувати чистоту як під час проведення маніпуляцій із приладами, обладнанням й зразками так й по закінченню роботи. Регламенти дотримання санітарної гігієни та санітарних вимог здійснення дослідів

повинні бути наявними у науково дослідній лабораторії. Із всіма гігієнічними та санітарними регламентами попередньо потрібно ознайомитись, про що ставиться примітка у журналі інструктажу з техніки безпеки роботи у науково дослідній лабораторії.

3. Забороняється тримати та вживати у приміщенні науково дослідної лабораторії продукти харчування та напої. Категорично заборонено палити у приміщенні науково дослідної лабораторії.

4. Перед тим як почати працювати у науково дослідній лабораторії потрібно пройти інструктаж із техніки безпеки в результаті якого працівники повинні точно знати де зберігаються засоби індивідуального захисту, протипожежне устаткування, аптечка.

#### 4. ОСОБЛИВОСТІ АКУМУЛЯЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ *ACER PLATANOIDES* ТА *ROBINIA PSEUDOACACIA* В УМОВАХ ЗЕЛЕНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ М. ДНІПРО

##### 4.1. Результати досліджень вмісту важких металів у ґрунті та тканинах рослин клену та робінії

Результати даних середнього вмісту важких металів у ґрунті та рослинному матеріалі деревних видів представлено у таблиці 4.1. Загальні концентрації Zn у ґрунтах зелених насаджень були досить високими й показали значні варіації в регіоні міста Дніпро, між якими різниця значень була статистично достовірною (в усіх випадках  $p < 0.05$ ). Діапазон варіабельності змін концентрацій зазначеного металу становив 30.65–138.65  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  відповідно.

Діапазон середніх концентрацій Cu, Pb та Cd є значно вужчим та змінюється відповідно від 5.66 до 22.38, 9-31.28 та 0.213-0.598  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Вміст Zn є найнижчим у районі лісопарку Дружби народів та Придніпровському парку. Перевищення концентрації цього металу у районі парку Сагайдак та сквері Металургів у приблизно 6.0 та 4.5 рази.

Порівняння результатів зі значеннями стандартів якості (гранично допустимі концентрації) навколишнього середовища для ґрунту (Про затвердження Гігієнічних регламентів допустимого вмісту хімічних речовин у ґрунті, 2020) показали наявність перевищення вмісту Zn на усіх досліджуваних дев'яти локаціях. У найбільшій мірі це було характерно для парку Сагайдак (у 8 разів), у сквері Металургів (6,0) та парку Глоби (5,2) (табл. 4.1.).

Порівняно зі значеннями, зазначеними у нормативі щодо гранично допустимих концентрацій у ґрунті, середні концентрації купруму не перевищували ліміту (66,0). Однак, як і випадку визначення концентрації Zn, найменший уміст купруму зазначається для ділянки лісопарку Дружби

народів та Придніпровського парку, найвищий - виявлено у парку Шевченко, парку Сагайдак та сквері Металургів.

Таблиця 4.1. Вміст важких металів ( $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ ) у ґрунті та листі дерев  
( $N = 5$ , середнє  $\pm$  s.d.)

Зелена зона	Zn, $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$	Cu, $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$	Pb, $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$	Cd, $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$
Парк Т.Г. Шевченка	79.08 $\pm$ 12.40	22.38 $\pm$ 2.93	15.32 $\pm$ 1.28	0.271 $\pm$ 0.029
Парк Лазаря Глоби	124.83 $\pm$ 13.91	15.91 $\pm$ 2.05	24.79 $\pm$ 3.44	0.472 $\pm$ 0.065
Парк Сагайдак	185.49 $\pm$ 8.50	17.74 $\pm$ 1.62	25.47 $\pm$ 1.68	0.359 $\pm$ 0.039
Лісопарк дружби народів	37.87 $\pm$ 3.67	7.09 $\pm$ 0.71	10.23 $\pm$ 1.34	0.213 $\pm$ 0.026
Сквер Металургів	138.25 $\pm$ 19.21	16.88 $\pm$ 2.16	31.28 $\pm$ 3.50	0.557 $\pm$ 0.067
Ботанічний сад ДНУ	105.09 $\pm$ 8.72	14.53 $\pm$ 2.11	17.63 $\pm$ 2.01	0.516 $\pm$ 0.074
Парк Новокодацький	68.01 $\pm$ 6.34	12.76 $\pm$ 1.65	14.30 $\pm$ 0.82	0.598 $\pm$ 0.040
Парк Зелений Гай	93.17 $\pm$ 6.02	9.77 $\pm$ 1.45	19.05 $\pm$ 1.85	0.556 $\pm$ 0.048
Парк Придніпровський	30.65 $\pm$ 3.22	5.66 $\pm$ 0.51	9.00 $\pm$ 0.46	0.289 $\pm$ 0.024

Середні концентрації Pb та Cd у ґрунті також не перевищували значення встановлених гранично допустимих концентрацій. Однак як видно із представлених у таблиці даних, до ділянок, які містили найвищі концентрації цих токсикантів, віднесено парк Металургів; у випадку кадмію це Новокодацький парк.

Порівняно з ґрунтами, листки досліджуваних рослин мали значно менший вміст важких металів з очевидними варіаціями між двома деревними видами (табл. 4.2 та табл. 4.3.). Діапазон концентрації цинку в листках деревних рослин становив 6,93–15,93  $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$  (робінія несправжньоакація) і 11,35-40,39  $\text{мг} \cdot \text{кг}^{-1}$  (клен гостролистий).

Таблиця 4.2. Вміст важких металів ( $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) у листі дерев клену  
( $N = 5$ , середнє  $\pm$  s.d.)

Зелена зона	Zn, $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$	Cu, $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$	Pb, $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$	Cd, $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$
Парк Т.Г. Шевченка	15.19 $\pm$ 2.06	2.39 $\pm$ 0.17	0.97 $\pm$ 0.06	0.045 $\pm$ 0.003
Парк Лазаря Глоби	21.58 $\pm$ 2.25	3.30 $\pm$ 0.41	1.08 $\pm$ 0.11	0.026 $\pm$ 0.003
Парк Сагайдак	40.39 $\pm$ 5.29	3.89 $\pm$ 0.50	2.61 $\pm$ 0.16	0.118 $\pm$ 0.013
Лісопарк дружби народів	20.66 $\pm$ 1.04	2.51 $\pm$ 0.18	0.61 $\pm$ 0.07	0.241 $\pm$ 0.021
Сквер Металургів	12.13 $\pm$ 0.81	2.66 $\pm$ 0.33	0.90 $\pm$ 0.05	0.024 $\pm$ 0.003
Ботанічний сад ДНУ	15.55 $\pm$ 1.81	2.07 $\pm$ 0.19	1.05 $\pm$ 0.11	0.032 $\pm$ 0.004
Парк Новокодацький	11.84 $\pm$ 1.32	2.02 $\pm$ 0.14	1.14 $\pm$ 0.14	0.035 $\pm$ 0.004
Парк Зелений Гай	17.22 $\pm$ 1.03	2.32 $\pm$ 0.18	1.39 $\pm$ 0.14	0.028 $\pm$ 0.002
Парк Придніпровський	11.35 $\pm$ 0.95	1.97 $\pm$ 0.18	0.39 $\pm$ 0.03	0.067 $\pm$ 0.009

Концентрації інших досліджуваних у роботі елементів – Cu, Pb та Cd у всіх зразках були доволі низькими і мали приблизно подібні значення у обох досліджуваних видах.

Слід відзначити збережену тенденцію щодо накопичення максимальної кількості важких металів органами рослин на таких локаціях як парк Сагайдак та сквер Металургів, як було попередньо виявлено для зразків ґрунту.

Можливо, що ці дані демонструють більш високий ступінь індустріалізації та відносно високу концентрацію забруднюючих речовин в атмосфері в цих двох точках. У найнижчий рівень вмісту Pb та Cd виявлено у листі рослин, які зростали на території Придніпровського парку.

Таблиця 4.3. Вміст важких металів ( $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ ) у листі дерев робінії  
( $N = 5$ , середнє  $\pm$  s.d.)

Зелена зона	Zn, $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$	Cu, $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$	Pb, $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$	Cd, $\text{мг}\cdot\text{кг}^{-1}$
Парк Т.Г. Шевченка	13.24 $\pm$ 0.81	2.56 $\pm$ 0.31	0.53 $\pm$ 0.07	0.013 $\pm$ 0.002
Парк Лазаря Глоби	10.56 $\pm$ 1.07	2.78 $\pm$ 0.25	1.00 $\pm$ 0.06	0.024 $\pm$ 0.004
Парк Сагайдак	15.93 $\pm$ 1.58	4.57 $\pm$ 0.60	1.04 $\pm$ 0.09	0.026 $\pm$ 0.004
Лісопарк дружби народів	15.18 $\pm$ 1.43	3.47 $\pm$ 0.25	1.04 $\pm$ 0.07	0.025 $\pm$ 0.003
Сквер Металургів	8.38 $\pm$ 1.31	3.00 $\pm$ 0.39	0.72 $\pm$ 0.09	0.010 $\pm$ 0.001
Ботанічний сад ДНУ	6.93 $\pm$ 0.81	2.57 $\pm$ 0.36	1.56 $\pm$ 0.14	0.029 $\pm$ 0.003
Парк Новокодацький	13.91 $\pm$ 1.31	2.07 $\pm$ 0.28	0.64 $\pm$ 0.08	0.012 $\pm$ 0.001
Парк Зелений Гай	12.60 $\pm$ 1.81	2.45 $\pm$ 0.13	0.80 $\pm$ 0.11	0.013 $\pm$ 0.001
Парк Придніпровський	11.83 $\pm$ 0.79	3.26 $\pm$ 0.29	0.17 $\pm$ 0.03	0.004 $\pm$ 0.001

Середні концентрації Pb та Cd у ґрунті не перевищували значення встановлених гранично допустимих концентрацій. Порівняно з ґрунтами, листки досліджуваних рослин мали значно менший вміст важких металів з очевидними варіаціями між двома деревними видами.

#### 4.2. Особливості розподілу значень коефіцієнтів біоаккумуляції важких металів

Стосовно розподілу отриманих значень коефіцієнтів біоаккумуляції, то треба зазначити, що усі отримані нами результати для обох порід є досить низькими і майже всі розраховані показники не перевищували 1 (табл. 4.4.).



Біоконцентрування купруму було найбільш значущим, із діапазоном отриманого коефіцієнта від 0.11 до 0.58 (робінія) та від 0.11 до 0.36 (клен). Для цинку варіабельність змін була наступною – 0.06-0.40 (робінія) та 0.17-0.55 (клен).

Таблиця 4.4. Біонакопичення важких металів листям дерев порівняно з ґрунтом (N = 5, середнє ± s.d.).

Зелена зона	$K_{Zn}$	$K_{Cu}$	$K_{Pb}$	$K_{Cd}$
<i>R. pseudoacacia</i>				
Парк Т.Г. Шевченка	0.17±0.027	0.11±0.011	0.03±0.005	0.05±0.013
Парк Лазаря Глоби	0.09±0.012	0.18±0.031	0.04±0.006	0.05±0.015
Парк Сагайдак	0.09±0.010	0.26±0.040	0.04±0.006	0.07±0.013
Лісопарк дружби народів	0.40±0.012	0.49±0.049	0.10±0.016	0.12±0.022
Сквер Металургів	0.06±0.015	0.18±0.037	0.02±0.005	0.02±0.003
Ботанічний сад ДНУ	0.07±0.011	0.18±0.015	0.09±0.007	0.06±0.011
Парк Новокодацький	0.21±0.032	0.16±0.029	0.05±0.006	0.02±0.001
Парк Зелений Гай	0.14±0.024	0.26±0.055	0.04±0.004	0.02±0.000
Парк Придніпровський	0.39±0.031	0.58±0.103	0.02±0.003	0.01±0.002
<i>A. platanoides</i>				
Парк Т.Г. Шевченка	0.20±0.049	0.11±0.012	0.06±0.008	0.17±0.028
Парк Лазаря Глоби	0.17±0.029	0.21±0.041	0.04±0.008	0.06±0.013
Парк Сагайдак	0.22±0.024	0.22±0.044	0.10±0.011	0.33±0.068
Лісопарк дружби народів	0.55±0.054	0.36±0.063	0.06±0.011	1.15±0.213
Сквер Металургів	0.09±0.015	0.16±0.015	0.03±0.004	0.04±0.007
Ботанічний сад ДНУ	0.15±0.018	0.15±0.030	0.06±0.010	0.06±0.009
Парк Новокодацький	0.18±0.032	0.16±0.029	0.08±0.013	0.06±0.006
Парк Зелений Гай	0.19±0.021	0.24±0.051	0.07±0.002	0.05±0.007
Парк Придніпровський	0.37±0.039	0.35±0.014	0.04±0.004	0.23±0.028

Ще менші показники коефіцієнтів біоаккумуляції знайдено для інших двох досліджуваних металів – Pb та Cd, рівень яких був майже нольовий. Однак тут треба виділити кадмій для локації парку Дружби народів коефіцієнт біоаккумуляції для клену, який становив 1.15. Так як у ґрунтових зразках цієї парку Дружби народів концентрація цього металу є найнижчою із досліджуваних локацій. Водночас із цим, концентрація кадмію у листках є найвищою, що очевидно свідчить про можливі шляхи надходження кадмію із атмосфери.

Оцінювання результатів акумулювання важких металів у ґрунті та листках деревних видів різних локацій проводили із використанням узагальненої лінійної моделі (GLM). В усіх випадках виявлено статистично значущі ( $p < 0,001$ ) результати впливу фактора середовища (локації) та деревного виду на коефіцієнт біоаккумуляції металів.

## 5. ОСОБЛИВОСТІ РОЗПОДІЛУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ЗЕЛЕНИХ ЗОНАХ М. ДНІПРО

Кілька небезпечних важких металів і металоїдів (серед яких Pb і Cd) класифікуються як непотрібні для життєвих функцій біотичних організмів. Ряд екосистем поблизу міст переважно забруднені такими важкими металами як свинець (Pb) і кадмій (Cd) (Shaw et al., 2004; He et al., 2023). Більше того, ці метали є шкідливими в різних аспектах, тому були включені до списку 20 найнебезпечніших речовин United States Environmental Protection Agency and the Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (Xiong та ін., 2016; Rai et al., 2019).

Свинець відноситься до категорії канцерогенних, мутагенних елементів, а також до групи елементів, які проявляють репродуктивну токсичність (Haider et al., 2021).

В умовах урбанізованих територій концентрації свинцю є найвищими у ґрунтах та біоті поблизу доріг із високою інтенсивністю руху. Високі концентрації цього металу у верхніх шарах ґрунту є одним із шляхів впливу на людину під час вдихання чи ковтання, що особливо добре прослідковується у густонаселених районах міста (Steindor et al., 2016). У ґрунті та рослинності експоненціально зменшується із відстанню від дороги.

Поглинання рослинами свинцю із атмосфери відбувається більшою мірою через листя (Gjorgieva та ін., 2011). Згідно із Kabata-Pendias and Pendias (2001), концентрація цього металу у рослині вважається нормальною у межах  $0.1\text{--}10\text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$ . За деякими джерелами токсичною вважається концентрація металу в рослинних зразках, яка вища за  $30\text{ мг}\cdot\text{кг}^{-1}$  (Kloke et al. 1984). Значення концентрація свинцю у листі робінії та клену були у відповідності до рівня промислової активності зеленої частини мікрорайону та щільності автомобільного руху.

Накопичення важких металів у ґрунті у межах урбанізованих територій та біоаккумуляція їх подібними видами рослин повідомлялося рядом авторів (Oliva, Rautio, 2010; Celik et al. 2005; Stafilov та ін. 2010).

У великих масштабах поглинання важких металів деревними рослинами може бути більш ефективним, порівняно із травянистими видами рослин. В основному через більш глибоку кореневу систему і більший вихід біомаси (Caruana, 2011). Представники родини *Fabaceae*, до яких належить робінія псеудоакація, відносяться до рослин із високим ступенем фітомеліоративних властивостей (Lata et al., 2018).

Це пов'язано насамперед із існуванням ґрунтових бактеріальних спільнот та виконуваних ними корисних функцій у ризосфері *Robinia pseudoacacia* у відповідь на забруднення ґрунтів важкими металами (Fan et al., 2018). Ряд авторів рекомендують використовувати *R. pseudoacacia* у якості пасивного bio-monitors and bio-mitigators в екосистемах індустріальних міст (Shojaee Varjoe et al., 2023).

Для встановлення потенційної ролі рослин в умовах урботехногенного середовища, подібні до наших дослідження проведено у насадженнях 25-річних рослин робінії на різних за забрудненням насадженнях у промисловій зоні Болгарії (Tzvetkova N, Petkova, 2015). Якщо в означеній статті йдеться про те, що паралельно із накопиченням в ґрунті Pb, Zn і Cu, автори спостерігали поступове їх збільшення в листках *R. pseudoacacia*, то у наших дослідженнях такої закономірності виявлено не було.

Результат співпадання для тих самих металів (Pb, Zn і Cu) у нашому випадку фіксується лише для однієї із найменш «забруднених» ділянок (парк Придніпровський), і для іншого досліджуваного виду – клену гостролистого. У випадку робінії, як дослідного об'єкту, зареєстровано на ділянці із найвищим вмістом цинку у ґрунті і відповідною найвищою концентрацією цього металу у листках робінії (парк Сагайдак).

Відмінні значення показника біоаккумуляції важких металів, порівняно із нашими даними, показано у роботі Nadgórska-Socha et al. (2017). Так, за результатами дослідників, значення індексу біоаккумуляції для робінії, яка зростає в одному з промислово розвинених регіонів Польщі становило 10.8, що значно вище значення коефіцієнта біоаккумуляції, отриманого нами. Автори наголошують на високий потенціал *R. pseudoacacia* накопичувати Cd і Pb, чого не було виявлено під час наших експериментів.

Однак слід зазначити, що очевидно, велика різниця отриманих даних пояснюється різним ступенем забруднення досліджуваних ґрунтів та навколишнього середовища різних регіонів досліджень.

Кадмій (Cd) є неесенціальним мікроелементом, який широко поширений у навколишньому середовищі. Джерела різного походження можуть підвищувати концентрацію Cd у ґрунтах, що впливає на біогенні цикли нутрієнтів, запаси їжі та води. Відповідно до рекомендацій ВООЗ, перевищення дози Cd вище  $3 \text{ мкг} \cdot \text{л}^{-1}$  для питної води є канцерогенним для людини. Зазвичай Cd зустрічається у двовалентному вигляді і є одним із найбільш мобільних важких металів у навколишньому середовищі. Завдяки підвищеному потенціалу мобілізації, Cd швидше за інші метали вивільняється із ґрунту в підземні води (Kubier та ін., 2019).

Нормальними концентраціями Cd у рослинах є від 0,2 до  $0,8 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ . Концентрації цього металу, вищі за  $5 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$  вже вважаються токсичними (Kloke та ін. 1984; Kabata-Pendias, Pendias, 2001). Отримані значення порівнювали з раніше опублікованими даними про накопичення важких металів в деревних рослинах, пов'язаних із урбатехногенними територіями. Незважаючи на велику варіабельність, значення вмісту цього металу в листках робінії та клену, були явно нижчими, ніж отримані в подібних експериментах (Aksoy et al., 2000; Hrotkó et al., 2021)

Інші досліджувані у цій роботі метали – Cu та Zn є есенціальними для ряду метаболічних процесів, тому нерозривно пов'язані з

метаболическим функціонуванням біоти (Marschner, 2012). Зокрема, надлишкові концентрації Zn у рослинах,  $>100 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$  (Allen, 1989), можуть призводити до зниження продуктивності листової біомаси (Gupta et al., 2016; Zverkovskiy et al., 2018)

Для нормального функціонування концентрація міді в рослині повинна знаходитись у межах  $4\text{--}15 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ . Вміст міді, вищий за  $25\text{--}30 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$  є небезпечним для рослин (Shaw et al., 2004).

У ґрунтах Cd рідко зустрічається як єдиний забруднювач важких металів, найчастіше він супроводжується наявним у ґрунті Zn (Hammer et al. 2003; Mertens et al., 2005; Rai et al., 2019). Адже поглинання кадмію в рослинні тканини має тенденцію відбуватися в основному через переносники, серед яких і  $\text{Zn}^{2+}$  (Rascio, Navari-Izzo, 2011).

Гальмування процесів надходження Cd часто спостерігаються через умови цинкового дефіциту (Naeem et al., 2015; Farooq et al., 2020). За результатами корелятивного аналізу у ґрунтовому середовищі нами отримані дані, які підтверджують характер подібних синергетичних зв'язків між цими двома металами, хоча отримані коефіцієнти мають середню силу позитивних корелятивних зв'язків ( $r=0.38$ ,  $p=0.047$ ).

В свою чергу функціональні дослідження НМAs (heavy metal ATPases) показали, що ці транспортери потрібно поділяти на дві підгрупи залежно від їхньої специфічності до металів: група Cu/Ag та Zn/Co/Cd/Pb (Tangahu et al. 2011).

Мідь є важливим структурним елементом для багатьох ферментів, однак її надлишок у ґрунтовому середовищі може становити навіть більшу небезпеку, ніж неесенціальний свинець (An, 2006). Для нормального функціонування концентрація міді в рослині повинна знаходитись у межах  $4\text{--}15 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$ . Вміст міді, вищий за  $25\text{--}30 \text{ мг} \cdot \text{кг}^{-1}$  є небезпечним для рослин (Shaw et al., 2004).

У порівнянні із робінією несправжньоакацією, досліджень, які б проводились для іншого описуваного нами виду – клену гостролистого –

не так багато. Рослини із більш широкою листковою пластиною зазвичай мають вищу швидкість транспірації, порівняно із рослинами з дрібними листковими пластинами (Cicek et al., 2004; Baldacchini та ін., 2019).

Таким чином, поглинання металу корінням рослин з широкими листковими пластинами може бути посилене, що призводить до переміщення металів з коренів в інші рослинні тканини (Stalikas et al. 1997; Zheng et al. 2007). Також через широку площу листка ці рослини більш чутливі до накопичення забруднюючих речовин з пилом та дощовою водою (Esfandiari, Hakimzadeh, 2022).

Подібно як і у нашому експерименті, з метою оцінки рівня забруднення навколишнього середовища дослідниками Steindor та ін. (2016) відібрано листя *Acer platanoides* L. та ґрунт в районі Катовіце для оцінювання забруднення Pb, Zn, Cd і Cu. Подібно до отриманих авторами даних, і у наших результатах, якщо ґрунти виявились відносно сильно забрудненими Pb, Zn і Cd, то у рослинному матеріалі містилась незначна кількість цих металів.

Концентрації досліджуваних нами елементів були нижчими у прилеглий лісовій зоні міста (лісопарк Дружби народів), у тих зонах міста, які були найбільш віддаленими від центральної його частини (Придніпровський парк), що узгоджується із даними, отриманими для деяких міст Європи (Pfleiderer et al., 2012; Steindor et al., 2016; Turan et al., 2011). Також, подібно до отриманих нами даних та результатів вказаних авторів, у населеному пункті не прослідковується чіткої залежності між вмістом різних важких металів у ґрунтах.

У публікаціях, присвячених дослідженню впливу важких металів на рослинні об'єкти, все більш у застосуванні коефіцієнт акумулювання або коефіцієнт біоконцентрації, як фактора можливості поглинання рослинами токсичних елементів (Efroymson et al., 2001; Mertens et al., 2005; Hammer et al., 2003; Algreen et al., 2013). За рахунок цього коефіцієнту було розширено дослідження ґрунту, водної системи та опадів, а також

оцінювання забруднення важкими металами в геохімії навколишнього середовища.

Результати порівняння накопичувальних особливостей двох досліджуваних нами порід виявили більш високі акумулятивні властивості клену гостролистого, порівняно із робінією псеудоакацією відносно Zn, Pb and Cd, що відображувалось на знайденому біоконцентраційному коефіцієнті (рис. 5.1. та рис. 5.2.).

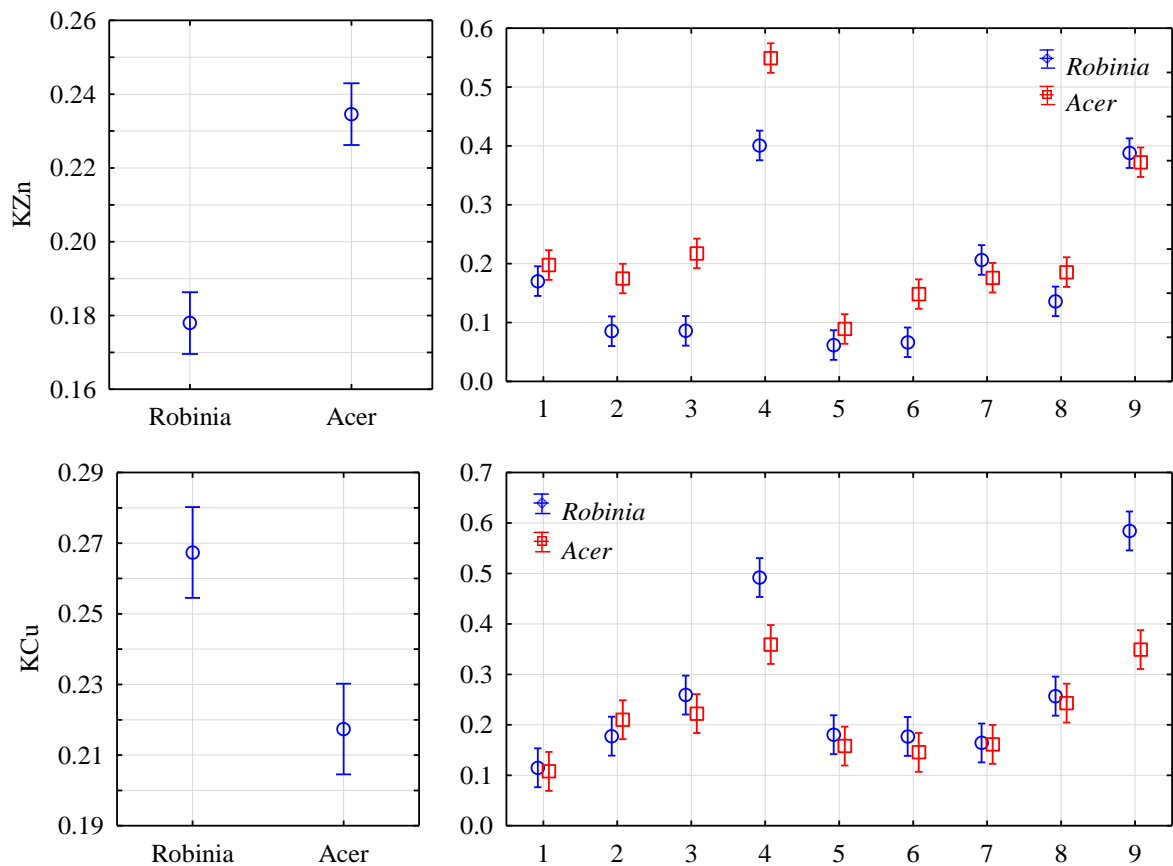


Рисунок 5.1. Зміна біоконцентрації цинку та міді залежно від породи дерев та розташування: 1 – парк Шевченка, 2 – парк Глоби, 3 – парк Сагайдак, 4 – лісопарк Дружби народів, 5 – площа Металургів, 6 – ботанічний сад ДНУ, 7 – парк Новокодацький, 8 – парк «Зелений гай», 9 – парк «Придніпровський».



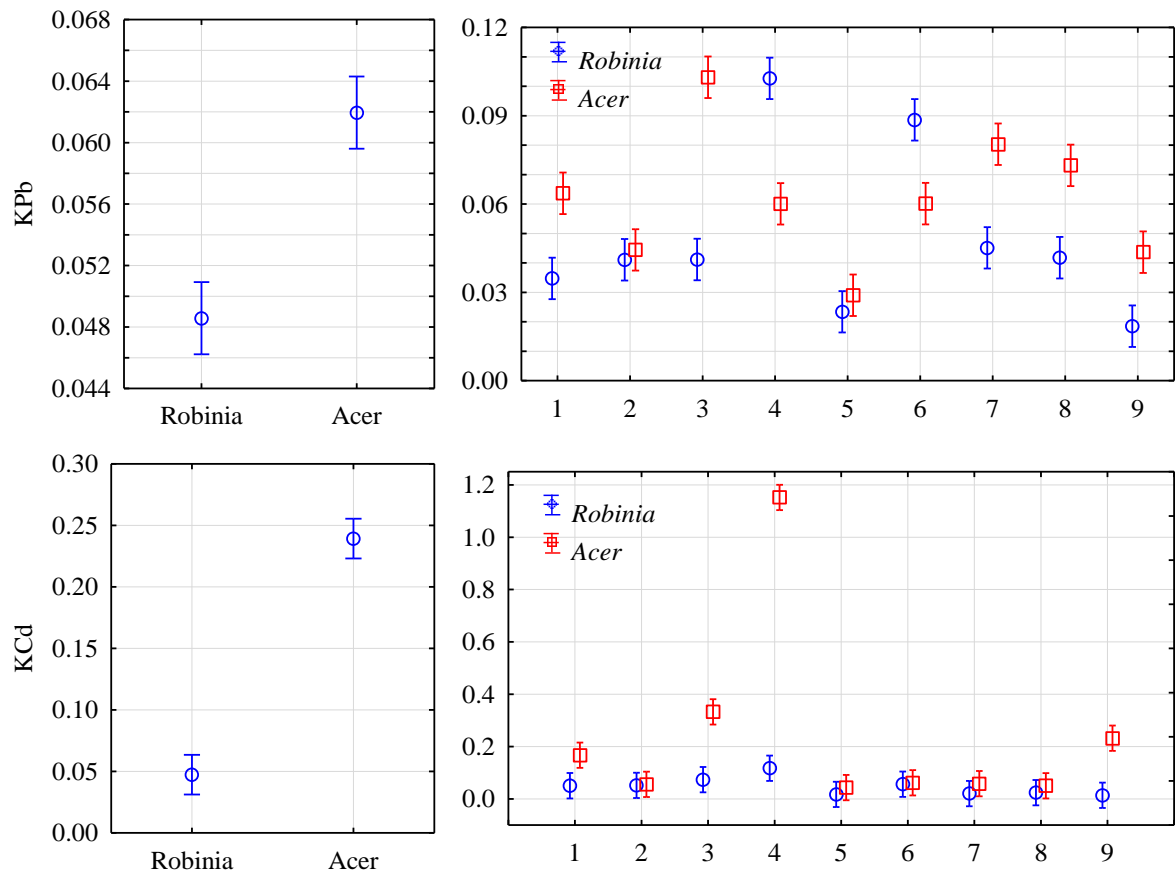


Рисунок 5.2. Зміна біоконцентрації свинцю та кадмію залежно від породи дерев та розташування: 1 – парк Шевченка, 2 – парк Глоби, 3 – парк Сагайдак, 4 – лісопарк Дружби народів, 5 – площа Металургів, 6 – ботанічний сад ДНУ, 7 – парк Новокодацький, 8 – парк «Зелений гай», 9 – парк «Придніпровський».

Для кадмію ця особливість виявлена для кожної із досліджуваних локацій, для цинку виключення становили зразки із Новокодацького парку, щодо плумбуму – на всіх, окрім лісопарку Дружби народів та ботанічного саду ДНУ.

Відмінні тенденції особливостей біоаккумуляції досліджуваних деревних видів виявлено лише для міді. Коефіцієнт біоконцентрації міді робінії майже на усіх досліджуваних ділянках (окрім парку Глоби) є вищим, порівняно із таким для клену.

## ВИСНОВКИ

1. Отримані у результаті досліджень дані свідчать про нерівномірний розподіл вмісту важких металів у ґрунтовому середовищі урбанізованих територій міста Дніпро.

2. Перевищення рівня концентрацій гранично допустимих концентрацій у ґрунті зелених насаджень знайдено лише для Zn. Порівняння концентрацій вмісту Zn, Pb і Cd між двома деревними видами, показало вищі концентрації в листках клена гостролистого, порівняно із робінією псеудоакацією, однак відмінності, як правило, не були суттєвими.

3. Середні концентрації Pb та Cd у ґрунті не перевищували значення встановлених гранично допустимих концентрацій. Порівняно з ґрунтами, листки досліджуваних рослин мали значно менший вміст важких металів з очевидними варіаціями між двома деревними видами.

4. Результати порівняння накопичувальних особливостей двох досліджуваних нами порід виявили більш високі акумулятивні властивості клену гостролистого, порівняно із робінією псеудоакацією відносно Zn, Pb and Cd, що відображувалось на знайденому біоконцентраційному коефіцієнті.

5. Концентрації досліджуваних нами елементів були нижчими у прилеглий до лісової зони міста (лісопарк Дружби народів) та у тих зонах міста, які були найбільш віддаленими від центральної його частини (Придніпровський парк).

6. Згідно з результатами нашого дослідження, клен гостролистий можна висаджувати з пріоритетом у зонах, збагачених плюмбумом та кадмієм, так як порівняно із робінією псеудоакацією, він накопичує ці метали більш інтенсивно.

7. На тлі зростаючого інтересу у використанні деревних видів рослин в системах міських зелених насаджень для пом'якшення негативних впливів навколишнього середовища, спричинених зростанням рівня важких металів, необхідна подальша робота для заповнення тих прогалів, що стосуються особливостей транспортування, накопичення та механізмів взаємодії елементів цієї групи у різних рослинних органах.

## JIITEPATYPA

1. Abhijith, K.V. & Kumar, P. (2019). Field investigations for evaluating green infrastructure effects on air quality in open-road conditions. *Atmos. Environ.*, 201, 132–147.
2. Aksoy, A., Sahin, U. & Duman F (2000). *Robinia pseudoacacia* L. as a possible biomonitor of heavy-metal pollution in Kayseri. *Turk. J. Bot.*, 24(5), 279–284.
3. Algreen, M., Trapp, S. & Rein, A. (2014). Phytoscreening and phytoextraction of heavy metals at Danish polluted sites using willow and poplar trees. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 21, 8992–9001.
4. Amin, H., Arain, B.A., Abbasi, M.S., Jahangir, T.M. & Amin, F. (2018). Potential for phytoextraction of Cu by *Sesamum indicum* L. and *Cyamopsis tetragonoloba* L.: A green solution to decontaminate soil. *Earth Syst. Environ.*, 2, 133–143.
5. An, Y-J. (2006). Assessment of comparative toxicities of lead and copper using plant assay. *Chemosphere*, 62, 1359–1365.
6. Andráš, P., Matos, J.X., Turisová, I., Batista, M.J., Kanianska, R. & Kharbish, S. (2018). The interaction of heavy metals and metalloids in the soil-plant system in the Sao Domingos mining area (Iberian Pyrite Belt. Portugal). *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 25, 20615–20630.
7. Baldacchini, C., Castanheiro, A., Maghakyan, N., Sgrigna, G., Verhelst, J., Alonso, R., Amorim, J.H., Bellan, P., Bojovic, D.D., Breuste, J., Buhler, O., Cantar, I.C., Carinanos, P., Carriero, G., Churkina, G., Dinca, L., Esposito, R., Gawronski, S.W., Kern, M., Le Thiec, D., Moretti, M., Ningal, T., Rantzoudi, E.C., Sinjur, I., Stojanova, B., Anicic Urosevic, M., Velikova, V., Zivojinovic, I., Sahakyan, L., Calfapietra, C. & Samson, R. (2017). How does the amount and composition of PM

- deposited on *Platanus acerifolia* leaves change across different cities in Europe? *Environ Sci Technol.*, 51, 1147–1156.
8. Bijak, S. & Lachowicz, H. (2021). Impact of Tree Age and Size on Selected Properties of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.). *Wood. Forests.* 12(5), 634.
  9. Cao, Y., Zhao, M., Ma, X., Song, Y., Zuo, S., Li, H. & Deng, W. (2021). A critical review on the interactions of microplastics with heavy metals: Mechanism and their combined effect on organisms and humans. *Sci. Total Environ.*, 788, 147620..
  10. Capuana, M. (2011). Heavy metals and woody plants – biotechnologies for phytoremediation. *iForest*, 4, 7–15. DOI: 10.3832/ifor0555-004.
  11. Celik, A., Kartal, A.A., Akdogan, A. & Kaska, Y. (2005). Determining the heavy-metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinia pseudoacacia* L. *Environ. Int.*, 31, 105–112.
  12. Chang, C.Y., Yu, H.Y., Chen, J.J., Li, F. B., Zhang, H. H. & Liu, C. P. (2014). Accumulation of heavy metals in leaf vegetables from agricultural soils and associated potential health risks in the Pearl River Delta, South China. *Environ. Monit. Assess.*, 186, 1547–1560.
  13. Cicek, A. & Koparal, A.S. (2004). Accumulation of sulfur and heavy metals in soil and tree leaves sampled from the surroundings of Tuncbilek Thermal Power Plant. *Chemosphere*, 57(8), 1031–1046.
  14. Efroymsen, R., Sample, B. & Suter, G. (2001). Uptake of inorganic chemicals from soil by plant leaves: Regressions of field data. *Environmental toxicology and chemistry*, 20, 2561–2571.
  15. Esfandiari, M. & Hakimzadeh, M.A. (2022). Assessment of environmental pollution of heavy metals deposited on the leaves of trees at Yazd bus terminals. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 29, 32867–32881.
  16. Fan, M., Xiao, X., Guo, Y., Zhang, J., Wang, E., Chen, W., Lin, Y. & Wei, G. (2018). Enhanced phytoremediation of *Robinia pseudoacacia* in

- heavy metal-contaminated soils with rhizobia and the associated bacterial community structure and function. *Chemosphere*, 197, 729–740.
- 17.FAO (2006). *Guidelines for soil description*. 4th edition Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
  - 18.Farooq, M., Ullah, A., Usman, M. & Siddique, K.H.M. (2020). Application of zinc and biochar help to mitigate cadmium stress in bread wheat raised from seeds with high intrinsic zinc. *Chemosphere*, 260, 127652.
  - 19.Gjorgieva, D., Kadifkova-Panovska, T., Bačeva, K. & Stafilov, T. (2011). Assessment of heavy metal pollution in Republic of Macedonia using a plant assay. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 60(2), 233–240.
  - 20.Gorban, V.A. & Huslysty, A.O. (2018). Some features of the influence of *Robinia pseudoacacia* L. on soils in arid conditions. *Ecol. and Noospher*. 29(1), 47–51.
  - 21.Baycu, G., Tolunay, D., Özden, H. & Günebakan, S. (2006). Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul, *Environmental pollution*, 143(3), 545–554.
  - 22.Gupta, N., Ram, H. & Kumar, R. (2016). Mechanism of zinc absorption in plants: Uptake, transport, translocation and accumulation. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, 15, 89–109.
  - 23.Haider, F.U., Liqun, C., Coulter, J.A., Cheema, S.A., Wu, J., Zhang, R., Wenjun, M. & Farooq, M. (2021). Cadmium toxicity in plants: Impacts and remediation strategies. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 211, 111887.
  - 24.Hammer, D., Kayser, A. & Keller, C. (2003). Phytoextraction of Cd and Zn with *Salix viminalis* in field trials. *Soil Use Manag.*, 19, 187–192.
  - 25.He, W., Wang, S., Wang, Y., Lu, M. & Shi, X. (2023). Effect of Pb Stress on Ionome Variations and Biomass in *Rhus chinensis* Mill. *Forests*, 14, 528.

26. Holoborodko, K. K., Sytnyk, S. A., Lovynska, V. M., Ivanko, I. A., Loza, I. M. & Brygadyrenko, V. V. (2022). Impact of invasive species *Parectopa robiniella* (Gracillariidae) on fluorescence parameters of *Robinia pseudoacacia* in the conditions of the steppe zone of Ukraine. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, 13(3), 324-330.
27. Hrotkó, K., Gyeveki, M., Sütöriné, D.M., Magyar, L., Mészáros, R., Honfi, P. & Kardos, L. (2020). Foliar dust and heavy metal deposit on leaves of urban trees in Budapest (Hungary). *Environ. Geochem. Health*, 43(5), 1927–1940.
28. IUSS Working Group WRB. (2015). *World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015*. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. (World Soil Resources Reports No. 106). FAO, Rome. URL: <http://www.fao.org/3/i3794en/I3794en.pdf>
29. Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (2001). *Trace elements in soils and plants* (3rd ed.). Boca Raton: CRC Press.
30. Kayiranga, A., Li, Z., Isabwe, A., Ke, X., Simbi, C. H., Ifon, B. E., Yao, H., Wang, B. & Sun, X. (2023). The Effects of Heavy Metal Pollution on Collembola in Urban Soils and Associated Recovery Using Biochar Remediation: A Review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(4), 3077.
31. Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y.M., Huang, Y.Z., & Zhu, Y.G. (2008). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China *Environ. Pollut.*, 152, 686–692.
32. Kloke A, Sauerbeck DC, Vetter H (1984) The contamination of plants and soils with heavy-metals and the transport of metals in terrestrial food chains. In J.O. Nriagu (Ed.), *Changing metal cycles and human health* (pp. 113–141). Dahlem Konferenzen, Berlin.

33. Kosiorek, M., Modrzewska, B. & Wyszowski, M. (2016). Levels of selected trace elements in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), silver birch (*Betula pendula* L.), and Norway maple (*Acer platanoides* L.) in an urbanized environment. *Environ. Monit. Assess.*, 188(10), 598.
34. Kowalski, A. & Frankowski, M. (2016). Seasonal variability of mercury concentration in soils, buds and leaves of *Acer platanoides* and *Tilia platyphyllos* in central Poland. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 23(10), 9614–9624.
35. Kubier, A., Wilkin, R., & Pichler, Th. (2019). Cadmium in soils and groundwater: A review. *Applied Geochemistry*, 108, 1–16.
36. Kunakh, O. M., Ivanko, I. A., Holoborodko, K. K., Lisovets, O. I., Volkova, A. M., & Zhukov, O. V. (2022). Urban park layers: Spatial variation in plant community structure. *Biosystems Diversity*, 30(3), 274–288.
37. Lata, S., Kaur, H.P., & Mishra, T. (2019). Cadmium bioremediation: a review. *Int. J. Pharm. Sci. Res.*, 10, 4120–4128.
38. Lovynska, V.M., Sytnyk, S.A., Holoborodko, K.K., Ivanko, I.A., Buchavyi, Yu.V., & Alekseeva, A.A. (2022). Study on accumulation of heavy metals by green plantations in the conditions of industrial cities. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, 6, 117–122.
39. Ma, W., Zhao, B. & Ma, J. (2019). Comparison of heavy metal accumulation ability in rainwater by 10 sponge city plant species. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 26, 26733–26747.
40. Mertens, J., Luyssaert, S. & Verheyen, K. (2005). Use and abuse of trace metal concentrations in plant tissue for biomonitoring and phytoextraction. *Environ. Pollut.*, 138, 1–4.
41. Midula, P., Wiche, O., Andráš, P. & Wiese, P. (2017). Concentration and bioavailability of toxic trace elements, germanium and rare earth elements in contaminated areas of the Davidschacht dump-field in Freiberg (Saxony). *Freiberg Ecol.*, 2, 101–112.



42. Miller, J.R., Hudson-Edwards, K.A., Lechler, P.J., Preston, D. & Macklin, M.G. (2004). Heavy metal contamination of water, soil and produce within riverine communities of the Rio Pilcomayo basin, Bolivia. *Sci. Total Environ.*, 320, 189–209.
43. Mleczek, M., Budka, A., Gąsecka, M., Budzyńska, S., Drzewiecka, K., Magdziak, Z., Rutkowski, P., Goliński, P. & Niedzielski, P. (2023). Copper, lead and zinc interactions during phytoextraction using *Acer platanoides* L. – a pot trial. *Environ Sci. Pollut. Res. Int.*, 30(10), 27191–27207.
44. Nadgórska-Socha, A., Kandziora-Ciupa, M., Trzęsicki, M. & Barczyk, G. (2017). Air pollution tolerance index and heavy metal bioaccumulation in selected plant species from urban biotopes. *Chemosphere*, 183, 471–482.
45. Naeem, A., Saifullah, Farooq, M. & Ghafoor, A. (2015). Suppression of cadmium concentration in wheat grains by silicon is related to its application rate and cadmium accumulating abilities of cultivars. *J. Sci. Food Agric.*, 95, 2467–2472.
46. Oliva, S.R. & Rautio, P. (2004). Could ornamental plants serve as a passive biomonitors in urban areas? *J. Atmos. Chem.*, 49, 137–138.
47. Pfliegerer, S., Englisch, M. & Reiter, R. (2012). Current state of heavy metal contents in Vienna soils. *Environ. Geochem. Health.*, 34(6), 665–675.
48. Rai, P.K., Lee, S.S., Zhang, M., Tsang, Y.F. & Kim, K. (2019). Heavy Metals in Food Crops: Health Risk, Fate, Mechanisms, and Management. *Environmental International*, 125, 365–385.
49. Rascio, N. & Navari-Izzo, F. (2011). Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Sci.*, 180, 169–181.
50. Shaw, B.P., Sahu, S.K. & Mishra, R.K. (2004). Heavy-metal induced oxidative damage in terrestrial plants (2nd ed.) In M.N.V. Prasad (Ed.),

- Heavy-metal stress in plants: from molecules to ecosystems* (pp. 84–126). Springer-Verlag: Berlin Heidelberg.
51. Shojaee Barjoe, S., Malverdi, E., Kouhkan, M., Alipourfard, I., Rouhani, A., Farokhi, H. & Khaledi, A. (2023). Health assessment of industrial ecosystems of Isfahan (Iran) using phytomonitoring: Chemometric, micromorphology, phytoremediation, air pollution tolerance and anticipated performance indices. *Urban Climate*, 48, 1–27.
  52. Shupranova, L.V., Holoborodko, K.K., Seliutina, O.V. & Pakhomov, O.Y. (2019). The influence of *Cameraria ohridella* (Lepidoptera, Gracillariidae) on the activity of the enzymatic antioxidant system of protection of the assimilating organs of *Aesculus hippocastanum* in an urbogenic environment. *Biosystems Diversity*, 27(3), 238–243.
  53. Skuza, L., Szućko-Kociuba, I., Filip, E. & Bożek, I. (2022). Natural Molecular Mechanisms of Plant Hyperaccumulation and Hypertolerance towards Heavy Metals. *Int. J. Mol. Sci.*, 23(16), 9335.
  54. Stafilov, T., Šajin, R., Pančevski, Z., Boev, B., Frontasyeva, M.V. & Strelkova, L.P. (2010). Heavy-metal contamination of surface soils around a lead and zinc smelter in the Republic of Macedonia. *J. Hazard Mater.*, 175, 896–914.
  55. Steindor, K.A., Franiel, I.J., Bierza, W.M., Pawlak, B. & Palowski, B.F. (2016). Assessment of heavy metal pollution in surface soils and plant material in the post-industrial city of Katowice, Poland. *J. Environ. Sci. Health*, 51(5), 371–379.
  56. Sytnyk, S., Lovynska, V. & Lakyda, I. (2017). Foliage biomass qualitative indices of selected forest forming tree species in Ukrainian Steppe. *Folia Oecologica*, 44, 38–45.
  57. Sytnyk, S., Lovynska, V., Kharytonov, M., Rula, I., Poliakh, V. & Roubík, H. (2023). Thermal analysis of aboveground biomass of the two species cultivated in artificial forest plantations in marginal lands of Ukraine. *International Journal of Environmental Studies*, 80(1), 148–157.

58. Tangahu, B.V., Sheikh Abdullah, S.R., Basri, H., Idris, M., Anuar, N. & Mukhlisin, M. (2011). A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering*, (4), 1–31.
59. Turan, D., Kocahakimoglu, C., Kavcar, P., Gaygısız, H., Atatanir, L., Turgut, C. & Sofuoglu, S.C. (2011). The use of olive tree (*Olea europaea* L.) leaves as a bioindicator for environmental pollution in the Province of Aydın, Turkey. *Environ Sci Pollut Res.*, 18, 355–364.
60. Tzvetkova, N. & Petkova, K. (2015). Bioaccumulation of heavy metals by the leaves of *Robinia pseudoacacia* as a bioindicator tree in industrial zones. *J. Environ. Biol.*, 36, 59–63.
61. Ullrich, S.M., Ramsey, M.H. & Helios-Rybicka, E. (1999). Total and exchangeable concentrations of heavy metals in soils near Bytom, an area of Pb/Zn mining and smelting in Upper Silesia, Poland. *Appl. Geochem.*, 14, 187–196.
62. Vardhan, K.H., Kumar, P.S. & Panda, R.C. (2019). A Review on Heavy Metal Pollution, Toxicity and Remedial Measures: Current Trends and Future Perspectives. *J. Mol. Liq.*, 290, 111197.
63. Viger, M., Smith, H.K., Cohen, D., Dewoody, J., Trewin, H., Steenackers, M., Bastien, C. & Taylor, G. (2016). Adaptive mechanisms and genomic plasticity for drought tolerance identified in European black poplar (*Populus nigra* L.). *Tree Physiology*, 36(7), 909–928.
64. Wang, J., Zhen, J., Hu, W., Chen, S., Lizaga, I., Zeraatpisheh, M. & Yang, X. (2023). Remote sensing of soil degradation: Progress and perspective. *International Soil and Water Conservation Research*. Article in Press.
65. Wiche, O., Zertani, V., Hentschel, W., Achtziger, R. & Midula, P. (2017). Germanium and rare earth elements in topsoil and soil-grown plants in different land use types in the mining area of Freiberg (Saxony). *J. Geochem. Explor.*, 175, 120–129.

66. Wilkaniec, A., Borowiak-Sobkowiak, B., Irzykowska, L., Breś, W., Świerk D., Pardela, L., Durak, R., Środulska-Wielgus, J. & Wielgus, K. (2021). Biotic and abiotic factors causing the collapse of *Robinia pseudoacacia* L. veteran trees in urban environments. *PLoS One*, 16(1), e0245398.
67. Wu, S., Peng, S., Zhang, X., Wu, D., Luo, W., Zhang, T., Zhou, S., Yang, G., Wan, H. & Wu, L. (2015). Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soils in Dongguan, China. *J. Geochem. Explor.*, 148, 71–78.
68. Xiong, T., Dumat, C., Pierart, A., Shahid, M., Kang, Y., Li, N., Bertoni, G. & Laplanche, C. (2016). Measurement of metal bioaccessibility in vegetables to improve human exposure assessments: field study of soil–plant–atmosphere transfers in urban areas, South China. *Environmental Geochemistry and Health*, 38, 1283–1301.
69. Zhang, H., Pap, S., Taggart, M.A., Boyd, K.G., James, N.A. & Gibb, S.W. (2020). A review of the potential utilisation of plastic waste as adsorbent for removal of hazardous priority contaminants from aqueous environments. *Environ. Pollut.*, 258, 113698.
70. Zhou, Q., Yang, N., Li, Y., Ren, B., Ding, X., Bian, H. & Yao, X. (2020). Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017. *Glob. Ecol. Conserv.*, 22, e00925.