

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ХАРЧОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ**

**Інститут (факультет) Біотехнології та екологічного контролю
Кафедра Екології та екоменеджменту**

«До захисту в ЕК»

«До захисту допущено»

Директор інституту (декан факультету)

Завідувач кафедри

(підпис) Наталія ГРЕГІРЧАК
(ім'я та прізвище)

(підпис) Ігор ЯКИМЕНКО
(ім'я та прізвище)

«09» _____ грудня 2025 р.

«09» _____ грудня 2025 р.

**КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА
НА ЗДОБУТТЯ ОСВІТНЬОГО СТУПЕНЯ МАГІСТРА**

зі спеціальності _____ 101 «Екологія»
(код та назва спеціальності)

освітньо-професійної програми «Екологія, екоменеджмент та екоаудит»

на тему: Вивчення поглинальної здатності рослин по відношенню до іонів
свинцю методом біотестування

Виконав: здобувач ІІ курсу, групи 2М

Шеліна Єлизавета Микитівна
(прізвище, ім'я, по батькові повністю) _____ (підпис)

Керівник Маджд Світлана Михайлівна
(прізвище, ім'я та по батькові повністю) _____ (підпис)

Консультанти _____ (ім'я та прізвище) _____ (підпис)

_____ (ім'я та прізвище) _____ (підпис)

_____ (ім'я та прізвище) _____ (підпис)

Рецензент Оксана Шульга
(ім'я та прізвище) _____ (підпис)

Я як здобувач(ка) Національного університету харчових технологій розумію і підтримую політику університету з академічної доброчесності. Я не надавав(-ла) і не одержував(-ла) недозволеної допомоги під час підготовки цієї роботи. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

Здобувач _____
(підпис)

Київ – 2025 р.

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ХАРЧОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ

Інститут (факультет) Біотехнології та екологічного контролю

Кафедра Екології та екоменеджменту

Освітній ступінь магістр

Спеціальність 101 «Екологія»

(код і назва)

Освітньо-професійна програма «Екологія, екоменеджмент та екоаудит»

(назва)

ЗАТВЕРДЖУЮ

Завідувач кафедри проф. Якименко І.Л.

“ 30 ” вересня 2025 року

ЗАВДАННЯ

НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ ЗДОБУВАЧА

Шеліної Єлизавети Микитівни

(прізвище, ім'я, по батькові)

1. Тема роботи Вивчення поглинальної здатності рослин по відношенню до іонів свинцю методом біотестування

керівник роботи Маджд Світлана Михайлівна, професор, доктор технічних наук

(прізвище, ім'я, по батькові, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом закладу вищої освіти від “05” листопада 2025 року №912кс

2. Строк подання здобувачем роботи 10 грудня 2025 р.

3. Вихідні дані до роботи Нормативні та наукові джерела щодо біотестування і фіторемедіації, вхідні данні про концентрацію Pb^{2+} у розчинах та умови проведення експерименту.

4. Зміст пояснювальної записки (перелік питань, які потрібно розробити) Вступ, Теоретичні засади забруднення довкілля важкими металами та сучасні методи фіторемедіації, Біотестування як метод оцінки токсичності та поглинальної здатності рослин, Матеріали та методи дослідження поглинання іонів свинцю, Результати. Експериментального біотестування та оцінка ефективності фіторемедіації, Висновки, Список використаних джерел.

5. Перелік графічного матеріалу _____

6. Консультанти розділів роботи

Розділ	Прізвище, ініціали та посада консультанта	Підпис, дата	
		завдання видав	завдання прийняв

7. Дата видачі завдання _____ 30.09.2025 р. _____

КАЛЕНДАРНИЙ ПЛАН

№	Назва етапів виконання кваліфікаційної роботи	Строк виконання етапів роботи	Примітка
1	Вступ	30.09.2025 – 08.10.2025	Виконане
2	Розділ 1. Воєнні екологічні катастрофи та забруднення важкими металами: особливості поглинальної здатності рослин	10.10.2025 – 26.10.2025	Виконане
3	Розділ 2. Матеріали та методи дослідження	28.10.2025 – 06.11.2025	Виконане
4	Розділ 3. Результати дослідження	07.11.2025 – 13.11.2025	Виконане
5	Висновки. Список використаної літератури	14.11.2025 – 28.11.2025	Виконане
6	Презентація	29.12.2025 – 06.12.2025	Виконане

Здобувач _____
(підпис)

Єлизавета ШЕЛІНА _____
(прізвище та ініціали)

Керівник роботи _____
(підпис)

Світлана МАДЖД _____
(прізвище та ініціали)

АНОТАЦІЯ

Шеліна Є.М. Вивчення поглинальної здатності рослин по відношенню до іонів свинцю методом біотестування. – Кваліфікаційна робота на правах рукопису.

Спеціальність 101 «Екологія» (ОНП «Екологія, екоменеджмент та екоаудит») – Національний університет харчових технологій, Київ, 2025.

На сьогоднішній день вивчення поглинальної здатності рослин до іонів важких металів є актуальним напрямом екологічних досліджень, оскільки важкі метали, зокрема свинець, становлять значну загрозу для довкілля та здоров'я людини. Метод біотестування дозволяє оцінити ефективність рослин у процесі фітореMediaції забруднених середовищ, сприяючи розробці технологій очищення води від токсичних елементів.

В магістерській роботі розглядаються механізми поглинання іонів свинцю рослинами з використанням методів ризофільтрації та фітобіотестування. Здійснено експериментальний аналіз впливу різних концентрацій ацетату свинцю на морфометричні та біохімічні показники рослин, розраховано індекс проростання та оцінено ефективність зниження токсичності розчинів.

Наукова новизна:

1. Запропоновано оптимальні схеми пророщення насіння для оцінки ризофільтраційної активності.
2. Проведено порівняльний аналіз поглинальної здатності рослин до іонів свинцю з урахуванням концентрацій, що перевищують ГДК, методом фітобіотестування.
3. Здійснено експериментальну оцінку впливу рослин на токсичність розчинів ацетату свинцю. Проведено кількісну оцінку ефективності фітореMediaції.

Практичне значення: Отримані результати можуть бути використані для вдосконалення методів фітореMediaції забруднених водних об'єктів, моніторингу екологічного стану територій та розробки рекомендацій щодо застосування рослин у системах очищення різних типів середовищ від важких металів, що буде сприяти збереженню біорізноманіття та зменшенню антропогенного навантаження на екосистеми.

Ключові слова: ФІТОРЕМЕДІАЦІЯ, РІЗОФІЛЬТРАЦІЯ, БІОТЕСТУВАННЯ, ІОНИ СВИНЦЮ, ІНДЕКС ПРОРОСТАННЯ, ПОГЛИНАЛЬНА ЗДАТНІСТЬ РОСЛИН, ГОРОХ, КРЕС – САЛАТ.

ANNOTATION

Shelina, E.M. Study of the absorption capacity of plants in relation to lead ions using the biotesting method. – Qualification work as a manuscript.

Specialty 101 “Ecology” (ONP “Ecology, Eco-Management and Eco – Audit”) – National University of Food Technologies, Kyiv, 2025.

Today, studying the absorption capacity of plants for heavy metal ions is a relevant area of environmental research, since heavy metals, particularly lead, pose a significant threat to the environment and human health. The biotesting method allows assessing the effectiveness of plants in the process of phytoremediation of contaminated environments, contributing to the development of technologies for cleaning water and soil from toxic elements.

The master's thesis considers the mechanisms of lead ion absorption by plants using rhizofiltration and phytobiotesting methods. An experimental analysis of the effect of different concentrations of lead acetate on the morphometric and biochemical parameters of plants was carried out, the germination index was calculated, and the effectiveness of reducing the toxicity of solutions was evaluated.

Scientific novelty:

1. Optimal seed germination schemes for assessing rhizofiltration activity were proposed.

2. A comparative analysis of the absorption capacity of plants for lead ions was carried out, taking into account concentrations exceeding the MPC, using the phytobiological testing method.

3. An experimental assessment of the effect of plants on the toxicity of lead acetate solutions was carried out. A quantitative assessment of the effectiveness of phytoremediation was carried out.

Practical significance: The results obtained can be used to improve methods of phytoremediation of polluted water bodies, monitor the ecological state of

territories, and develop recommendations for the use of plants in systems for cleaning various types of environments from heavy metals, which will contribute to the preservation of biodiversity.

Keywords: PHYTOREMEDIATION, RHIZOFILTRATION, BIOTESTING, LEAD IONS, GERMINATION INDEX, PLANT ABSORPTION CAPACITY, PEAS, WATERCRESS.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ.....	9
ВСТУП.....	10
РОЗДІЛ 1	
ВОЄННІ ЕКОЛОГІЧНІ КАТАСТРОФИ ТА ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ. ОСОБЛИВОСТІ ПОГЛИНАЛЬНОЇ ЗДАТНОСТІ РОСЛИН.....	13
1.1 Екологічні наслідки забруднення важкими металами та вплив воєнних деструктивних чинників на екосистеми.....	13
1.2 Біотестування як метод оцінки токсичності середовища та поглинальної здатності рослин.....	16
1.3 Фіторемедіація як сучасний інноваційний інструмент детоксикації довкілля.....	19
1.4 Механізми поглинання Pb^{2+} рослинами і роль ризосфери.....	22
1.5 Методи екологічно безпечної утилізації фітомаси після біотестування.....	25
РОЗДІЛ 2	
МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	29
2.1 Вибір рослинного матеріалу, підготовка насіння та методичне забезпечення біотестування.....	29
РОЗДІЛ 3	
РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	41
3.1 Результати визначення оптимальних умов пророщення насіння гороху сорту Ароніс.....	41
3.2 Результати дослідження впливу іонів свинцю (Pb^{2+}) на ріст проростків крес-салату за різних умов попереднього вирощування проростків гороху на водному середовищі.....	49

3.3 Розрахунок індексу зменшення токсичності.....	52
ВИСНОВКИ.....	58
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ.....	61

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СИМВОЛІВ, ОДИНИЦЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

ДНК	дезоксирибонуклеїнова кислота
ДСТУ	державний стандарт України
ГДК	гранично допустима концентрація
ІЗТ	індекс зменшення токсичності
ІКБГІ	Інститут клітинної біології та генетичної інженерії
НАН	Національна академія наук
ОВД	оцінка впливу на довкілля
ОНП	освітньо-наукова програма
РНК	рибонуклеїнова кислота
США	Сполучені Штати Америки
ФБ	фітобіотестування
APX	Ascorbate Peroxidase
CAT	Catalase
COST	Cooperation in Science and Technology
GI	Germination Index — індекс проростання
ISO	International Organization for Standardization
ONP	Educational and Scientific Program
POD	Peroxidase
ROS	Reactive Oxygen Species
SOD	Superoxide Dismutase

ВСТУП

Забруднення довкілля важкими металами, зокрема свинцем (Pb^{2+}), є однією з найбільш гострих екологічних проблем сучасності. Свинець накопичується у водних екосистемах та біологічних об'єктах внаслідок інтенсивної промислової діяльності, транспорту, гірничодобувних процесів і, особливо, воєнних дій, що призводить до деградації екосистем та становить загрозу для здоров'я населення [1]. За даними ВООЗ, навіть незначні концентрації Pb^{2+} здатні викликати у людини тяжкі неврологічні та репродуктивні порушення. У післявоєнних умовах України, де екологічне навантаження зростає через руйнування промислових об'єктів та інфраструктури, питання очищення середовища від іонів свинцю набуває особливої актуальності.

Досвід країн ЄС свідчить, що інтеграція біоремедіаційних технологій у стратегії сталого розвитку сприяє зниженню техногенного навантаження на довкілля та відновленню екосистем. Одним з ефективних підходів до відновлення забруднених територій є фіторемедіація, що ґрунтується на здатності рослин акумулювати та нейтралізувати токсиканти [3,4]. Важливою складовою оцінки ефективності фіторемедіації є метод біотестування, який дозволяє кількісно визначати токсичність середовища та ефективність поглинання забруднювачів, тобто фітодезактивації.

Актуальність роботи. В умовах сучасної екологічної кризи та потреби у відновленні довкілля України після воєнних руйнувань особливої актуальності набуває дослідження здатності рослин до поглинання іонів свинцю. Вжиток методів біотестування дозволяє поєднати наукові підходи з практичними завданнями очищення водних екосистем. Вивчення цих процесів є основою для впровадження екологічно безпечних технологій та розробки рекомендацій для природоохоронних стратегій.

Мета роботи: дослідження можливості використання методу біотестування для оцінки ефективності процесу фітореMediaції забруднених свинцем середовищ на прикладі рослин гороху сорту Ароніс та крес-салату.

Основні завдання роботи:

- проаналізувати основні джерела забруднення довкілля іонами свинцю;
- дослідити поглинальну здатність рослин (горох) до Pb^{2+} за допомогою біотестування (крес–салат);
- провести морфометричний аналіз проростків для визначення впливу іонів свинцю на ріст та розвиток рослин;
- розрахувати індекс проростання (GI) як кількісний показник ефективності зниження токсичності середовища.

Об’єкт дослідження: процес поглинання та акумуляції іонів свинцю рослинами у контрольованих умовах.

Предмет дослідження: методи біотестування та фіто–біотестування, дозволяють оцінити токсичність середовища та ефективність ризофільтрації іонів свинцю рослинами.

Методи дослідження:

- біотестування з використанням тест – рослин;
- морфометричний та біохімічний аналіз проростків;
- розрахунок індексу проростання;
- статистична обробка результатів.

Наукова новизна:

- досліджено поглинальну здатність рослин гороху сорту Ароніс щодо іонів свинцю у водній культурі;
- визначено ефективність фітореMediaції Pb^{2+} на рівні до 55 % зниження токсичності при вихідній концентрації 100 мг/л;

- встановлено морфометричні та біохімічні показники росту проростків за різних рівнів забруднення;
- обґрунтовано можливість використання результатів у програмах екологічного відновлення післявоєнних територій.

Практичне значення: результати можуть бути застосовані для створення систем біотестування токсичності водних середовищ, оптимізації процесів фіторемедіації, планування екологічних програм очищення територій від важких металів та зменшення їхнього впливу на довкілля.

Особистий внесок здобувача: кваліфікаційну роботу виконано самостійно. Експериментальні дослідження проведено у лабораторії радіаційної епігеноміки ІКБГІ НАН України за участю наукового керівника.

Структура і обсяг кваліфікаційної роботи: робота складається зі вступу, трьох розділів, висновків, списку використаних джерел (28 найменувань). Виконано на 65 сторінках друкованого тексту, ілюстровано 15 рисунками, 5 таблицями.

РОЗДІЛ 1

ВОЄННІ ЕКОЛОГІЧНІ КАТАСТРОФИ ТА ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ: ОСОБЛИВОСТІ ПОГЛИНАЛЬНОЇ ЗДАТНОСТІ РОСЛИН

1.1 Екологічні наслідки забруднення важкими металами та вплив воєнних деструктивних чинників на екосистеми

Воєнні дії призводять до глибоких і довготривалих змін у водних екосистемах, які є одними з вразливих компонентів природного середовища [6]. Руйнування інфраструктури, вибухи, пожежі, потрапляння техногенних відходів і залишків боєприпасів створюють складні суміші забруднювачів, що проникають у поверхневі та підземні води [5]. Центральне місце серед них належить важким металам, зокрема свинцю (Pb^{2+}), який має високу стабільність, здатність до біоаккумуляції та токсичність для всіх рівнів організації живих систем — від клітин до популяцій водних рослин та гідробіонтів. Основними джерелами надходження Pb^{2+} у водні об'єкти є детонаційні продукти, металеві фрагменти боєприпасів, залишки військової техніки, змиви з територій після вибухів, а також атмосфено-аерозольні випадіння [1,2]. Під час вибуху частинки свинцю переходять у дрібнодисперсну форму, яка легко переноситься повітрям і водними потоками, а потім осідає у річках, озерах та штучних водоймах.

На відміну від органічних забруднювачів, Pb^{2+} не розкладається у водному середовищі, не мінералізується й зберігається у доступних формах тривалий час [3]. Поводження свинцю у водних системах має низку особливостей. Чимало іонів Pb^{2+} перебувають у розчиненому стані та безпосередньо доступні водним рослинам і гідробіонтам. Інша частина зв'язується з детритом, завислими частинками або органічними речовинами, формуючи колоїдні комплекси, які можуть переміщуватися на

значні відстані. Осідаючи на дно, Pb^{2+} накопичується у донних відкладах, звідки під дією змін температури, кисневого режиму або рН здатний повторно надходити у воду створюючи тривалий «резервуар» – вторинного забруднення [13, 15].

Водні екосистеми є чутливими до забруднення свинцем, у водоростей Pb інгібує фотосинтетичні реакції, знижує вміст хлорофілу, порушує структуру тилакоїдних мембран і гальмує процеси росту. Надлишок Pb призводить до зміни кольору водоростей, втрати рухливості одноклітинних форм та порушення їхнього метаболізму. Для макрофітів – елодеї, ряски – характерними проявами токсичності є зменшення інтенсивності росту, скорочення довжини коренів, потемніння або побуріння листкових пластинок, поява некротичних плям та зниження фотосинтетичної активності [9].

Гідробіонти також є чутливими індикаторами присутності важких металів. Свинець проникає у тканини риб через зябра або травну систему, порушує транспорт іонів, інгібує ферментативні процеси, викликає порушення дихання й накопичується у печінці та кісткових структурах. У ракоподібних Pb впливає на осморегуляцію, знижує рухливість та репродуктивну здатність. Нематоди, молюски та інші донні організми зазнають токсичної дії Pb, оскільки саме донні відклади стають основним резервуаром важких металів після активних бойових дій. Виняткової уваги потребує вплив Pb^{2+} на водні рослини, які виконують структурну, трофічну та стабілізуючу функції у водних екосистемах. Макрофіти забезпечують поглинання поживних елементів, стабілізацію берегових зон, формування місць проживання гідробіонтів [7].

Потрапляння свинцю у воду порушує ці функції. Іони Pb^{2+} пригнічують ферментативні системи, відповідальні за синтез білків та гормонів росту, підвищують проникність мембран і активують утворення реактивних форм кисню (ROS). У відповідь на стрес рослини змінюють пігментний склад,

уповільнюють біосинтез, знижують швидкість фотосинтезу та транспірації [6, 9].

У разі високих концентрацій Pb водні рослини втрачають здатність до нормального росту та розмноження, що зменшує їхній внесок у підтримання кисневого балансу та очищення води. Втрата рослинності або її часткове пригнічення неминуче впливає на функціонування всієї водної екосистеми: зменшуються місця укриття й нересту риб, порушуються харчові ланцюги, знижується біорізноманіття, а стійкість екосистеми до зовнішніх впливів падає.

Важливо, що навіть низькі концентрації Pb можуть викликати виражені зміни у водних рослин і гідробіонтів, якщо тривало впливають на систему. Тривале хронічне забруднення, характерне для післявоєнних територій, формує приховану токсичність, яка не завжди помітна за результатами хімічного аналізу, але добре проявляється у біологічних показниках. Рослини та водорості, чутливі до металів, відображають реальний стан середовища, реагуючи раніше, ніж з'являються видимі ознаки деградації.

Воєнні дії змінюють гідрологічні умови: руйнуються русла малих річок, порушуються гідротехнічні споруди, відбуваються неконтрольовані скиди забруднень. У результаті змінюється швидкість течії, підвищується каламутність, зменшується концентрація розчиненого кисню, що в поєднанні з токсичним навантаженням створює додаткові стресові фактори для водних рослин. Відсутність рослинного покриву на берегах після вибухів і пожеж пришвидшує ерозію, збільшуючи надходження до водойм завислих частинок разом з металами [5].

Тривалі екологічні наслідки забруднення Pb у водних системах виявляються у зміні видового складу, зменшенні біомаси водоростей і макрофітів, зсуві співвідношення між основними групами гідробіонтів, накопиченні Pb у харчових ланцюгах та зниженні загальної

біопродуктивності. Такі зміни є критичними для екологічної безпеки, оскільки свинець, накопичуючись у рибі або інших водних організмах, може передаватися людині. Комплексний характер забруднення та його наслідків робить необхідним застосування не лише хімічних, а й біологічних методів оцінки. Оскільки реакція водних рослин є прямим індикатором токсичності середовища, особливого значення набуває біотестування — метод, що дозволяє оцінити сумарний ефект токсикантів на живі організми [8].

1.2 Біотестування як метод оцінки токсичності середовища та ефективності поглинання важких металів рослинами

Біотестування розглядається як один із ключових підходів для визначення токсичності природних та антропогенно змінених середовищ [8]. Суть цього методу полягає у фіксації реакцій живих організмів на дію забруднювачів, що дозволяє оцінювати фактичний екологічний ефект, а не лише хімічний склад середовища. Хімічний аналіз показує наявність і концентрацію шкідливих речовин, проте не відображає їхнього впливу на біоту. Саме тому біотестування дає змогу виявляти токсичність навіть за малих концентрацій полютантів та враховувати сумарний вплив різних компонентів забруднення, включно з продуктами їх взаємодії.

Метод базується на аналізі змін, що виникають у тест – організмів під дією токсикантів. Це можуть бути уповільнення ростових процесів, зміни пігментації, зниження життєздатності, порушення фотосинтетичних реакцій, деформації тканин або зміни ферментативної активності. Кожен вид має власні межі допустимого впливу, і їх перевищення спричиняє появу стійких негативних реакцій. Саме ці реакції використовують для кількісної характеристики токсичності [3]. Підбір тест – об'єктів визначається типом середовища та ціллю дослідження. У дослідженнях водних систем часто

застосовують водорості, дафній, дрібних ракоподібних, риб або водні вищі рослини. В еколого – токсикологічній практиці особливе місце належить рослинам, оскільки вони чутливо реагують на зміни умов середовища та дозволяють отримувати відтворювані результати.

Фіто–біотестування становить окрему групу методів і передбачає використання рослин як індикаторів токсичності. Рослини постійно взаємодіють із водою, тому їхні морфологічні зміни добре відображають рівень забруднення. Давати кількісну оцінку токсичності дозволяють такі показники, як довжина коренів, висота пагонів, швидкість проростання, маса рослинної біомаси тощо. До найбільш поширених рослин – тестерів належать крес – салат, ряска, елодея, горох, пшениця, ячмінь – види, що мають швидкий цикл розвитку та високу чутливість до токсикантів [3, 9].

Серед основних проявів токсичної дії в рослин спостерігають затримку проростання насіння, скорочення довжини коренів, появу некротичних ділянок, хлороз листків або зміни забарвлення. Такі ознаки дозволяють не лише зафіксувати факт токсичного впливу, а й визначити його силу порівняно з контрольними умовами. У дослідженнях стану водних екосистем фітотести застосовують для оцінювання впливу промислових стоків, поверхневих вод або очищених зразків після технологічних процесів [8]. Рослини оперативно реагують на надлишок важких металів, органічних забруднювачів та продуктів горіння, що робить цей метод інформативним і зручним для моніторингу. Біотестування також дозволяє контролювати ефективність систем очищення стічних вод. Порівняння реакцій тест – рослин до і після очищення води дає можливість визначити, чи зменшилася її токсичність.

Якщо ростові параметри рослин наближаються до контрольних, це свідчить про високу ефективність очищення; відхилення, навпаки, вказують на необхідність корекції технології. Існує також важливий напрям

– використання біотестування у фіторемедіаційних дослідженнях. Рослини можуть вилучати або стабілізувати токсичні сполуки, зменшуючи їхню рухомість. Біотестування в цьому випадку допомагає оцінити, чи знижується токсичність середовища після застосування фіторемедіаційних заходів [11,12]. Індекс токсичності є узагальненим показником, що відображає ступінь пригнічення рослин під дією забруднювача. Зниження цього індексу свідчить про підвищення толерантності рослин та їхню ефективність як природних очищувальних агентів у процесах фіторемедіації. Поглинання токсичних елементів залежить від функціонування кореневої системи, яка є основною зоною контакту рослини з токсикантами. Корені здатні акумулювати, трансформувати або частково знезаражувати шкідливі речовини, тоді як надземні органи забезпечують їх подальший транспорт. Види, які мають здатність зростати та накопичувати важкі метали, вважаються перспективними для очищення забруднених територій [14].

Для стандартизації результатів у фіто – тестах застосовують індекс толерантності, індекс фітотоксичності, коефіцієнт біоаккумуляції та інші інтегральні показники. Аналіз активності антиоксидантних ферментів та вмісту пігментів відображає реакцію рослин на токсикант на молекулярному рівні, дозволяючи оцінювати не лише морфометричні, а й фізіологічні зміни [3].

Фіто–біотестування займає важливе місце у системах екологічного моніторингу. Воно дозволяє комплексно оцінити стан природних та техногенно змінених територій, визначити небезпечні тенденції, виявити потребу в природоохоронних заходах та обґрунтувати стратегії відновлення деградованих ділянок. Поєднання біотестування з фіторемедіаційними технологіями дає змогу не лише фіксувати рівень токсичності, а й зменшувати його природними засобами, що робить цей підхід важливим елементом сучасного екологічного управління [12].

1.3 Фіторемедіація як сучасний інноваційний інструмент детоксикації довкілля

Фіторемедіація сьогодні розглядається як один із найперспективніших, екологічно безпечних і економічно доцільних методів очищення довкілля від токсичних речовин різного походження [11, 12].

Цей підхід поєднує природні механізми адаптації рослин із науковими принципами екологічної інженерії та біотехнології. Основою технології є здатність рослин поглинати, трансформувати або акумулювати шкідливі речовини, включно з важкими металами, пестицидами, нафтовими вуглеводнями та радіонуклідами. Завдяки цьому фіторемедіація розглядається як природна альтернатива традиційним методам очищення, які часто потребують значних матеріальних витрат, споживають енергію та можуть негативно впливати на екосистеми. Важкі метали є одними з найнебезпечніших забруднювачів, оскільки вони не розкладаються у природних умовах і мають здатність до кумуляції в біосфері [2]. Такі елементи, як свинець (Pb), кадмій (Cd), цинк (Zn), мідь (Cu), нікель (Ni) та ртуть (Hg), надходять у довкілля внаслідок промислової діяльності, зокрема роботи металургійних, хімічних, машинобудівних та енергетичних підприємств. Вони накопичуються у донних відкладах, рослинності та тканинах живих організмів. У високих концентраціях ці метали порушують біогеохімічні цикли, змінюють видовий склад біоценозів, пригнічують ріст і розвиток рослин, а також становлять небезпеку для здоров'я людини через ланцюги живлення [3]. Фіторемедіація у цьому контексті дозволяє мінімізувати вміст токсичних елементів у довкіллі, не руйнуючи його природної структури.

Головна її перевага полягає в тому, що процес відбувається без застосування агресивних реагентів і не супроводжується формуванням вторинних забруднень. Завдяки використанню звичайних або спеціально

підібраних видів рослин, очищення може відбуватися природним чином, упродовж кількох вегетаційних сезонів, що робить метод довготривалим, але стабільним і гармонійним із природними процесами.

Основна ідея фітореMediaції полягає у використанні рослин як своєрідних біофільтрів. Коренева система таких рослин виконує роль природного бар'єра, який поглинає токсиканти з водного розчину. Далі відбувається їхнє накопичення у різних органах рослини — коренях, стеблах, листках чи насінні. У деяких випадках токсичні елементи можуть бути ізольовані у клітинних вакуолях або зв'язані з органічними сполуками, що знижує їхню токсичність. Окрім того, певні рослини здатні трансформувати небезпечні сполуки у менш шкідливі форми завдяки природним метаболічним реакціям, зокрема окисненню, відновленню чи утворенню хелатів. Таким чином, рослини не лише вилучають шкідливі речовини, а й сприяють їхньому нейтралізуванню. У практиці розрізняють кілька основних напрямів фітореMediaції, кожен із яких має свої особливості та застосування [13]. Фітоекстракція базується на здатності рослин поглинати метали з води коренями і транспортувати їх у надземну частину.

Після завершення вегетаційного періоду біомаса, насичена токсикантами, збирається та утилізується – шляхом спалювання з подальшим захороненням золи або екстракції металів для повторного використання. Цей метод забезпечує фактичне вилучення забруднюючих речовин із території. Інший напрям – фітостабілізація, яка полягає у зниженні рухливості токсикантів у водному середовищі. Корені рослин фіксують метали у вигляді стабільних сполук, зменшуючи їхню розчинність і ризик вимивання у підземні води. Це особливо важливо для сильно забруднених ділянок, де повне очищення неможливе або економічно невиправдане.

Фітофільтрація та різофільтрація застосовуються для очищення водних об'єктів. У цьому випадку використовуються водні або прибережні рослини, які здатні поглинати розчинені у воді токсиканти. Наприклад, очерет, ряска, латаття, верба та тополя добре зарекомендували себе для очищення стічних вод, насичених іонами важких металів.

Окремо виділяють фітодезактивацію, спрямовану на видалення з довкілля радіонуклідів. Цей напрям є особливо актуальним для територій, забруднених після промислових аварій або ядерних катастроф. Рослини – акумулятори, наприклад соняшник або гірчиця, здатні вилучати цезій – 137 (Cs^{137}), стронцій – 90 (Sr^{90}) та інші небезпечні ізотопи.

До основних переваг фіторемедіації належать її екологічна безпечність, низькі економічні витрати та естетичний ефект. Рослинність, висаджена на забруднених територіях, не лише очищує довкілля, а й формує привабливий ландшафт, сприяючи відновленню біорізноманіття. Крім того, процеси фіторемедіації не порушують структуру і навіть покращують їхні властивості – підвищують вміст органічної речовини, покращують водопроникність і мікробіологічну активність.

Однак метод має і певні обмеження. Насамперед, процес очищення є повільним і може тривати кілька років залежно від рівня забруднення та виду використаних рослин. Крім того, ефективність фіторемедіації знижується за умов екстремального рівня токсичності, коли навіть стійкі рослини не здатні вижити. Не менш важливою проблемою є утилізація біомаси, насиченої шкідливими речовинами, адже при неправильному поводженні з нею можливе повторне забруднення навколишнього середовища. Сучасні дослідження у галузі фіторемедіації спрямовані на підвищення її ефективності та скорочення строків очищення. Головним чином одним із перспективних напрямів є генетичне вдосконалення рослин. Створення трансгенних культур із підвищеною експресією генів, відповідальних за синтез білків – металозв'язувачів (металотіонеїнів,

фітохелатинів), дозволяє збільшити швидкість поглинання і нейтралізації токсичних металів. Крім того, досліджується взаємодія рослин із мікроорганізмами ризосфери [11].

Деякі бактерії та гриби, які живуть у зоні коренів, стимулюють ріст рослин, підвищують доступність металів і прискорюють процеси їх акумуляції. Такі комбіновані системи «рослина – мікроб» демонструють високу ефективність у практичних дослідах і можуть стати основою майбутніх біотехнологій очищення [10]. У майбутньому розвиток фітореMediaційних технологій передбачає створення інтегрованих систем очищення, які поєднуюватимуть фітореMediaцію з іншими методами – біосорбцією, мікробною деградацією, фізико – хімічним осадженням. Це дозволить значно підвищити швидкість і глибину очищення вод.

Загалом, фітореMediaція не лише очищує довкілля, але й сприяє відновленню деградованих екосистем. Вона допомагає відновити природний рослинний покрив, підвищити родючість і відновити біологічну активність територій. Це дає змогу розглядати фітореMediaцію як складову концепції сталого розвитку та екологічної модернізації промисловості. У поєднанні з сучасними біотехнологіями, ця методика має потенціал стати ключовим елементом у системі управління екологічною безпекою .

1.4 Механізми поглинання Pb рослинами і роль ризосфери

Механізми поглинання свинцю рослинами є складним поєднанням фізико – хімічних і біологічних процесів, що відбуваються переважно в зоні ризосфери. У цій ділянці коренів формуються особливі умови, які визначають рухливість і доступність іонів Pb^{2+} . У природних водах свинець існує у різних формах – іонній, колоїдній та зв'язаній із мінералами чи органічною речовиною. Біологічно доступною є лише розчинна частка, головним чином у вигляді Pb^{2+} або його простих комплексів з карбонатами

та органічними кислотами. У кислому середовищі свинець переходить у більш рухомі форми, тому його надходження до рослин зростає, тоді як за нейтрального або слабколужного рН переважають малорозчинні сполуки $PbCO_3$ та $Pb_3(PO_4)_2$, що обмежують його засвоєння. Водночас при дуже високому рН можуть утворюватися гідроксокомплекси $Pb(OH)_3^-$, які знову збільшують розчинність металу. Це свідчить, що навіть незначна зміна кислотності або вмісту органіки здатна суттєво вплинути на поведінку свинцю у системі «рослина – середовище».

Першим бар'єром для токсиканта є поверхня кореня. Клітинні стінки містять численні негативно заряджені групи – карбоксильні, гідроксильні, фосфатні, які здатні сорбувати катіони Pb^{2+} через іонний обмін. Більша частина свинцю, що має контакт з коренями, залишається у зовнішніх шарах клітин або в слизовому шарі корневих волосків. За даними різних досліджень, 70 – 90 % свинцю може бути фіксовано саме у клітинних стінках, що істотно зменшує його переміщення у судинну систему [10].

Свинець частково проникає у клітини, використовуючи кальцієві канали, оскільки Pb^{2+} за зарядом і розміром подібний до Ca^{2+} . Це створює конкуренцію та може порушувати внутрішньоклітинний баланс іонів [10, 11]. Потрапивши до цитоплазми, свинець швидко зв'язується з низькомолекулярними сполуками – глутатіоном, амінокислотами, а також з утвореними на їх основі пептидами – фітохелатинами. Ці речовини мають сульфгідрильні групи, які формують стійкі комплекси з Pb^{2+} і переводять його у вакуолі, де метал ізолюється від метаболічно активних зон. Саме хелатування вважають одним із головних механізмів внутрішньої детоксикації свинцю в клітинах рослин. Окрім внутрішніх процесів, важливу роль у регуляції біодоступності Pb відіграють речовини, які виділяються коренями у середовище – кореневі екsudати. До них належать органічні кислоти (щавлева, яблучна, лимонна), цукри, амінокислоти, фенольні сполуки та слизові полісахариди. Ексудати виконують подвійну

функцію: з однієї сторони, вони можуть збільшувати рухливість свинцю, утворюючи з ним розчинні комплекси, а з іншого – знижувати його токсичність, переводячи іони у малорозчинні форми. Наприклад, лимонна кислота сприяє утворенню розчинних Pb – цитратів, тоді як щавлева кислота осаджує свинець у вигляді PbC_2O_4 . Характер впливу залежить від концентрації ексудатів, їх співвідношення та рН середовища. Крім того, виділення органічних кислот змінює кислотність навколо кореня, що може локально активізувати процеси обміну катіонів і сприяти адсорбції металу на поверхні кореня. Не менш значущою є роль мікроорганізмів ризосфери, які активно взаємодіють із ексудатами і впливають на хімічний стан важких металів. Частина бактерій може навіть відновлювати Pb^{2+} до сульфідних форм PbS або утворювати інші нерозчинні мінерали, що знижує загальну рухливість елемента у середовищі. Водночас мікроорганізми стимулюють ріст рослин, виділяючи фітогормони й вітаміни, що підвищує стійкість до металевого стресу.

Ризосфера є ключовою зоною очищення середовища від свинцю, де одночасно відбуваються процеси сорбції, осадження, хелатування, мікробної трансформації та адаптації рослин до токсиканта. Їхня інтенсивність залежить від складу мікробіоти, виду рослини, рН та вмісту органічних речовин, що визначають активність ризосферних процесів. У водних системах із розвиненою кореневою масою та активною мікрофлорою ефективність видалення іонів Pb може сягати 70 – 90 % за 7–10 днів завдяки постійному росту коренів і відновленню біоплівки, яка діє як природний фільтр [13]. Ці властивості використовують у технологіях ризофільтрації, де рослини разом із мікроорганізмами утворюють живий бар'єр для вилучення свинцю з води. Отже, здатність рослин до поглинання й детоксикації Pb забезпечується поєднанням механізмів сорбції, хелатування, дії ексудатів і мікробіоти, що формує природну систему

самоочищення довкілля та є ефективним засобом фіторе mediaції важких металів.

1.5 Методи екологічно безпечної утилізації фітомаси після біотестування

Після завершення фіторе mediaції утворюється рослинна біомаса, що акумулює іони свинцю та інші важкі метали. Такий матеріал може належати до небезпечних відходів і потребувати спеціального поводження з метою запобігання вторинному забрудненню довкілля. У експериментальних умовах кількість фітомаси зазвичай невелика, однак навіть незначні її обсяги можуть містити токсичні концентрації свинцю, кадмію чи цинку.

Відповідно до ДСТУ 4462:2005 «Відходи. Класифікація, ідентифікація та кодування», подібний матеріал класифікується як відхід III класу небезпеки [13]. Це означає, що він має бути зібраний, упакований і переданий на знешкодження або утилізацію до спеціалізованого підприємства, що має ліцензію на поводження з небезпечними відходами.

Первинна підготовка фітомаси передбачає її висушування для стабілізації. Сушіння проводять при температурі 60-80 °C до досягнення залишкової вологості 10–15 %, що запобігає біодеградації, розвитку мікрофлори й полегшує подальше транспортування. Після висушування біомасу зважують, фасують у щільні герметичні полімерні мішки або контейнери, маркують і супроводжують відповідною документацією. Для кожної партії оформлюється технічний паспорт відходу відповідно до вимог ДСТУ 2195-99 «Охорона природи. Поводження з відходами. Технічний паспорт відходу. Склад, вміст, виклад і правила внесення змін (ГОСТ 17.9.0.2-99)» [24]. У паспорті зазначаються джерело утворення фітомаси, орієнтовний хімічний склад, показники небезпеки, клас небезпеки та рекомендовані операції поводження.

Залежно від рівня забруднення свинцем або іншими металами обирають метод знешкодження. Для сильно забрудненої фітомаси застосовують термічні методи утилізації, серед яких найпоширенішою є інсинерація. Спалювання здійснюють у двокамерних установках при температурі не нижче 85 °С, що забезпечує повне розкладання органічної фракції та переведення металів у неорганічний зольний залишок. Зола, яка утворюється після інсинерації, є відходом I класу небезпеки та потребує стабілізації у мінеральних матрицях – цементних або склоподібних – для зменшення рухливості металів і запобігання їхньому вимиванню. Для фітомаси з помірним рівнем забруднення ефективним є піроліз – термічне розкладання без доступу кисню при температурі 450-700 °С, яке дає змогу отримати біовугілля з низьким вмістом токсичних компонентів. Таке біовугілля може бути використане як сорбент у системах очищення стічних вод після перевірки його безпечності. За наявності відповідного обладнання допускається газифікація біомаси при 900 – 1100 °С, що дозволяє отримати горючий синтез – газ із теплотою згорання близько 12 – 15 МДж/кг та мінімальною кількістю золи.

У разі низьких концентрацій свинцю або інших важких металів (<50 мг/кг сухої речовини) допускається біологічна стабілізація або компостування за умов постійного контролю складу кінцевого продукту. Компостування проводять у суміші з тирсою або соломкою у співвідношенні 1:3 при підтриманні температури 45 – 55 °С та вологості 55 – 60 % протягом 60 – 90 діб. Під час процесу відбувається інтенсивне розкладання органічної речовини з утворенням стабільного компосту. Готовий продукт може бути використаний як органічне добриво лише за умови дотримання вимог ДСТУ 7369:2013 «Добрива органічні. Технічні умови» [25], відповідно до вмісту важких металів не повинен перевищувати: свинець – 120 мг/кг, кадмій – 3 мг/кг, цинк – 400 мг/кг, мідь – 200 мг/кг маси сухої речовини. Якщо показники вищі за ці значення, компост не допускається до

сільськогосподарського використання і підлягає повторному знешкодженню термічним методом.

На кожному етапі поводження з фітомасою забезпечується трасування та документування всіх операцій. Ведеться облік маси, часу утворення, умов зберігання, результатів експериментального контролю та способів утилізації. Тимчасове зберігання небезпечних відходів дозволяється не довше ніж шість місяців, відповідно до Постанови Кабінету Міністрів України №1120 від 13.07.2000 р. «Про затвердження Порядку зберігання та видалення небезпечних відходів» [28]. Зберігання здійснюється на спеціально облаштованих майданчиках із водонепроникним покриттям, системою збору фільтрату та відведенням поверхневих вод. Транспортування проводять у герметичних контейнерах із чітким маркуванням «Небезпечні відходи» та супровідними документами.

Для оцінки доцільності того чи іншого методу утилізації використовують принципи ДСТУ ISO 18504:2021 «Сталий підхід до рекультивації забруднених ділянок (Sustainable remediation)» [26], який передбачає оцінку не лише ефективності знешкодження, але й екологічних, енергетичних і соціально-економічних аспектів технологічних процесів.

Цей підхід сприяє впровадженню циркулярної економіки, у межах якої можливо повторне використання безпечних вторинних продуктів (біовугілля, золи, стабілізованих компостів) у замкнених технологічних циклах. Такі рішення відповідають цілям Національної стратегії управління відходами до 2030 року (Постанова КМУ №117 від 20.02.2019 р.), що передбачає скорочення обсягів захоронення та пріоритет ресурсозбереження [15].

Таким чином, утилізація фітомаси після біотестування є завершальним етапом циклу фіторемедіації. Дотримання вимог ДСТУ забезпечує правильну класифікацію, паспортизацію та вибір оптимального методу

знешкодження, запобігає повторному потраплянню важких металів у довкілля та сприяє впровадженню екологічно сталих технологій.

Реалізація зазначених вимог гарантує безпечне завершення фітореMediaції, збереження природних ресурсів і дотримання принципів сталого розвитку у сфері екологічної інженерії. Виконання таких заходів дозволяє мінімізувати вплив залишкових токсичних речовин на навколишнє середовище та запобігти потраплянню свинцю й інших важких металів у ґрунтово-водні системи. Крім того, впровадження екологічно безпечних методів утилізації сприяє формуванню раціональної системи управління відходами, де утворені вторинні продукти можуть бути використані повторно без шкоди для довкілля. Це забезпечує практичну реалізацію принципів ресурсозбереження й екоефективності, що є для подальшого розвитку технологій сталого природокористування.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Вибір рослинного матеріалу, підготовка насіння та методичне забезпечення біотестування

У ході виконання роботи використовувалися зерна гороху сорту Ароніс урожаю 2020 року. Перед початком експерименту всі насінини були ретельно промиті та замочені у відстояній воді кімнатної температури 23 °С для підготовки до пророщення, і для кожного варіанту експерименту було взято 50 насінин [16]. Першим етапом біотестування став вибір оптимальної схеми пророщення насіння. Для наочності на рис. 2.1 наведено вигляд зерен гороху сорту Ароніс.

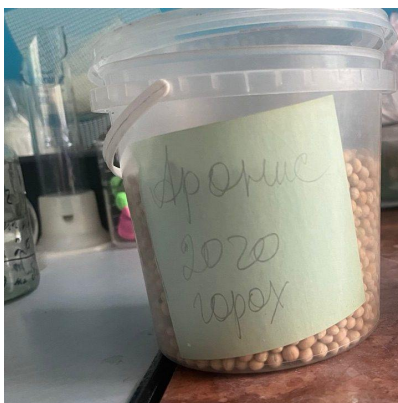


Рисунок 2.1 – Зерна гороху сорту Ароніс

Підготовка насіння здійснювалася відповідно до вимог ДСТУ 4138 – 2002 «Насіння сільськогосподарських культур. Методи визначення якості» [27] та рекомендацій Міжнародної асоціації з контролю якості насіння (ISTA, International Rules for Seed Testing, 2018) [15].

У ході роботи було проаналізовано три можливі схеми пророщення насіння:

- Перша схема базувалася на застосуванні перліту: у ростильню

вносили 100 г сухого перліту, після чого додавали 50 мл води для створення оптимальних умов зволоження. Перліт було обрано через його здатність утримувати вологу, що забезпечувало рівномірне зволоження насінин і сприятливі умови для проростання;

- Друга схема передбачала використання спеціальної решітки, на поверхні якої розміщували зволожений фільтрувальний папір. Після розташування насінин на решітці зверху накладали другий шар зволоженого фільтрувального паперу для створення оптимальних умов пророщення;

- Третя схема, відома як «гармошка», передбачала використання складеного фільтрувального паперу. Такий спосіб дозволяв забезпечити рівномірне зволоження насінин та оптимальні умови доступу кисню, що сприяло рівномірному проростанню зерен і точнішому проведенню біотестування.

Потім до кожної підготовленої ємності додавали вже замочені 50 насінин гороху. Усі три підходи були розглянуті з метою визначення найбільш ефективного способу пророщення насіння. На рис. 2.2 наведено приклад 3 схем пророщення насіння.



Рисунок 2.2 – Три схеми пророщення насінин гороху

Насінини гороху вносили до контейнерів і поміщали у прозорий пакет для створення парникового ефекту, що забезпечував високу вологість і стабільну температуру, оптимальні для проростання. Контейнери розміщували в термостаті та витримували протягом трьох діб при 25 °С для підтримання стабільних умов росту. Такий підхід дозволяв мінімізувати вплив зовнішніх факторів і сприяв рівномірному проростанню насінин. Для оцінки розвитку насіння визначали морфологічні ознаки: вимірювали довжину стебла та кількість пророслих насінин протягом трьох діб, що дозволяло оцінити швидкість і рівномірність проростання та ефективність застосованих схем пророщення. Найефективнішим виявився другий метод пророщування із застосуванням решітки, який забезпечив найвищий відсоток проростання насінин без ознак загнивання. З огляду на ці результати, а також на простоту реалізації та мінімальні витрати, у подальших дослідженнях ми використовували саме цей метод для забезпечення стабільної репродукції рослинного матеріалу [17].

Для проведення основної частини експерименту було підготовлено п'ять контейнерів (ростилен), у кожному з яких розмістили решітку, покриту зволоженою тканиною (заміна фільтрувального паперу). У кожен контейнер рівномірно розміщали по 50 насінин гороху, забезпечуючи однакові умови для проростання. Поверх насінин накладали додатковий шар зволоженої тканини, створюючи оптимальний мікроклімат для проростання. Контейнери поміщали в прозорий пластиковий пакет, який формувал парниковий ефект, підтримуючи належний рівень вологості та стабільну температуру, необхідні для ефективного проростання.

Контейнери переносили до термостата, де підтримували постійну температуру 25 °С. Такий підхід забезпечував стабільні умови розвитку, мінімізуючи вплив зовнішніх факторів і сприяючи рівномірному проростанню насіння. На рис. 2.3 представлено порядок організації та проведення експерименту.



Рисунок 2.3 – Порядок організації та проведення експерименту

Після трьох діб пророщування насіння гороху пересаджували в скляні ємності об'ємом 0,5 для створення комфортних умов для розвитку кореневої системи. Корені відіграють фундаментальну роль у забезпеченні життєдіяльності рослин, адже вони відповідають за поглинання води й мінеральні речовини, необхідні для живлення надземних частин рослини. Завдяки цьому коренева система слугує чутливим індикатором впливу токсичних факторів навколишнього середовища та загального фізіологічного стану рослинного організму. На рис. 2.4 зображено висаджені проростки гороху в ємностях.



Рисунок 2.4 – Висаджені проростки насіння гороху в банках

Для проведення біоіндикації спочатку було розраховано молекулярну вагу ацетату свинцю ($Pb(CH_3COO)_2$), яка становить 325,29, що було використано для розрахунків саме концентрації іонів свинцю в розчині.

Через три доби було проведено забруднення води важким металом, а саме іонами свинцю. З цією метою підготовлено п'ять зразків (0,% – літрових ємностей) водних розчинів ацетату свинцю із різними концентраціями іонів свинцю:

- контрольний зразок № 1 без додавання свинцю;
- зразок № 2 з концентрацією 5 мг іонів свинцю на 1 літр відстояної води;
- зразок № 3 з концентрацією 10 мг іонів свинцю на 1 літр відстояної води;
- зразок № 4 з концентрацією 50 мг іонів свинцю на 1 літр відстояної води;
- зразок № 5 з концентрацією 100 мг іонів свинцю на 1 літр відстояної води.

Цей діапазон концентрацій було обрано для вивчення впливу різних рівнів забруднення на проростки гороху, а також для вивчення різкофільтраційної активності проростків гороху.

Розчини готували з дистильованою відстояною водою з рівнем рН 6,5 – 7,0, що відповідає нейтральному середовищу, оптимальному для росту рослин і стабільності хімічних сполук. Концентрації іонів свинцю в розчинах становили 0 мг/л (контрольний зразок), 5 мг/л, 10 мг/л, 50 мг/л та 100 мг/л. Такий діапазон концентрацій дозволив оцінити вплив як низьких, так і високих рівнів забруднення, що значно перевищують гранично допустиму концентрацію (ГДК) для свинцю у воді (0,01 мг/л), моделюючи реальні сценарії екологічного забруднення, зокрема в умовах повоєнних територій [18].

Експериментальне обладнання включало:

- Термостат із регульованою температурою (25 ± 1 °C) для створення стабільних умов проростання та росту рослин;
- стерильні чашки Петрі діаметром 90 мм для проведення фіто–біотестування з крес – салатом;
- скляні ємності об'ємом 0,5 л для вирощування проростків гороху в розчинах із різними концентраціями іонів свинцю;
- пластикові контейнери (ростильні) для початкового пророщення насіння гороху;
- зволожена тканина (заміна фільтрувального паперу) для забезпечення оптимальної вологості під час пророщення;
- пластикові решітки, які використовували для створення рівномірного доступу повітря та вологи до насіння;
- піпетки об'ємом 10 мл для точного дозування розчинів ацетату свинцю;
- електронні ваги з точністю 0,01 г для вимірювання маси сирої речовини проростків;
- лінійка з міліметровою шкалою для вимірювання довжини кореня та стебла;
- прозорі пластикові пакети для створення парникового ефекту, що забезпечує стабільну вологість і температуру під час пророщення.

Усі матеріали та обладнання були ретельно підготовлені та стерилізовані перед початком експериментів, щоб виключити вплив сторонніх факторів на результати. Використання високоякісних матеріалів і точного обладнання дозволило забезпечити відтворюваність і достовірність отриманих даних, що є критично важливим для оцінки ефективності фіторемедіації та біотестування. В подальшому методом фітобіоіндикації буде визначено токсичність вихідних розчинів ацетату

свинцю з токсичністю розчинів, на яких вирощували проростки гороху. Це буде зроблено з метою оцінки ефективності ризофільтрації. За рівнем зменшення токсичності розчинів можна буде визначити рівень поглинання іонів свинцю проростками гороху. На рис. 2.5 зображено зразки забруднені іонами свинцю.



Рисунок 2.5 – Ємності з водними розчинами ацетату свинцю різних концентрацій, на яких вирощують проростки гороху

На наступному етапі дослідження було використано метод фітобіотестування з використанням крес – салату сорту Широколисний, який характеризується високою чутливістю як біоіндикаторної системи для оцінки фітотоксичності. Вибір даного виду обґрунтовано його легкою доступністю, швидким проростанням (2-3 доби) та вираженою реакцією на абіотичні стреси, що дозволяє реєструвати достовірні морфометричні зміни вже протягом першого тижня експозиції. Метод забезпечує кількісну оцінку інгібування росту кореневої системи, гіпо– та епикотилію, а також накопичення біомаси, що слугує інтегральним показником токсичного навантаження [19]. Зокрема, вимірюються такі параметри, як довжина первинного кореня, висота пагона, свіжа та суха маса, а також індекс проростання, що відображає енергійність початкового розвитку. Ці

показники дозволяють виявляти навіть сублетальні концентрації ксенобіотиків, які не впливають на виживаність, але пригнічують метаболічні процеси на клітинному рівні.

Цей метод дозволяє точно визначати вплив досліджуваних факторів на ріст і розвиток рослин. Крім того, крес – салат є економічно вигідним і простим у використанні, що робить його ідеальним для експериментальних досліджень. На рис. 2.6 наведено упаковку крес – салат Широколисного який використовувався для біотестування.



Рисунок 2.6 – Крес – салат Широколисний, що використовувався для біотестування

Методика базується на оцінюванні двох ключових показників: частки пророслого насіння та довжини коренів та стебел проростків. Для узагальнення результатів застосовують індекс проростання (Germination Index, GI), який розраховують за формулою: $GI(\%) = Gc \times Lc \times Gt \times Lt \times 100$, де:

- Gt – відсоток пророслого насіння у тестовому зразку;
- Lt – середня довжина кореня у тестовому зразку;
- Gc – відсоток проростання у контрольному варіанті;

- L_c – середня довжина кореня у контролі.

Інтерпретація значень:

- **GI \geq 80 – 100 %** – відсутність токсичного ефекту або слабкий вплив;
- **GI 50 – 80 %** – помірна токсичність;
- **GI \leq 50 %** – виражена токсична дія середовища.

Для проведення експерименту було використано однорідну партію насіння крес – салату сорту Широколисний. Такий вибір дозволив створити максимально однакові стартові умови для всіх повторностей дослідження, що є критично важливим для забезпечення достовірності отриманих результатів.

Використання однорідного насіння мінімізувало вплив генетичної неоднорідності на ріст і розвиток рослин, тим самим виключаючи можливі спотворення експериментальних даних, які могли б виникнути через природну варіабельність окремих насінин.

Перед безпосереднім проведенням досліду була здійснена попередня перевірка партії на схожість та візуальну однорідність насіння, що включала оцінку розмірів, забарвлення та стану зародків. Цей етап гарантував статистичну надійність морфометричних вимірювань, дозволивши з високою точністю фіксувати зміни росту рослин протягом всього періоду експозиції, а також забезпечив стандартизовану основу для порівняння результатів між різними групами дослідження. Такий підхід дозволив максимально знизити похибки, пов'язані із природними відмінностями насіння, та підвищити точність і репрезентативність отриманих даних.

Експеримент проводили з використанням п'яти ємностей, кожна з яких містила розчини з різними концентраціями іонів свинцю. Для дослідження було підготовлено 30 стерильних чашок Петрі. У кожену чашку помістили

зволожений фільтрувальний папір, на який додавали 5 мл відповідного середовища за допомогою піпетки об'ємом 10 мл.

Розподіл середовищ відбувався наступним чином:

- 15 чашок Петрі містили воду з ємностей, у яких вирощували проростки гороху. Для кожної з п'яти ємностей із різними концентраціями іонів свинцю було використано по три чашки Петрі.
- Інші 15 чашок Петрі містили воду з ємностей без попередньо вирощених рослин. Аналогічно, для кожної з п'яти ємностей із різними концентраціями іонів свинцю було використано по три чашки Петрі.

На рис. 2.7 представлено послідовність проведення експерименту: підготовка чашок Петрі та посів насіння крес – салату.



Рисунок 2.7 – Організація експерименту: підготовка чашок Петрі та посів насіння крес – салату

Такий розподіл дозволив детально оцінити та порівняти вплив середовищ із різними концентраціями іонів свинцю як у контрольних, так і в тестових умовах. Для кожного варіанту середовища у чашки Петрі було висіяно по 20 штук насінин крес-салату, що забезпечувало достатню статистичну репрезентативність результатів. Кожен варіант експерименту виконували щонайменше в трьох повторностях, що дозволяло зменшити похибку та підвищити достовірність спостережень. Пророщування насіння здійснювали в термостаті, де підтримували стабільну температуру 25 °С, оптимальну для інтенсивного проростання та розвитку рослин на початковому етапі. Після висівання насіння чашки Петрі накривали фільтрувальним папером, що запобігало пересиханню та забезпечувало рівномірну вологість, а потім поміщали в герметичний пластиковий пакет для підтримання постійного мікроклімату та зменшення випаровування води. Такий підхід створював ізольовані умови для проростання, виключаючи зовнішні впливи та забезпечуючи більш точне визначення ефекту різних концентрацій іонів свинцю на ріст і розвиток насіння. На рис. 2.8 наведено контейнер з чашками Петрі, розміщеними у термостаті для пророщування насіння.



Рисунок 2.8 – Контейнер з чашками Петрі, розміщеними у термостаті для пророщування насіння

Через три доби після початку експерименту проводили підрахунок відсотка проростання насіння, враховуючи лише ті насінини, у яких довжина кореня досягала 1 – 2 мм. Такий підхід дозволяє об'єктивно оцінити життєздатність насіння та уникнути похибок, пов'язаних із врахуванням ще непророслих або аномально розвинених зразків.

Паралельно здійснювали вимірювання довжини проростків (кореня та стебла), що дозволяло визначити не лише факт проростання, а й інтенсивність ростових процесів за різних умов досліду. Ці дані є важливими для аналізу впливу токсичних чинників, оскільки навіть за наявності проростання зниження темпів росту часто свідчить про стрес або пошкодження клітинних структур. Отримані результати давали змогу оцінити загальний фізіологічний стан рослинного матеріалу та визначити, чи проявляє тестований розчин фітотоксичну дію.

Для забезпечення достовірності та коректності результатів експерименту в дослід включали дві контрольні групи:

- негативний контроль складався з насіння, пророщеного в дистильованій воді без додавання токсиканту. Ця група відображала природний рівень проростання за оптимальних умов і слугувала базовою точкою порівняння;

- позитивний контроль, навпаки, передбачав обробку насіння відомим токсичним агентом у концентрації, що гарантовано спричиняє гальмування росту.

Такий підхід дозволяв переконатися в чутливості тест – системи та виключити можливість випадкового впливу зовнішніх чинників, не пов'язаних із дією досліджуваної речовини. Ступінь достовірності досліду перевіряли за критерієм Стюдента ($R \geq 0,05$). Одержані показники дозволили не лише встановити загальну тенденцію змін ростових процесів, але й виявити можливі порогові концентрації, за яких проявляються перші ознаки токсичності.

РОЗДІЛ 3

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕННЯ

3.1 Результати визначення оптимальних умов пророщення насіння гороху сорту Ароніс

Першочерговим етапом було визначення оптимальної схеми пророщення насіння гороху сорту Ароніс, що як передбачалось, дозволить отримати рослини з максимальною ризофільтруючою здатністю по відношенню до іонів свинцю.

Оцінювалися три різні підходи до пророщення. Результати експерименту дозволили порівняти ефективність цих схем та обрати найкращу для подальших досліджень.

Перша схема передбачала використання перліту у якості субстрату для пророщення насіння. Однак, при його використанні у деяких випадках спостерігали нерівномірність проростання, що, ймовірно, було зумовлено обмеженим доступом кисню до проростаючого насіння. За результатами триденного спостереження, середній відсоток проростання насінин становив 25%.

Друга схема базувалася на використанні пластмасової решітки з розміщеним на ній зволженим фільтрувальним папером. Цей метод виявився найуспішнішим: відсоток проростання був найвищим серед усіх схем – 32%. Важливо, що в цій схемі не спостерігали ознак загнивання насінин, що також свідчить про її ефективність. В подальших дослідках фільтрувальний папер замінили на бавовняну тканину, що було зручніше.

Третя схема, відома як «гармошка», передбачала використання складеного фільтрувального паперу для розміщення насінин. Цей метод забезпечував рівномірне зволоження та достатній доступ кисню. Відсоток проростання склав 37%. Проте у цього методу був найвищий відсоток

загнивання насінин, який складав 50%, тому він не підходив для подальшого дослідження. У табл. 3.1 наведено відсоток проростання насінин для трьох схем.

Таблиця 3.1–Середнє значення проростання насінин для трьох схем %

Середнє значення, %		
Решітка	Перліт	Гармошка
32,02	25,72	37,45

На рис. 3.1 відображено середнє значення проростання насінин для трьох схем.

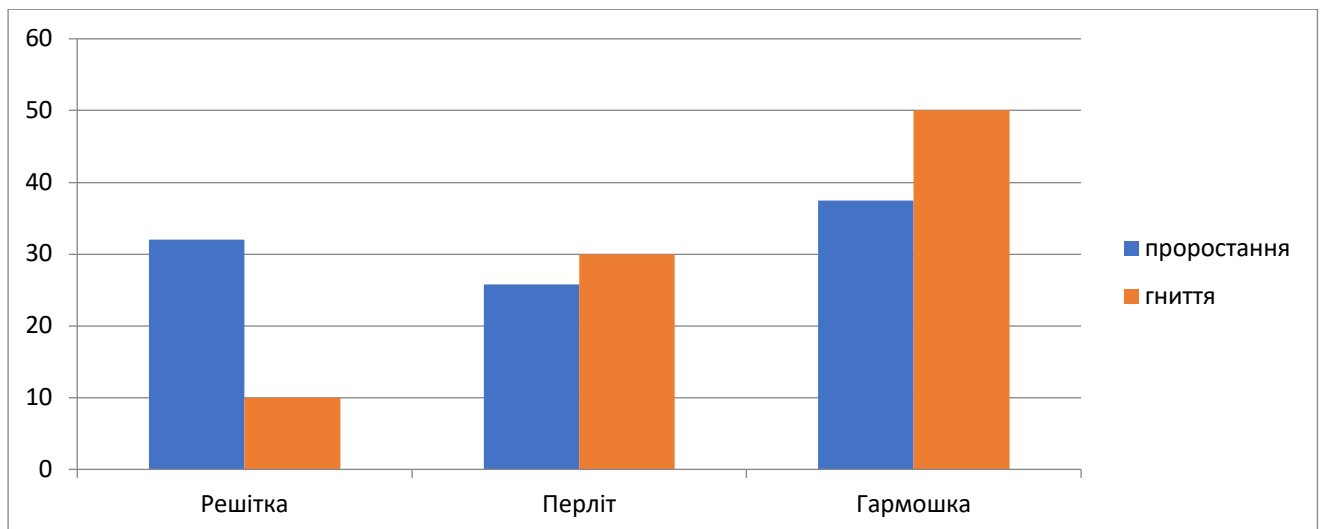


Рисунок 3.1 – Середнє значення проростання насінин для трьох схем пророщування

На основі отриманих даних обрано другу схему використання решітки для подальших етапів дослідження завдяки високому відсотку проростання, меншому загниванню насінин, простоті реалізації та стабільним умовам, що критично важливі для точності та відтворюваності результатів експерименту [17].

Подальші експериментальні зусилля були спрямовані власне на вивчення методом фітобіотестування поглинальної здатності рослин по відношенню до іонів свинцю.

Спочатку в п'яти контейнерах (ростильнях) розмістили 50 насінин зерен гороху, які покрили зволоженою тканиною для забезпечення оптимальної вологості. Насіння успішно проросло, демонструючи рівномірний розвиток, що дало підстави використовувати отримані проростки для подальшого використання.

На наступному етапі біотестування оцінювали вплив іонів свинцю на проростки гороху та їхню різкофільтраційну активність. Після тридобового проростання отримані проростки було перенесено у п'ять скляних ємностей об'ємом 0,5 л, у яких шляхом додавання водного розчину ацетату свинцю створювали градієнт забруднення для оцінки чутливості рослин до іонів важкого металу. Після тридобової та семидобової експозиції проростків в умовах аквакультури їх піддавали морфометричній оцінці – визначали довжину та масу їх органів залежно від рівня забруднення. Середні значення використаних морфометричних показників представлені у табл. 3.2.

Таблиця 3.2 – Середні значення морфометричних показників проростків гороху *Ароніс* після 3 діб інкубації на розчині ацетату свинця

Довжина, мм, %									
контроль		5 мг/л		10 мг/л		50 мг/л		100 мг/л	
Корінь	Стебло	Корінь	Стебло	Корінь	Стебло	Корінь	Стебло	Корінь	Стебло
100	100	82	61	85	62	77	56	79	60
100%	100%	91,69%	94,84%	66,4%	95,19%	86,33%	87,50%	88,44%	92,97%

Графічно залежність ростових параметрів органів проростків гороху від концентрації іонів свинцю на 3-ю добу наочно відображена на рис. 3.2.

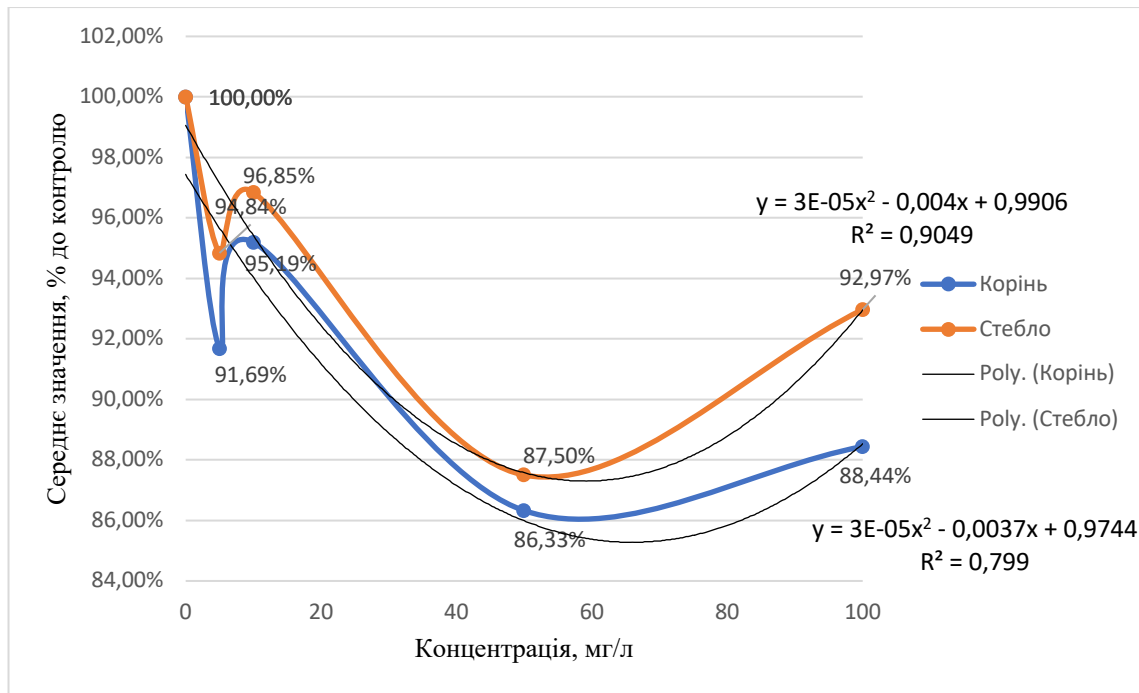


Рисунок 3.2 – Довжина органів проростків гороху сорту Ароніс на 3–ю добу інкубації на розчині ацетату свинцю (іонів свинцю)

На 3–тю добу інкубації дія ацетату свинцю спричиняє зниження довжини кореня і стебла проростків гороху порівняно з контролем, причому корінь реагує сильніше. За 5 мг/л пригнічення є помірним (корінь 91,69 %, стебло 94,84 %), тоді як за 10 мг/л корінь різко зменшується до 66,4 %, а стебло майже не страждає (95,19 %). Найвиразніше інгібування обох органів спостерігається при 50 мг/л (86,33 % для кореня і 87,50 % для стебла). За 100 мг/л відмічається часткове відновлення росту, але показники все одно нижчі за контроль (88,44 % і 92,97 %). Загалом дані підтверджують концентраційно залежне зниження ростових параметрів та вищу чутливість кореня до Pb^{2+} . Спостереження повторено на 7–му добу інкубації у табл. 3.3.

Таблиця 3.3 – Значення морфометричних показників органів проростків гороху Ароніс після 7 діб інкубації на розчині ацетату свинцю

Довжина органу, мм, %									
контроль		5 мг/л		10 мг/л		50 мг/л		100 мг/л	
Корінь	Стебло	Корінь	Стебло	Корінь	Стебло	Корінь	Стебло	Корінь	Стебло
128	145	128	142	127	144	122	130	105	137
100%	100%	100%	97.9%	99.2%	99.3%	95.3%	89.7%	82.0%	94.5%

Графічно залежність ростових параметрів проростків від концентрації іонів свинцю ростових параметрів проростків гороху на 7-му добу відображена на рис. 3.3.

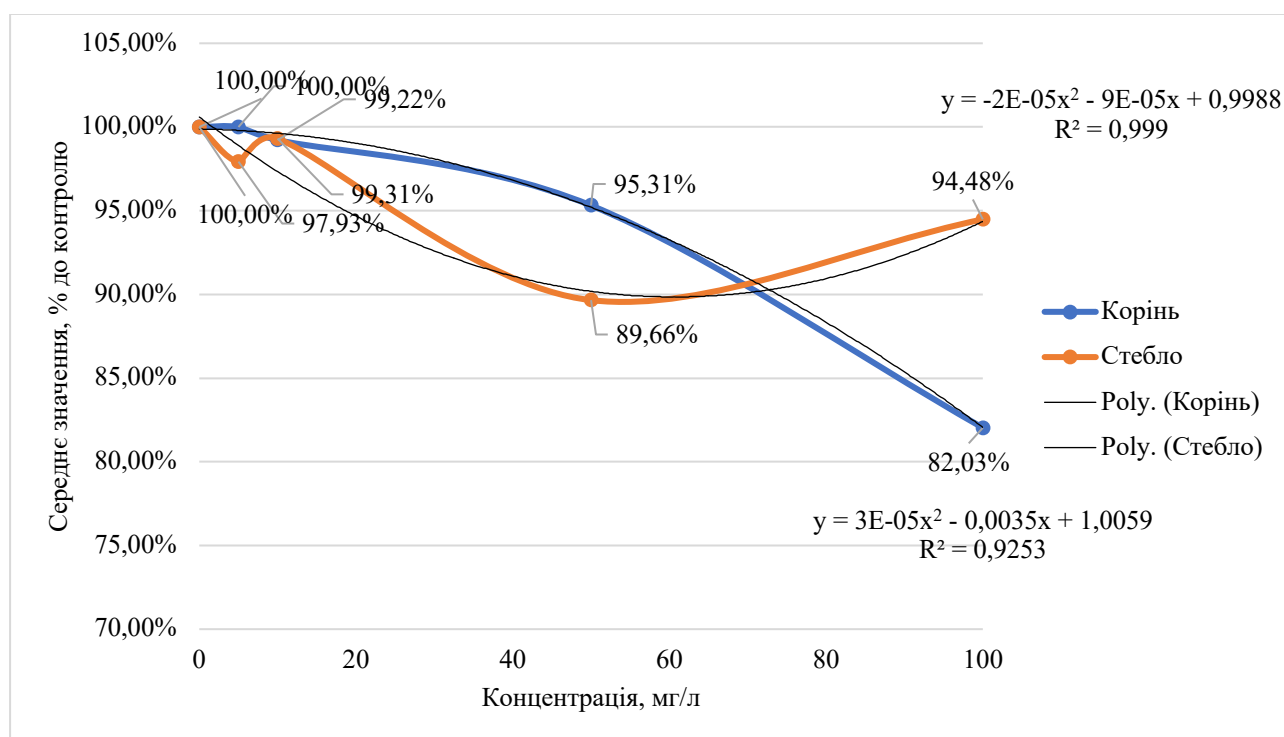


Рисунок 3.3 – Довжина органів проростків гороху сорту Ароніс на 7-добу інкубації на розчині ацетату свинцю

Отримані результати свідчать, що пригнічення ростових процесів органів проростків гороху на 7-му добу спостереження зберігається.

Максимальні показники довжини кореня та стебла зафіксовані у контрольному варіанті (128 мм і 145 мм відповідно, 100%). При підвищенні рівня забруднення до 100 мг/л довжина кореня зменшилася до 105 мм (82,0%), а стебла – до 137 мм (94,5%).

Отримані дані вказують на виражений інгібуючий вплив іонів свинцю, особливо на розвиток кореневої системи, яка виявилася більш чутливою до токсичного навантаження порівняно зі стеблом [10]. Проте, з часом спостерігали певне відновлення морфометричних характеристик, що свідчить про відносно високий рівень стійкості проростків гороху до застосованого токсиканту. Якщо порівнювати гранично допустиму концентрацію (ГДК) для свинцю, яка складає 0,01 мг/л, то максимальна із застосованих концентрацій свинцю (100 мг/л) перевищує нормативні значення на 5 порядків. Більше того, спостерігали навіть стимулюючий (гормезисний) вплив мінімальної із застосованих концентрацій на масу кореневої системи, що видно на рис. 3.4. Останнє означає, що застосований вид рослин, а саме горох, може бути використаний для цілей фіторемерації у широкому діапазоні концентрацій даного токсиканта.

На цьому добу було здійснено оцінку морфометричних показників, зокрема визначено середню масу проростків гороху. Ці дані представлено у табл. 3.4.

Таблиця 3.4 – Середні значення маси органів проростків гороху Ароніс на 7 добу інкубації на розчині ацетату свинцю

Маса органу, мг									
контроль		5 мг/л		10 мг/л		50 мг/л		100 мг/л	
Корінь	Стебло	Корінь	Стебло	Корінь	Стебло	Корінь	Стебло	Корінь	Стебло
293,93	491,59	338,46	494,28	309,31	489,45	227,90	431,66	204,90	454,48
100%	100%	115,5%	100,55%	105,23%	99,57%	77,53%	87,81%	69,71%	92,45%

Залежність маси сирої речовини органів проростків гороху сорту Ароніс від концентрації іонів свинцю на 7 добу графічно відображена на рис. 3.4.

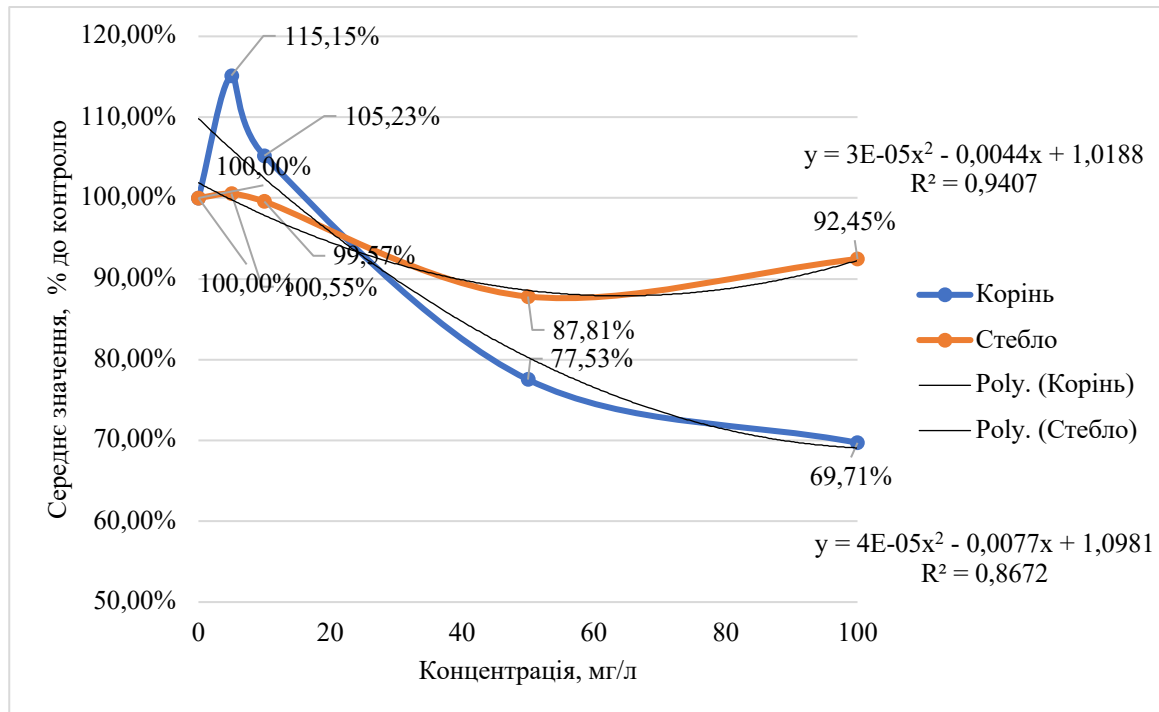


Рисунок 3.4 – Маса органів проростків гороху на 7 добу інкубації

Результати дослідження показали, що на 7-му добу інкубації вплив ацетату свинцю спричиняв чітко виражені зміни у масі органів проростків гороху сорту Ароніс, що свідчить про дозозалежний характер токсичності іонів цього металу. На початкових етапах експозиції, за відносно низьких концентрацій свинцю (5 – 10 мг/л), спостерігали незначне стимулювання ростових процесів (гормезисну дію): маса кореня зростає до 105,2 – 115,5% порівняно з контролем. Такий ефект можна пояснити реакцією адаптаційного типу, коли слабкий стрес активує метаболічні процеси, підвищує, зокрема, активність ферментів антиоксидантного захисту та сприяє посиленню дихання клітин, що тимчасово стимулює ріст. Слід

відмітити, що гормезисний ефект має тимчасовий (транзитивний) характер і щоб його закріпити необхідні додаткові тестуючі (проявляючі) впливи.

Однак, за підвищення концентрації ацетату свинцю до 50 – 100 мг/л відбувалось суттєве пригнічення росту органів проростків, що проявлялось в істотному зниженні маси кореневої системи та надземних органів. Зокрема, маса кореня зменшилася до 204,90 г (69,7 % від контролю), а стебла – до 454,48 г (92,5 %). Така тенденція свідчить про токсичний вплив іонів Pb^{2+} , який посилюється зі збільшенням їхньої концентрації у розчині.

Очевидно, що надлишок свинцю в інкубаційному середовищі пригнічує поділ і розтяг меристематичних клітин, порушує синтез білків та нуклеїнових кислот, а також змінює структуру клітинних мембран, що спричиняє зниження інтенсивності ростових процесів.

Особливо виражені зміни спостерігали у кореневій системі, оскільки саме корені першими контактують із токсикантом і накопичують значну його частину. Це призводить до руйнування чи пригнічення проліферативної активності клітин апікальної меристеми, зниження активності ферментів дихального ланцюга та утворення надмірної кількості активних форм кисню, що в комплексі інгібує подальший ріст.

Натомість надземні органи, зокрема стебла, виявили дещо нижчу чутливість до впливу свинцю, що можна пояснити обмеженням його транспортуванням ксилемою. Таким чином, отримані результати підтверджують, що коренева система проростків гороху є більш чутливою до токсичної дії іонів Pb^{2+} порівняно з надземними органами. Висока реактивність коренів може розглядатися як індикатор загального стану рослин під впливом важких металів. Зниження маси органів росту свідчить про порушення фізіолого–біохімічних процесів, що має значення для подальших оцінок фітотоксичності середовища та визначення потенціалу гороху як тест–рослини для екотоксикологічних досліджень.

3.2 Результати дослідження впливу іонів свинцю (Pb^{2+}) на ріст проростків крес-салату за різних умов попереднього вирощування проростків гороху на водному середовищі

Наступним етапом було вивчення впливу різних концентрацій іонів свинцю (Pb^{2+}) на ріст проростків (довжини кореня і стебла) крес – салату у водних середовищах двох типів: із попереднім вирощуванням проростків гороху (середовище типу "Горох +") та без вирощування проростків гороху (середовище типу "Горох –"). Іншими словами, було застосовано фітобіотест для визначення зміни токсичності розчину ацетату свинцю під впливом попередньо інкубованих в розчинах ацетату свинцю проростків гороху. Отримані результати представлені графічно. Зокрема, рис. 3.5 ілюструє зміну довжини кореня крес – салату на 7-му добу за різних концентрацій Pb^{2+} у середовищах "Горох +" та "Горох –".

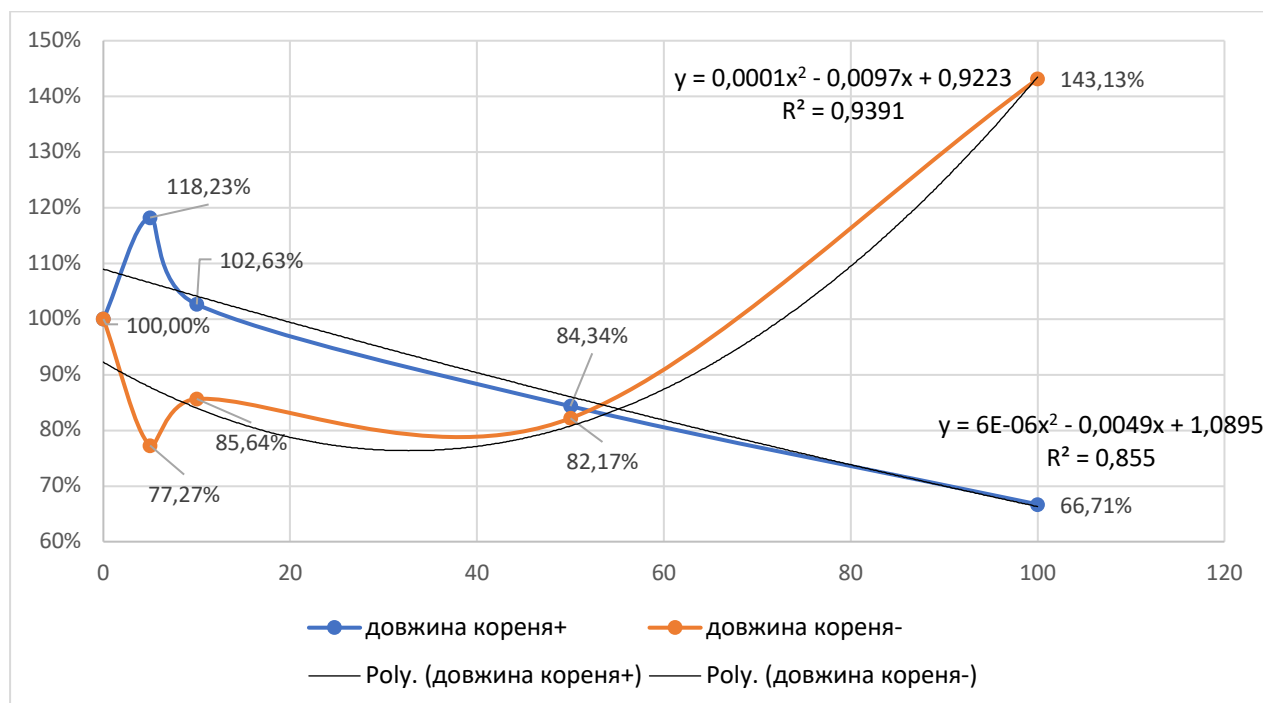


Рисунок 3.5 – Зміна довжини кореня крес – салату на 7 – му добу за різних концентрацій Pb^{2+} у середовищах.

Синя крива відповідає середовищу типу "Горох +", помаранчева крива – середовищу "Горох –".

Аналіз результатів, представлених на графіку показує, що вплив на корені крес – салату іонів свинцю (Pb^{2+}) у розчині суттєво залежить від присутності гороху (+) або його відсутності (-). На розчинах, на яких вирощували проростки гороху (+) вплив Pb^{2+} (для 5 мг/л) зменшується з 77,21% рівня інгибування до 118,23% навіть стимулювання та, відповідно з 85,64 % до 102,63% (для 10 мг/л). Ефект для концентрації іонів свинцю 100 мг/л був протилежним, що може пояснюватися його занадто високою токсичною, що зумовлює появу в середовищі додаткових токсичних речовин біодеструктивного походження. Розчини, на яких не вирощували проростки гороху продемонстрували суттєво більшу токсичність. Отже, горох може бути видом, що здатен суттєво зменшувати токсичність розчину. На рис. 3.6 проілюстровано зміну довжини стебла крес-салату на 7 – му добу за різних концентрацій Pb^{2+} у середовищах "Горох +" та "Горох –".

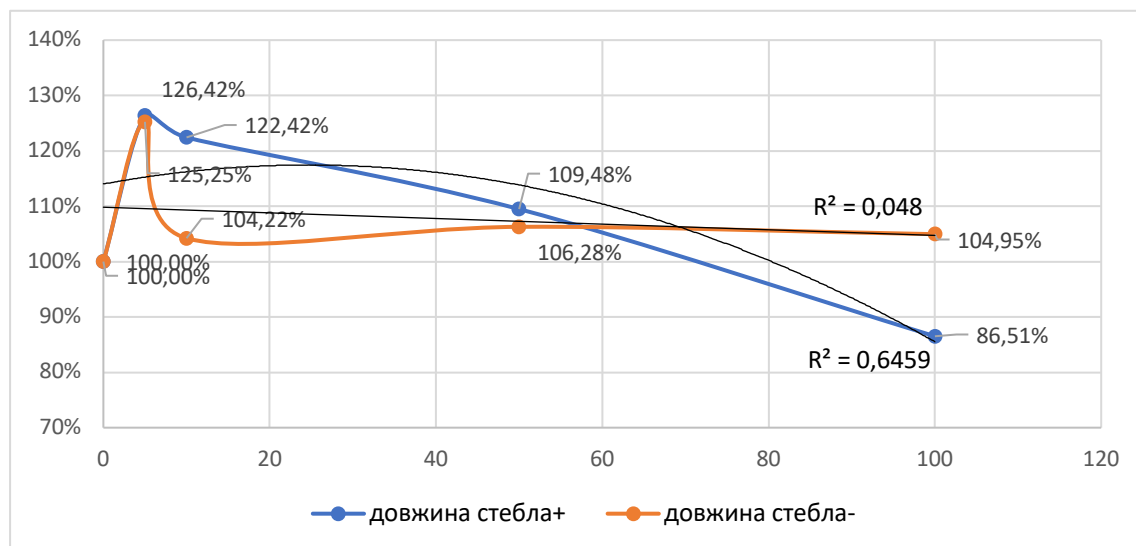


Рисунок 3.6 – Зміна довжини стебла крес – салату на 7 – му добу за різних концентрацій Pb^{2+} у середовищах. Синя крива – середовище типу "Горох +", помаранчева крива – "Горох –"

Згідно з представленими даними, на цьому добу досліджу спостерігалась також різноспрямована дія іонів свинцю (Pb^{2+}) на довжину стебла крес-салату залежно від наявності гороху у середовищі. Синя крива ("Горох +") демонструє, що за присутності гороху відбувається помітне підвищення позитивної дії Pb^{2+} у діапазоні низьких концентрацій металу, з подальшим поступовим зниженням при вищих концентраціях. Зокрема, довжина стебла у порівнянні з контролем становила 126,42% при концентрації 10 мг/л, 122,42% при 25 мг/л, 109,48% при 50 мг/л, тоді як за найвищої концентрації (100 мг/л) показник зменшився до 86,51%.

Отримані результати свідчать, що у присутності гороху в розчині відбувається певне зменшення токсичності свинцю, особливо для відносно невеликих концентрацій. Імовірно, це пов'язано з процесами фітореMediaції, коли коренева система гороху здатна частково акумулювати іони Pb^{2+} або переводити їх у менш токсичні форми, що створює більш сприятливі умови для росту крес – салату. При збільшенні концентрації свинцю ефективність такого біозахисту знижується і навіть нивелюється, що зумовлює падіння показників росту до рівня нижчого за контроль.

Помаранчева крива ("Горох –"), яка відображає ріст крес-салату у розчині без гороху, демонструє іншу тенденцію: незначне зростання показників при концентрації 10 мг/л (до 104,22%), подальше зниження стимулюючого ефекту при 25 мг/л (до 125,25%), а потім стабілізацію на рівні 106,28 – 104,95% при 50-100 мг/л. Це вказує, що за відсутності гороху вплив іонів Pb^{2+} на ріст є більш стабільним, однак менш вираженим, а ефект фітозахисту відсутній.

Таким чином, аналіз графіка підтверджує, що горох відіграє помітну роль у регулюванні впливу іонів свинцю на ріст крес – салату, зменшуючи токсичність середовища при низьких і середніх концентраціях Pb^{2+} . Однак за підвищення концентрації металу понад 50 мг/л фітореMediaційна

здатність гороху поступово вичерпується, що проявляється зниженням довжини стебла крес – салату до рівня нижчого за контроль. Отримані дані узгоджуються з відомими літературними даними щодо обмеженої толерантності рослин до свинцю та підтверджують доцільність використання гороху як біофільтра на ранніх етапах очищення розчинів, забруднених важкими металами.

3.3 Розрахунок індексу зменшення токсичності

Для експериментальної оцінки ІЗТ у якості тест–організму було обрано крес-салат. Вибір цієї рослини був обумовлений кількома факторами:

- По – перше, крес – салат характеризується швидким проростанням насіння і ростом, що дозволяє отримати результати дослідження у короткі терміни.
- По – друге, крес – салат демонструє високу чутливість до важких металів, включаючи свинець, що робить його зручним індикатором токсичності середовища.
- По – третє, експериментальна робота з крес – салатом дозволяє забезпечити стабільність результатів, оскільки насіння легко стандартизувати, а повторюваність експериментів висока.

Процедура оцінки ІЗТ включала кілька етапів. Спершу готували модельні розчини, забруднені певними концентраціями іонів Pb^{2+} , після чого частину розчину піддавали ризофільтрації. Ризофільтрація як метод біоочищення передбачає пропускання розчину через середовище, насичене специфічними мікроорганізмами або біоматеріалом, що здатен поглинати або трансформувати токсичні іони, зменшуючи їхній негативний вплив на живі організми. В нашому випадку у ролі біоматеріалу виступали проростки гороху.

У ході проведеного дослідження основну увагу було зосереджено на оцінці ефективності ризофільтраційного очищення водних розчинів, забруднених іонами свинцю (Pb^{2+}). Для цього було застосовано показник, який ми назвали індекс зменшення токсичності (ІЗТ), що дозволяє кількісно оцінити ступінь токсичності середовища та ефективність біологічного очищення. ІЗТ є важливим параметром, оскільки він відображає не лише наявність залишкових токсичних іонів у середовищі, а й реальний вплив цього середовища на життєздатність рослинного матеріалу, що застосовується як біоіндикатор. Визначення токсичності розчинів важливо тому, що для отримання ефекту ризофільтрації важливо зменшити рівень концентрації розчинних та іонообмінних форм токсиканту, а не взагалі зменшити рівень його концентрації в середовищі.

Наступним етапом експерименту було визначення показників життєдіяльності крес – салату у дослідних та контрольних розчинах. До основних параметрів належав відсоток проростання насіння та середня довжина кореня та стебла проростків після певного періоду інкубації. Вимірювання цих показників проводили у строгій відповідності до методик біотестування, щоб забезпечити коректність і точність результатів. Контрольні розчини, що не зазнали біоочищення, дозволяли оцінити базовий рівень токсичності та порівняти його з результатами досліду.

Розрахунок ІЗТ здійснювався за ю формулою, яка базується на співвідношенні середніх значень показників життєдіяльності рослин у дослідних і контрольних розчинах. Конкретно, середня довжина кореня та відсоток проростання насіння у розчині після ризофільтрації порівнювали з аналогічними показниками у необробленому середовищі, тобто у середовищі, що не містило іонів свинцю.

Отриманий значення індексу дали змогу кількісно оцінити, наскільки токсичність розчину зменшилася після проходження через систему

біоочищення. Значення ІЗТ, більші за одиницю, вказують на певний позитивний рівень ефективності очищення, тоді як менші за одиницю значення свідчать про неефективність біоочищення (ризофільтрації в нашому випадку), тобто недостатнє зменшення токсичності.

$$\text{ІЗТ} = \Phi^+ / \Phi^-,$$

де: ІЗТ – індекс зменшення токсичності (індекс ризофільтрації); Φ^+ – показник, що характеризує життєдіяльність рослин в середовищі, що піддавалось дії ризофільтрації; Φ^- – показник, що характеризує життєдіяльність рослин в середовищі, що не піддавалось дії ризофільтрації.

Важливим аспектом використання ІЗТ є його здатність відображати не тільки хімічні зміни у середовищі, а й біологічні наслідки для живих організмів. Тобто навіть якщо концентрація Pb^{2+} у розчині після ризофільтрації зменшується, остаточна оцінка ефективності біоочищення визначається саме за життєздатністю тест-рослин. Такий підхід дозволяє отримати більш комплексне уявлення про стан середовища і робить результати дослідження практично застосовними для оцінки безпечності водних екосистем після антропогенного забруднення.

Додатково до основних показників життєдіяльності крес – салату досліджували морфологічні та фізіологічні зміни у проростках, такі як відхилення у рості кореня, зміну кольору та загального стану листків, що також можуть свідчити про залишковий токсичний вплив іонів свинцю.

Застосування таких комплексних показників дозволяє отримати більш точну картину ефективності ризофільтраційного процесу та потенційного відновлення природного середовища.

Отримані результати свідчать про те, що використання ІЗТ, як інтегрованого показника дозволяє проводити порівняльну оцінку різних методів біоочищення, а також визначати оптимальні умови проведення

ризofільтрації. Це має важливе значення не тільки для експериментальних досліджень, а й для практичного застосування у водоочисних системах, де зменшення токсичності води для живих організмів є ключовим критерієм ефективності.

Узагальнюючи, застосування індексу зменшення токсичності при використанні для біотестуванням крес–салаті, слід сказати, що цей метод дозволяє отримати кількісну, надійну та об’єктивну оцінку ефективності процесів біоочищення. Такий підхід є особливо корисним для оцінки впливу важких металів на водні екосистеми та розробки заходів з відновлення забруднених середовищ. Крім того, результати дослідження можуть бути використанні як основа для подальших експериментів, спрямованих на оптимізацію методів ризofільтрації та підвищення їхньої екологічної ефективності.

Використання ІЗТ показує, що його величина для кореневої системи проростків крес – салату міняється в залежності від концентрації розчину, що представлено в табл. 3.5.

Таблиця 3.5 – Залежність ІЗТ для різних органів проростків гороху від концентрації Pb^{2+}

5 мг/л		10 мг/л		50 мг/л		100 мг/л	
Корінь	Стебло	Корінь	Стебло	Корінь	Стебло	Корінь	Стебло
1,53	1,01	1,20	1,17	1,03	1,03	0,47	0,82

Для графічного відображення отриманих результатів було побудовано рис. 3.7, який демонструє залежність індексу зменшення токсичності (ІЗТ) для різних органів проростків гороху від концентрації іонів свинцю (Pb^{2+}) у модельному середовищі.

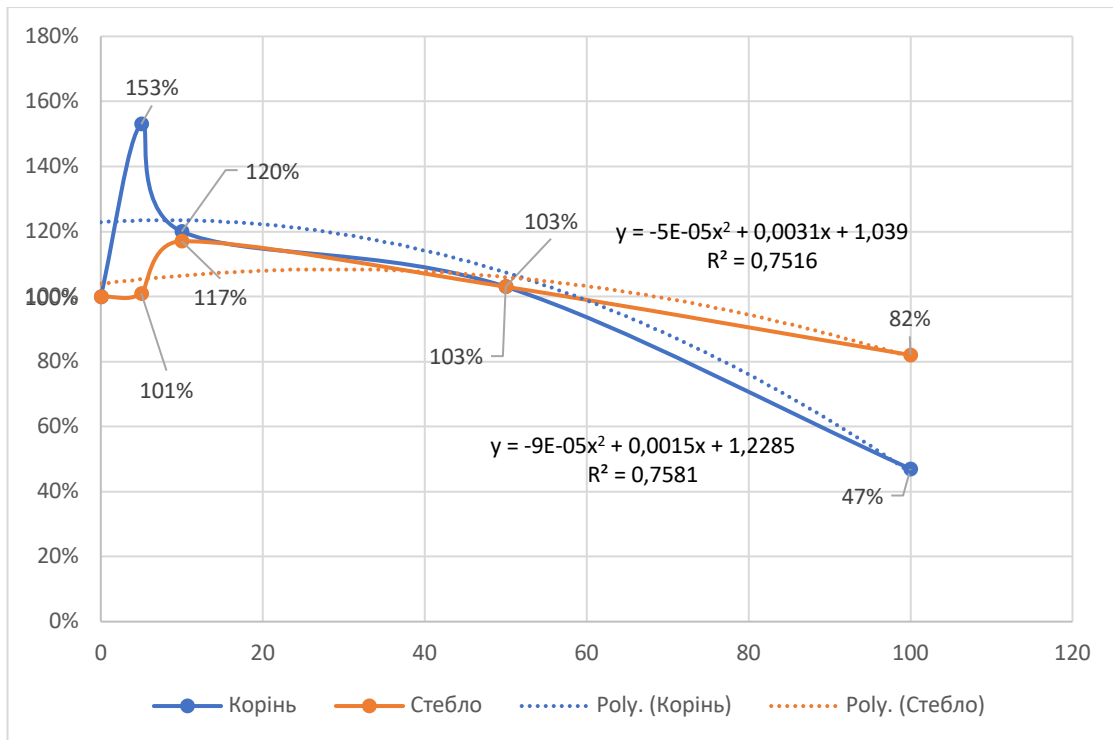


Рисунок 3.7 – Залежність ІЗТ для різних органів проростків гороху від концентрації Pb²⁺

Даних, що представлені в табл. 3.5 видно, що ІЗТ зменшується зі збільшенням концентрації Pb²⁺ і більш виражений для кореневої системи. Останнє зрозуміло, оскільки коренева система безпосередньо контактує з розчином іонів важкого металу.

В цілому, аналіз показав, що вирощування гороху може ефективно знижувати токсичність Pb²⁺ у водних розчинах. Найбільше зниження спостерігали при малих концентраціях свинцю – значення ІЗТ доходить до 150 відсотків, тоді як при більш високих концентраціях спостерігається навіть обернений ефект, коли після різofільтації токсичність розчинів зростає. Можливо це пояснюється тим, що рослини, зокрема, коренева система, в умовах високих концентрацій важких металів сама може бути джерелом токсичних речовин за рахунок загибелі клітин корневих меристем.

Отримані результати підтверджують доцільність використання наземних рослин на прикладі гороху для очищення води від токсичних іонів свинцю в певних концентраційних діапазонах, які не впливали на ефективність використання фітобіотестування.

ВИСНОВКИ

1. Створено експериментальну модель для вивчення закономірностей поглинання іонів металів шляхом ризофільтрації. У експериментальних умовах розроблено модель, що відтворює процес вилучення іонів свинцю (Pb^{2+}) із водного середовища за участю проростків гороху сорту Ароніс. Модель дозволила дослідити поведінку токсиканта у системі "рослина – вода" та визначити етапи його поглинання: адсорбцію на поверхні коренів, часткове проникнення в тканини, хелатування і біологічну фіксацію у вакуолях. Експериментальні результати засвідчили, що за концентрацій 10-50 мг/л свинець активно вилучається з водного середовища – ефективність ризофільтрації становила до 70 % протягом семи діб. Розроблена модель підтвердила можливість використання наземних рослин, щоб очистити воду від важких металів.

2. Запропоновано вжити метод біотестування для визначення зміни токсичності водного середовища після ризофільтрації. Для кількісної оцінки ефекту очищення використано крес-салат (*Lepidium sativum* L.) як тест-рослину. Проведені дослідження показали, що після контакту розчинів Pb^{2+} із проростками гороху їх токсичність знижувалася, про що свідчило покращення ростових показників крес-салату – збільшення довжини коренів та індексу проростання (GI) до 140-50 % відносно контролю. Метод біотестування довів свою ефективність як інтегральний показник зміни якості водного середовища, оскільки він враховує не лише концентраційні зміни токсиканта, а й реальний біологічний ефект його дії після процесу ризофільтрації.

3. Визначено концентраційні межі токсиканта, у яких доцільно застосовувати метод біотестування. У ході експерименту досліджено діапазон концентрацій ацетату свинцю від 5 до 100 мг/л. Встановлено, що

оптимальним є інтервал 5–50 мг/л, у якому біотестові рослини демонструють стабільну життєдіяльність і відтворювану реакцію на токсикант. За концентрацій понад 50 мг/л спостерігали різке пригнічення росту та деформацію проростків, що свідчить про перевищення межі толерантності. Таким чином, метод біотестування доцільно застосовувати в умовах низького та середнього рівня забруднення, де зміни ростових і фізіологічних показників найбільш інформативно відображають динаміку зниження токсичності після ризофільтрації.

4. Для кількісної характеристики ефективності ризофільтрації запропоновано розрахунок індексу зменшення токсичності (індексу ризофільтрації). Індекс зменшення токсичності (ІЗТ) визначає співвідношення життєздатності тест-рослин у середовищі після очищення до життєздатності у необробленому розчині. Середні значення ІЗТ у проведених досліджах становило 1,25–1,6, що відповідає зниженню токсичності на 25–60 %. Цей показник дає змогу кількісно оцінювати ефективність біоочищення, порівнювати різні варіанти експериментів і може бути використаний як універсальний критерій при аналізі результатів фіторе mediaційних досліджень. Використання ІЗТ спрощує інтерпретацію біологічних результатів та підвищує точність екологічних оцінок.

5. Отримані результати підтверджують доцільність використання наземних рослин (на прикладі гороху) для очищення води від іонів свинцю у певних концентраційних діапазонах. Показано, що горох сорту Ароніс здатний ефективно вилучати свинець із водного розчину та знижувати його біологічну токсичність без істотного пригнічення власної життєдіяльності. У межах концентрацій 10–50 мг/л спостерігали незначне уповільнення росту, що свідчить про стійкість рослин даного виду до дії свинцю та можливість використання їх як біофільтра. Таким чином, горох може розглядатися як перспективний об'єкт для впровадження у системи

фіторе mediaційного очищення води, зокрема на територіях із техногенним або воєнним забрудненням.

6. Науково–практичне значення отриманих результатів. Розроблена експериментальна модель ризофільтрації та застосований метод біотестування можуть використовуватись для оцінки ефективності очищення водних середовищ від важких металів, розробки екологічно безпечних технологій водопідготовки та для моніторингу стану водних об'єктів. Отримані дані підтверджують, що інтеграція ризофільтрації з біотестуванням забезпечує комплексну оцінку як хімічного, так і біологічного стану середовища, що підвищує достовірність екологічних досліджень і може бути рекомендовано для впровадження у природоохоронну практику.

7. Фітомаса, що акумулює свинець, належить до III класу небезпеки (ДСТУ 4462:2005), тому підлягає сушінню до 10–15 % вологості, герметичному пакуванню та паспортизації за ДСТУ 2195-99. Для сильно забрудненої біомаси рекомендовано інсинерацію, для помірно забрудненої — піроліз (450–700 °C) або газифікацію (900–1100 °C). За вмісту металів <50 мг/кг допускається контрольоване компостування згідно з вимогами ДСТУ 7369:2013. Усі операції поводження з відходами виконуються відповідно до Постанови КМУ №1120, що запобігає вторинному забрудненню та відповідає принципам ДСТУ ISO 18504:2021.

8. Загальний висновок. Проведене дослідження доводить ефективність поєднання методів ризофільтрації та біотестування як інструментів оцінки і зниження токсичності водних середовищ, забруднених іонами свинцю. Розроблена методика може бути використана для удосконалення систем екологічного моніторингу, оптимізації процесів біоочищення і формування наукових основ сталого управління якістю довкілля.

СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. World Health Organization. Lead poisoning and health: fact sheet. Updated August 2024. Режим доступу: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health> (дата звернення: 03.10.2025).

2. Solokha M., Pereira P., Symochko L., Vynokurova N., Demyanyuk O., Sementsova K., Inacio M., Barcelo D. Russian-Ukrainian War Impacts on the Environment. Evidence from the Field on Soil Properties and Remote Sensing // *Science of The Total Environment*. — 2023. — Vol. 902. — P. 166122. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.166122.

3. Salt D. E., Smith R. D., Raskin I. Phytoremediation // *Annual Review of Plant Biology*. — 1998. — Vol. 49. — P. 643–668. DOI: 10.1146/annurev.arplant.49.1.643.

4. Pilon-Smits E. Phytoremediation // *Annual Review of Plant Biology*. — 2005. — Vol. 56. — P. 15–39. DOI: 10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214.

5. Terekhova V. A. Biotesting of Soil Ecotoxicity in Case of Chemical Contamination: Modern Approaches to Integration for Environmental Assessment (a Review) // *Eurasian Soil Science*. — 2022. — Vol. 55. — P. 601–612. DOI: 10.1134/S106422932205009X.

6. Tchounwou P. B., Yedjou C. G., Patlolla A. K., Sutton D. J. Heavy metal toxicity and the environment // *EXS*. — 2012. — Vol. 101. — P. 133–164. DOI: 10.1007/978-3-7643-8340-4_6.

7. Tangahu B. V., Abdullah S. R. S., Basri H., Idris M. et al. A review on heavy metals contamination in soil and phytoremediation mechanisms // *International Journal of Environmental Science and Technology*. — 2011. — Vol. 8, No. 3. — P. 485–508. DOI: 10.1007/BF03326235.

8. Krämer U. Metal hyperaccumulation in plants // *Annual Review of Plant Biology*. — 2010. — Vol. 61. — P. 517–539. DOI: 10.1146/annurev-arplant-042809-112156.

9. Pourrut B., Shahid M., Dumat C., Winterton P., Pinelli E. Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants // *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. — 2011. — Vol. 213. — P. 113–136. DOI: 10.1007/978-1-4419-9860-6_4.

10. Clemens S. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants // *Biochimie*. — 2006. — Vol. 88, No. 11. — P. 1707–1719. DOI: 10.1016/j.biochi.2006.07.003.

11. Rajkumar M., Sandhya S., Prasad M. N. V., Freitas H. Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation // *Biotechnology Advances*. — 2012. — Vol. 30, No. 5. — P. 1237–1252. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2012.04.011.

12. Olguín E. J., Sánchez-Galván G. Heavy metal removal in phytofiltration and rhizofiltration systems // *Water, Air, and Soil Pollution*. — 2012. — Vol. 223. — P. 1245–1256. DOI: 10.1007/s11270-011-0949-7.

13. ДСТУ 4462.3.01:2005. Відходи. Класифікація, ідентифікація та кодування. — Київ: Держспоживстандарт України, 2005.

14. Кабінет Міністрів України. Постанова № 117 від 20.02.2019 «Про затвердження Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року». Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/117-2019-p> (дата звернення: 16.10.2025).

15. ISTA. *International Rules for Seed Testing*. — Bassersdorf: International Seed Testing Association, 2018. — 350 p.

16. International Seed Testing Association (ISTA). *International Rules for Seed Testing. Chapter 5: The Germination Test*. — Bassersdorf: ISTA, 2020. — 42 p. Режим доступу: <https://surl.li/uovuyj> (дата звернення: 29.10.2025).

17. Zaitsev Y., Hryshchenko O., Romanova S., Zaitseva I. Influence of Combat Actions on the Content of Gross Forms of Heavy Metals in the Soils of Sumy and Okhtyrka Districts of Sumy Region // *Agroecological Journal*. — 2022. — No. 3. — P. 136–149. DOI: 10.31548/agroecol.2022.3.136.

18. Макарчук О. Л., Савчук О. П. Використання індексу проростання (GI) при оцінці фітотоксичності водних розчинів важких металів за допомогою *Lepidium sativum* L. // Екологія і ноосферологія. — 2022. — Т. 33, № 2. — С. 45–53. DOI: 10.35433/ISSN2410-7360.

19. Матеріали VII Міжнародного конгресу «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (12–14 жовтня 2022 р., Львів): тези доповідей. — Львів: Львівська політехніка, 2022. — 250 с. Режим доступу: <https://science.lpnu.ua/ecosongress-2022> (дата звернення: 03.11.2025).

20. Міхеєв О. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Кулинич Я. І. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод: монографія. — К.: Центр учбової літератури, 2018. — 171 с.

22. Костіков І. Ю., Олійник О. В. Екологічні наслідки російсько–української війни: забруднення важкими металами та радіонуклідами. Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Серія: Біологія., 2023, Вип. 88, С. 5–14. DOI: 10.17721/1728_2748.2023.88.5-14.

23. Ісаєнко В. М., Маджд С. М. Перспективи застосування фітотехнологій для відновлення стану забруднених водних об'єктів. *Екологічна безпека та технології захисту довкілля*, 2021, №1, С. 12–16. Режим доступу: <https://dspace.nuft.edu.ua/items/8b3fc2f1-acb2-413b-af6d-db7c9617fad6> (дата звернення: 12.10.2025).

24. ДСТУ 2195-99. Охорона природи. Поводження з відходами. Технічний паспорт відходу. Склад, вміст, виклад і правила внесення змін (ГОСТ 17.9.0.2-99). — Київ: Держстандарт України, 1999.

25. ДСТУ 7369:2013. Добрива органічні. Технічні умови. — Київ: Мінекономрозвитку України, 2013.

26. ДСТУ ISO 18504:2021. Сталий підхід до рекультивації забруднених ділянок (Sustainable remediation). — Київ: ДП «УкрНДНЦ», 2021.

27. ДСТУ 4138-2002. Насіння сільськогосподарських культур. Методи визначення якості. — Київ: Держстандарт України, 2002.

28. Кабінет Міністрів України. Постанова № 1120 від 13.07.2000 «Про затвердження Положення про контроль за транскордонними перевезеннями небезпечних відходів та їх утилізацією/видаленням і Жовтого та Зеленого переліків відходів». Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/go/1120-2000-%D0%BF> (дата звернення: 25.11.2025).