

**НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ КЛІТИННОЇ БІОЛОГІЇ ТА ГЕНЕТИЧНОЇ ІНЖЕНЕРІЇ**

*Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису*

ЛАПАНЬ ОКСАНА ВОЛОДИМИРІВНА

УДК 57.043+57.044

**ДИСЕРТАЦІЯ
ОЧИЩЕННЯ ВОДОЙМ ВІД ^{137}Cs ТА ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НАЗЕМНИМИ
РОСЛИНАМИ**

Спеціальність 091 «Біологія»

Галузь знань 09 «Біологія»

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ О. В. Лапань

Науковий керівник: Міхєєв Олександр Миколайович
доктор біологічних наук, старший науковий співробітник

Київ – 2020

АНОТАЦІЯ

Лапань О. В. Очищення водойм від ^{137}Cs та важких металів наземними рослинами. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 091 «Біологія» (09 «Біологія») – Інститут клітинної біології та генетичної інженерії НАН України, Київ, 2020.

Результати аналізу досліджень вітчизняних та закордонних учених дозволяють констатувати, що одними з найбільш небезпечних токсикантів, які спровокували значне підвищення рівня забруднення водних ресурсів планети, є радіонукліди та метали. Вказані забруднюючі речовини здатні до міграції і біоаккумуляції та шкідливо впливають на здоров'я людини та біоту. У зв'язку з цим все актуальнішими стають дослідження, спрямовані на створення ефективних, екологічно безпечних і економічно рентабельних систем відновлення якості великих об'ємів водних середовищ, тобто розроблення нових чи удосконалення існуючих методів вилучення зазначених токсикантів із водойм.

Дисертацію присвячено вирішенню важливого завдання – науковому обґрунтуванню розроблення фіторе mediaційної технології, яка складається з вивчення поглинальної здатності наземних рослин та створення ефективної гідрофітної споруди типу біоплато.

У роботі використано такі методи досліджень: теоретичний аналіз для узагальнення результатів досліджень вітчизняних та зарубіжних дослідників (під час аналізу наукової літератури); метод камерних моделей для моделювання перенесення і міграції радіонуклідів в екосистемі «експериментальна водойма – рослини»; УФ-С-опромінення рослин; фізіологічні – культивування рослин в умовах аквапоніки, визначення морфометричних параметрів наземних рослин та спостереження за життєдіяльністю рослин; лабораторні аналітичні (метод атомно-абсорбційної спектрометрії та мас-спектрометрії для визначення концентрації іонів важких металів, рН-іонометрію – для вимірювання рН водних

розчинів, радіометричний метод визначення радіоактивності зразків води та рослин за ^{137}Cs); математичної статистики (для оброблення первинних експериментальних даних і оцінки достовірності одержаних результатів).

У дисертації за допомогою скринінгових досліджень виявлено сорбційні властивості наземних видів трав'янистих рослин (*Secale cereale* L. (сорт Забава), *Hordeum vulgare* L. (сорт Ластер), *Phleum pratense* L. (сорт Люлинецька 1), *Triticum vulgare* L. (сорт Миронівська 808), *Festuca pratensis* Huds. (сорт Діброва), *Pisum sativum* L. (сорт Апоніс), *Dactylis glomerata* L. (сорт Муравка), *Avena sativa* L. (сорт Саргон) та *Zea mays* L. (сорт Достаток) стосовно іонів ^{137}Cs та металів (Cd(II), Zn(II), Cr(VI)) у водному середовищі. Всі перелічені види досліджуваних рослин зберігали здатність до росту у водному середовищі ($V = 2,5$ л) протягом 30 діб. Коефіцієнти накопичення загальної фітомаси становили: ^{137}Cs (1000–1720), Zn(II) (221–310), Cd(II) (94–215) та Cr(VI) (123–245).

Встановлено, що вплив конкуруючих іонів на вилучення ^{137}Cs із водного розчину рослинами *Zea mays* L. зростав в ряду $\text{Mg}^{2+} < \text{Ca}^{2+} < \text{Na}^{+} < \text{K}^{+}$. Зі збільшенням діапазону твердості води (3,5–19 мг-екв/л) ступінь очищення середовища від ^{137}Cs практично не змінювався.

Виявлено, що сорбційна здатність рослин стосовно ^{137}Cs та металів (Zn(II), Cd(II)) підвищується за рахунок УФ-С-опромінення та збільшення щільності вирощування рослин. Вплив УФ-С-опромінення (0,25–0,5 кДж/м²) рослин *Zea mays* L. та збільшення щільності вирощування рослин *Secale cereale* L. (6500–25800 шт./м²), *Phleum pratense* L. (183 500–734 600 шт./м²) та *Pisum sativum* L. (1130–6780 шт./м²) збільшувало фітосорбційну здатність на 8–22 %.

Досліджено дію іонів металів (Cd(II), Zn(II), Cr(VI)) на ростові показники деяких видів вищих наземних рослин. Встановлено, що стійкість до впливу токсичних металів залежить від виду рослин, а низькі концентрації останніх можуть спричиняти гормезисну дію на ріст та розвиток рослин. Визначено діапазон концентрацій Cd(II), Zn(II) та Cr(VI) (1–100 мг/л), у якому ефективно

відбувається процес очищення водного середовища досліджуваними рослинами (*Secale cereale* L., *Phleum pratense* L., *Avena sativa* L.).

Було з'ясовано, що ефективність вилучення металів з водних розчинів залежала від рН середовища. Найменша концентрація токсичних металів у воді була зафіксована при рН 7,5–9. Примусова аерація водного середовища (насос Regent Calm RC-004 потужністю 2,7 Вт) підвищувала показники фітосорбції Cd(II) на 11 % рослинами *Secale cereale* L. Найвищі показники фітосорбції *Secale cereale* L. зафіксовано за концентрації Cd(II) у водному середовищі на рівні 1 мг/л.

У результаті отриманої у експерименті динаміки вмісту металів у воді виявлено, що для очищення водойм від Cd(II) доцільно використовувати *Secale cereale* L. та *Phleum pratense* L., для очищення водойм від Zn(II) – *Festuca pratensis* Huds. та *Zea mays* L., а для зменшення рівня забруднення водних об'єктів від Cr(VI) слід застосовувати рослини *Phleum pratense* L. та *Zea mays* L.

Запропоновано конструкцію плаваючої гідрофітної споруди на основі гранульованого пінополістиролу з вищими наземними рослинами, застосування яких у споруді, на відміну від вищих водяних рослин, полегшує етапи конструювання біоплато, його транспортування на значні відстані з метою розміщення на дзеркалах водних об'єктів, які потребують очищення від розчинних форм радіонуклідів та токсичних металів, і не руйнується протягом всього необхідного періоду дезактивації.

На підставі дослідження розподілу ^{137}Cs за складовими біоплато встановлено, що поглинання радіонукліду відбувається переважно рослинним компонентом конструкції. Завдяки моделюванню динаміки накопичення ^{137}Cs в системі «експериментальна водойма – рослини (біоплато)» можна припустити, що закономірності міграції токсиканту в цій системі в діапазоні не досліджуваних концентрацій будуть аналогічними до тих, що були висвітлені у межах вмісту токсикантів у проведеному експерименті.

Наукова новизна отриманих результатів полягає у створенні наукових засад очищення водойм від ^{137}Cs та токсичних металів наземними рослинами, а саме уперше:

- проведено оцінювання ефективності очищення водного середовища шляхом використання нової конструкції (типу біоплато), біотичним компонентом якої є вищі наземні рослини (*Secale cereale* L. (сорт Забава), *Hordeum vulgare* L. (сорт Ластер), *Phleum pratense* L. (сорт Люлинецька 1), *Triticum vulgare* L. (сорт Миронівська 808), *Festuca pratensis* Huds. (сорт Діброва), *Pisum sativum* L. (сорт Ароніс), *Dactylis glomerata* L. (сорт Муравка), *Avena sativa* L. (сорт Саргон) та *Zea mays* L. (сорт Достаток)), від ^{137}Cs , Cr(VI), Zn(II) та Cd(II);

- встановлено, що УФ-С-опромінення та збільшення щільності вирощування наземних видів рослин (*Zea mays* L., *Secale cereale* L., *Phleum pratense* L., *Pisum sativum* L.) суттєво підвищує інтенсивність фітосорбції щодо ^{137}Cs та металів. Виявлено, що ефективність вилучення рослинами *Secale cereale* L. металів з водних розчинів залежала від ступеня аерації водного середовища, а також від значення pH;

- показано вплив конкуруючих іонів (Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+) на вилучення ^{137}Cs із водного розчину рослинами *Zea mays* L.;

- визначено діапазон концентрацій кадмію, цинку та хрому, у якому ефективно відбувається процес очищення водного середовища досліджуваними рослинами (*Secale cereale* L., *Phleum pratense* L., *Avena sativa* L.).

Удосконалено систему очищення водних об'єктів від ^{137}Cs та металів за рахунок розроблення й застосування гідрофітної споруди з новим біотичним та абіотичним компонентами, що зменшує навантаження на природні водні екосистеми.

Набули подальшого розвитку уявлення про фіторе mediaційну методологію, а саме застосування гідрофітної споруди типу біоплато з метою зменшення забруднення водних середовищ.

Практичне значення отриманих результатів

Результати досліджень доповнюють сучасні уявлення про сорбційну здатність деяких трав'янистих наземних видів рослин для застосування у фіторе mediaційній практиці, зокрема створення ефективної сорбційної споруди типу біоплато для очищення водних об'єктів від ^{137}Cs та іонів металів до рівня, що відповідає вимогам чинних нормативних документів для джерел питного водопостачання. Запропонована конструкція типу біоплато є ефективним засобом для практичного використання задля очищення або доочищення великих об'ємів води з метою ліквідації наслідків аварійних емісій радіонуклідів на атомних електростанціях, для очищення ґрунтів від радіонуклідного забруднення шляхом фітоекстракції розчинів після етапу вилуговування, для видобування цінних металів із водних середовищ.

Результати теоретичних та практичних досліджень:

- використовуються в практичній діяльності ТОВ «БІЗНЕС АБСОЛЮТ» шляхом впровадження у проєктну документацію та під час розроблення очисних споруд промислових підприємств, що дозволило модернізувати технологічні схеми очисних споруд та підвищити ефективність очищення стічних вод промислового підприємства;

- застосовуються в практичній діяльності ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», що дало можливість значно підвищити ефективність роботи інституту у вирішенні актуальних завдань екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів України;

- впроваджені в навчальний процес Національного авіаційного університету під час проведення лабораторних робіт з дисципліни «Радіоекологія»;

- впроваджені в навчальний процес ДЗ «Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління» під час проведення лабораторних робіт з дисципліни «Біологічна безпека»;

- лягли в основу монографії «Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод».

Розроблено новий біоінженерний пристрій у формі біоплато (деклараційний патент України №107555) для покращення екологічного стану водних об'єктів шляхом очищення водою від радіонуклідів.

Розроблено нову комплексну біоінженерну систему типу біоплато (деклараційний патент України №117067) для забезпечення покращення екологічного стану всіх складових гідроекосистеми малих та середніх річок, шляхом очищення поверхневого, придонного шару води та донних відкладів, що створює екологічно безпечні умови їх розвитку.

Ключові слова: водойма, фіторе mediaція, наземні рослини, ^{137}Cs , метали (цинк (II), кадмій (II), хром (VI)), біоплато.

SUMMARY

O. V. Lapan. Purification of water bodies from ^{137}Cs and heavy metals by terrestrial plants. – The qualified scientific work on the rights of the manuscript.

The thesis for a Doctor of Philosophy Degree in Specialization 091 «Biology» (09 «Biology») – the Institute of Cell Biology and Genetic Engineering, NAS of Ukraine, Kyiv, 2020.

The results of the analysis of studies of native and foreign scientists allow to indicate that radionuclides and metals are one of the most dangerous toxicants, that provoked a significant increase in pollution of the planet's water resources. These contaminants are capable of migration and bioaccumulation and have a detrimental influence on the human health and the biota. As a result, researches are increasingly relevant to create effective, environmentally safe and cost-effective systems for restoring the quality of large volumes of water areas, in other words, the developing new or improving existing methods for removing these toxicants from water bodies.

The thesis aims at solving an important task – the scientific substantiation of the development of phytoremediation technology which involves studying of the absorption capacity of terrestrial plants and creation of an effective hydrophytic structure of the bioplate type.

The following research methods are used in the thesis: theoretical analysis to summarize the research results of native and foreign researchers (during the analysis of literary sources); the method of chamber models for modeling the transfer and migration of radionuclides in the ecosystem «experimental water body – plants»; UV- C-irradiation of plants; physiological – the cultivation of plants in aquaponics conditions, the determination of morphometric parameters of terrestrial plants and monitoring of plant life; laboratory and analytical (atomic absorption spectrometry and mass spectrometry method for determining the concentration of heavy metal ions, pH ionometry – for measuring the pH of water solutions, radiometric method of determining radioactivity of water and plant samples by ^{137}Cs); mathematical statistics (for processing of primary experimental data and estimation of reliability of the obtained results).

In the thesis the sorption properties of terrestrial species of herbaceous plants were found with the help of screening (*Secale cereale* L. (Zabava variety), *Hordeum vulgare* L. (Laster variety), *Phleum pratense* L. (Lyulinetska 1 variety), *Triticum vulgare* L. (Myronivska 808 variety), *Festuca pratensis* Huds. (Dibrova variety), *Pisum sativum* L. (Aronis variety), *Dactylis glomerata* L. (Muravka variety), *Avena sativa* L. (Sargon variety) and *Zea mays* L. (Dostatok variety) regarding ions of cesium and metals (Cd(II), Zn(II), Cr(VI)) in water area. All of the listed plant species retained their ability to grow in water environment ($V = 2,5 \text{ l}$) for 30 days. The accumulation coefficients of the total phytomass were: ^{137}Cs (1000–1720), Zn(II) (221–310), Cd(II) (94–215) та Cr(VI) (123–245).

It was stated that the influence of competing ions on the extraction of cesium out of water solution by *Zea mays* L. plants increased in the range of $\text{Mg}^{2+} < \text{Ca}^{2+} < \text{Na}^+ < \text{K}^+$. With the increase in the hardness range of water (3,5–19 mg-eq/l), a slight decrease (by the level of 2 %) of the degree of purification of the environment out of cesium was observed. With the increase in the hardness range of water (3,5–19 mg-eq/l), the degree of cesium purification of the environment has not changed significantly.

It was found that the sorption capacity of plants concerning radiocesium and metals (Zn(II), Cd(II)) is increased due to UV-C irradiation and increase in plant

growth density. Effect of UV-C-irradiation (0,25–2 kJ/m²) of *Zea mays L.* plants and increase of growing density of *Secale cereale L.* (6500–25800 pc/m²), *Phleum pratense L.* (183 500–734 600 pc/m²) and *Pisum sativum L.* (1130–6780 pc/m²) increased phytosorption capacity by 8–22%.

The effect of metal ions (Cd(II), Zn(II), Cr(VI)) on the growth rates of some species of higher terrestrial plants was investigated. It was established that resistance to toxic metals depends on the type of a plant, and low concentrations of the latter can cause a hormonal effect on plant growth and development of a plant. The concentration range of Cd(II), Zn(II) and Cr(VI) (1–100 mg/l) was determined, in which the process of purification of the water environment by the studied plants (*Secale cereale L.*, *Phleum pratense L.*, *Avena sativa L.*) is effective.

It was found that the efficiency of extracting metals from water solutions was dependent on the pH of the environment. The lowest concentration of toxic metals in water was recorded at pH 7.5–9. Forced aeration of the water environment (2.7 W Regent Calm RC-004 pump) increased Cd(II) phytosorption rates by 11 % in *Secale cereale L.* plants. The highest phytosorption rates in *Secale cereal L.* were recorded at Cd(II) concentrations in the water environment at the level of 1 mg /l.

As a result of the experiment, the dynamics of the metal content in water revealed that it is advisable to use *Secale cereale L.* and *Phleum pratense L.* to purify the water bodies out of Cd(II), *Festuca pratensis Huds.* and *Zea mays L.* – out of Zn(II), and *Phleum pratense L.* and *Zea mays L.* plants should be used to reduce the level of water pollution out of Cr(VI).

The design of floating hydrophytic structure on the basis of granulated expanded polystyrene with higher terrestrial plants is proposed, the use of which in the structure, unlike higher water plants, facilitates the stages of construction of the bioplatea, its transportation over considerable distances in order to place on the mirrors of water bodies that require the purification out of soluble forms of radionuclides and toxic metals, and is not destroyed during the entire required period of decontamination.

Based on the study of the distribution of ¹³⁷Cs by bioplate components it was found that radionuclide absorption occurs mainly by the plant component of the

structure. Due to the modeling of the dynamics of accumulation of radiocesium in the system «experimental water body – plants (bioplato)» it is possible to assume that the patterns of migration of the toxicant in this system in the range of investigated concentrations will be similar to those that were covered within the content of toxicants in the experiment.

The scientific novelty of the obtained results is to create scientific bases for the purification of water bodies out of ^{137}Cs and toxic metals by terrestrial plants, namely for the first time:

- the assessment of the efficiency of purification of water environment by using a new design (of bioplato type), the biotic component of which is higher terrestrial plants (*Secale cereale* L. (Zabava variety), *Hordeum vulgare* L. (Laster variety), *Phleum pratense* L. (Lyulinetska 1 variety), *Triticum vulgare* L. (Myronivska 808 variety), *Festuca pratensis* Huds. (Dibrova variety), *Pisum sativum* L. (Aronis variety), *Dactylis glomerata* L. (Muravka variety), *Avena sativa* L. (Sargon variety) and *Zea mays* L. (Dostatok variety) out of ^{137}Cs , Cr(VI), Zn(II) та Cd(II) was conducted;
- it was found that UV-C-irradiation and increasing the density of cultivation of terrestrial plant species (*Zea mays* L., *Secale cereale* L., *Phleum pratense* L., *Pisum sativum* L.) significantly increases the intensity of phytosorption against ^{137}Cs and metals. It was found that the efficiency of extraction by *Secale cereale* L. plants out of metals from water solutions depended on the degree of aeration of the water environment, as well as on the pH value;
- the influence of competing ions (Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+) on the extraction of cesium out of a water solution by *Zea mays* L. plants is shown;
- the range of concentrations of cadmium, zinc and chromium was determined, in which the process of purification of the water environment by the tested plants (*Secale cereale* L., *Phleum pratense* L., *Avena sativa* L.) was efficiently carried out.

There was improved the water purification system out of ^{137}Cs and metals due to the development and application of a hydrophytic plant with new biotic and abiotic components, which reduces the load on natural aquatic ecosystems.

The concept of phytoremediation methodology, namely the use of a bioplate-

type hydrophytic structure to reduce pollution of water environments *is further developed*.

The practical significance of the results obtained

The results of the studies complement the current understanding of the sorption capacity of some herbaceous terrestrial plant species for use in phytoremediation practice, in particular the creation of an effective sorption structure of the bioplate type to purify water bodies out of ^{137}Cs and metal ions to a level that meets the requirements of current regulatory documents for drinking water supply. The proposed bioplate design is an effective tool for practical use for purification or additional purification of large volumes of water to eliminate the consequences of accidental radionuclide emissions at nuclear power plants, for the purification of soil out of radionuclide contamination by phytoextraction of solutions after leaching, for the extraction of precious metals from water areas.

The results of theoretical and practical research:

- are used in the practical activity of «Business Absolyut» LLC through the introduction in the design documentation and during the development of purifying facilities of industrial enterprises, which allowed to modernize technological schemes of purifying facilities and increase the efficiency of purifying of wastewater of an industrial enterprise;
- are used in the practical activity of the State Institution «The Institute of Environmental Geochemistry of the NAS of Ukraine», which made it possible to increase significantly the efficiency of the Institute's work in solving current problems of the environmental safety of surface water bodies of Ukraine;
- are introduced into the educational process of the National Aviation University during laboratory work in the discipline «Radioecology»;
- are introduced into the educational process of the State organization «State Ecological Academy of Post-Graduate Education and Management» during laboratory work in the discipline «Biosafety»;
- formed the basis of the monograph «Using hydrophytic systems to restore the quality of polluted waters».

A new bioengineering device in the form of a bioplate (Ukrainian Patent Declaration No. 107555) was developed to improve the environmental status of water bodies by their clearing from radionuclides.

A new complex bioengineering system of the type of bioplate (patent of Ukraine No. 117067) was developed to ensure the improvement of the ecological status of all components of the hydro-ecosystems of small and medium-sized rivers, by purification of the surface, bottom layer of water and bottom sediments that creates environmentally safe conditions for their development.

Key words: water body, phytoremediation, terrestrial plants, ^{137}Cs , metals (zinc (II), cadmium (II), chromium (VI)), bioplate.

.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Міхєєв О. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Кулинич Я. І. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод: монографія. Київ: Центр учбової літератури, 2018. 171 с.

Особистий внесок: підготувала розділ 2 «Гідрофітні системи та їх роль у відновленні якості забруднених вод» та розділ 7 «Використання наземних рослин у цілях фіторе mediaції».

2. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Дезактивація водних об'єктів від ^{137}Cs за допомогою біоплато. *Ядерна фізика та енергетика*. 2019. Т. 20, № 3. С. 304–310.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила вплив щільності вирощування рослин на їхню сорбційну здатність щодо іонів ^{137}Cs , дослідила розподіл активності ^{137}Cs по структурних компонентах біоплато, оформила статтю.

3. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Маджд С. М. Біологічне очищення водних об'єктів від Cs-137. *Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія*. 2019. Т. 75, №1. С. 68–73.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо ^{137}Cs , провела моделювання динаміки накопичення ^{137}Cs у системі «експериментальна водойма – наземні рослини», оформила статтю.

4. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Дія іонів кадмію на ростові процеси рослинного компонента біоплато. *Фізіологія рослин і генетика*. 2019. Т. 51, №4. С. 338–346.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила вплив Cd(II) на фізіологічні параметри рослин, оформила статтю.

5. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Фіторе mediaційний метод очищення водних об'єктів від важких металів та радіонуклідів. *Доповіді Нац. Академії наук України*. 2019. № 4. С. 81–85.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо ^{137}Cs та важких металів, оформила статтю.

6. Лапань О. В., Міхеєв О. М. Біоплато для очищення водних об'єктів від важких металів. *Доповіді Нац. Академії наук України*. 2019. № 9. С. 77–81.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила статтю.

7. Mixeyev O. M, Udod V. M., Madzhd S. M., Lapan O. V., Kulynych Ya. I. Increasing of natural subsystems bufferness to minimize anthropogenic pressure on hydrological ecosystems. *East European Scientific Journal*. 2016. Vol. 1, No. 9 (13) part 1. P. 10–14.

Особистий внесок: проаналізувала антропогенні чинники та особливості їх впливу на стан водойм, оформила статтю.

8. Mixeyev O. M, Madzhd S. M., Lapan O. V. New method of floating bioplato construction for phytodesactivation of water bodies of civil aviation enterprises. *East European Scientific Journal*. 2016. Vol. 3, No. 5(9). P. 135–142.

Особистий внесок: провела скринінг наземних рослин-гіперакумуляторів ^{137}Cs , оформила статтю.

9. Mikheev A. N., Lapan O. V., Madzhd S. M. Experimental foundations of a new method for rhizofiltration treatment of aqueous ecosystems from ^{137}Cs . *Journal of water chemistry and technology*. 2017. Vol. 39, No. 4. P. 245–249.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, провела скринінг наземних рослин-гіперакумуляторів ^{137}Cs , дослідила різні види субстрату, що забезпечують високу плавучість та щільний зв'язок з кореневою системою рослин, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо ^{137}Cs , оформила статтю.

10. Mikheev A. N., Lapan O. V., Madzhd S. M. Development of a new method of garment filtering purification of water objects of chrome (VI). *Journal of water chemistry and technology*. 2018. Vol. 40, No. 3. P. 157–159.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, провела скринінг наземних рослин-гіперакумуляторів ^{137}Cs , дослідила різні види субстрату, що забезпечують високу плавучість та щільний зв'язок з кореневою системою рослин, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо Cr(VI) , оформила статтю.

11. Lapan O. V., Mikheev O. M., Madzhd S. M. Development of a new method of rhizofiltration purification of water objects of Zn(II) and Cd(II) . *Journal of water chemistry and technology*. 2019. Vol. 41, No. 1. P. 52–56.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо Zn(II) та Cd(II) , дослідила вплив щільності вирощування рослин на їхню сорбційну здатність щодо Zn(II) та Cd(II) , оформила статтю.

12. Lapan O. V., Mikhyeyev O. M., Madzhd S. M., Dmytrukha T. I., Cherniak L. M., Petrusenko V. P. Water Purification from Ions of Cadmium (II) Using a Bio-Plateau. *Journal of Ecological Engineering*. 2019. Vol. 20. Iss. 11. P. 29–34.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо Cd(II) , дослідила вплив рН середовища та примусової аерації на сорбційну здатність наземних рослин, оформила статтю.

які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

13. Михеев А. Н., Лапань О. В., Маджд С. М., Пчеловская С. А. Новый способ конструирования биоплато для очистки водоемов от радионуклидов. *Современные тенденции развития науки и технологий: материалы VIII Международной научно-практической конференции* (г. Белгород, 30 ноября 2015). Белгород, 2015. С.107–113.

Особистий внесок: дослідила різні види субстрату, що забезпечують високу плавучість та щільний зв'язок з кореневою системою рослин, брала участь у конструюванні біоплато для очищення водойм, оформила тези.

14. Міхеев О. М., Лапань О. В., Маджд С. М. Новый метод конструирования биоплато для целей ризофилтрации. *Вода: проблемы та шляхи*

вирішення: матер. Всеукр. наук.-практ. конф. (Житомир, 6–8 липня 2016). Житомир, ЖДУ ім. І. Франка, 2016. С. 154–158.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо ^{137}Cs , брала участь у конструюванні біоплато для очищення водойм, оформила тези.

15. Міхєєв О. М., Овсяннікова Л. Г., Маджд С. М., Лапань О. В. Розробка технології деконтамінації одних об'єктів від радіонуклідного та хімічного забруднення. *Біотехнологія XXI століття*: матер. X Всеукр. наук.-практич. конф., присвяч. 135-й річниці від дня народж. Олександра Флемінга (Київ, 22 квітня 2016). К.: НТУУ «КПІ», 2016. С. 155.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила тези.

16. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Овсяннікова Л. Г., Маджд С. М. Використання нового типу біоплато для очищення водних об'єктів від радіонуклідного та хімічного забруднення. *Матеріали XXIV щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України* (Київ, 10–13 квітня 2017). Київ: Ін-т ядерн. дослідж., 2017. С. 240–241.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила тези.

17. Mikhieiev O. M., Lapan O. V., Ovsiannikova L. H. Water bodies treatment from radionuclides and chemical pollution. *Shevchenkivska vesna: bioscience advances: materials XV International conference of students and young scintists* (Kyiv, 18–21 April 2017). Kyiv, 2017. P. 12–13.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила тези.

18. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Маджд С. М. Використання гідрофітної системи типу біоплато для відновлення якості забруднених важкими металами та радіонуклідами вод. *Радіаційно і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення*: матеріали XIV Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Миколаїв – м. Очаків, 2–6 червня 2018). Миколаїв, 2018. С. 54–55.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила тези.

19. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Очистка водних об'єктів від важких металів за допомогою гідрофітної споруди типу біоплато. *Біотехнологія XXI століття: матеріали XII Всеукр. наук. – практ. конф., присвяч. 100-річчю з дня народження Артура Корнберга* (Київ, 20 квітня 2018). Київ, 2018. С. 114.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила тези.

20. Лапань О. В., Кудрявцева Д. О. Досвід використання гідрофітних споруд в Україні. *Сучасна гідроекологія. Місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: матеріали V Науково-практичної конференції для молодих вчених* (Київ, 14–15 листопада 2018). Київ, 2018. С. 31–32.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, оформила тези.

21. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив іонів Cd(II) на фізіологічні параметри рослин. *Сьогодення біологічної науки: матеріали II Міжнародної наукової конференції* (Суми, 09–10 листопада 2018). Суми, 2018. С. 140–142.

Особистий внесок: дослідила вплив Cd(II) на фізіологічні параметри рослин, оформила тези.

22. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив рН середовища на ефективність поглинання іонів кадмію (II) біоплато. *Біотехнологія XXI століття: матеріали XIII Всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених присвяченої 185-річчю від дня народження Дмитра Івановича Менделєєва*, (Київ, 19 квітня 2019). Київ, 2019. С. 121.

Особистий внесок: дослідила вплив рН середовища на сорбційну здатність наземних рослин, оформила тези.

23. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Очищення водних об'єктів від Cs-137 за допомогою гідрофітної споруди типу біоплато. *Чиста вода і ремедіаційні технології. Наголос на Чорнобильській катастрофі та інших антропогенних*

забрудненнях: матеріали семінару з міжнародною участю (Київ, 23 квітня, 2019). Київ, 2019. С. 7.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо ^{137}Cs , оформила тези.

24. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив вихідної концентрації іонів Cd(II) на сорбційні властивості біоплато. *Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення*: Матеріали XV Міжнародної науково-практичної конференції (м. Миколаїв – с. Коблево, 6–9 червня 2019). Миколаїв, 2019. С. 58.

Особистий внесок: дослідила вплив вихідної концентрації Cd(II) на сорбційні властивості наземних рослин, оформила тези.

25. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Біоплато для очищення водних об'єктів від радіонуклідів. 7-й з'їзд Радіобіологічного товариства України: тези доповідей (Київ, 1–4 жовтня 2019). Київ, 2019. С. 94.

Особистий внесок: дослідила розподіл активності ^{137}Cs по структурних компонентах біоплато, оформила тези.

26. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив примусової аерації на фітосорбцію іонів Cd(II) з водного розчину. *Біотехнологія: завершення та надії*: матеріали VIII Міжнародної науково-практичної онлайн конференції студентів, аспірантів та молодих вчених (Київ, 15 листопада 2019 року). Київ: НУБІП, 2019. С. 91–92.

Особистий внесок: дослідила вплив додаткової аерації та сорбційну здатність наземних рослин, оформила тези.

27. Лапань О. В. Вплив щільності вирощування наземних рослин на ступінь очищення водного середовища від іонів Zn(II) . *Біологічні дослідження – 2020*: матеріали XI Всеукраїнської науково-практичної конференції (Житомир, 21–23 березня 2020 р.). Житомир, 2020. С. 346–348.

Особистий внесок: дослідила вплив щільності вирощування рослин на їхню сорбційну здатність щодо іонів Zn(II) , оформила тези.

28. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Очищення водойм від ^{137}Cs наземними рослинами. *Проблеми функціонування та підвищення біопродуктивності водних*

екосистем: матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (Дніпро, 25–27 березня 2020 року). Дніпро, С. 120–121.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність рослин щодо ^{137}Cs , оформила тези.

які додатково відображають наукові результати дисертації:

29. Біоплато для очищення стічних вод та водойм від радіонуклідів. Пат. UA 107555 U МПК C02F 3/32, № у 201513003, заяв. 29.12.2015, опубл. 10.06.2016, бюл. №11. 2016 р.

Особистий внесок: провела патентний пошук, здійснила обґрунтування вибору видів наземних рослин для біотичної компоненти біоплато, брала участь у конструюванні гідрофітної споруди типу біоплато та перевірці його ефективності в лабораторних та польових умовах.

30. Комплексна біоінженерна система для очищення водойм: Пат. 117067 UA, МПК C02F 3/32 (2006.01), E02B 15/00 (2006.01), № у 201700555; заяв. 20.01.2017; опубл. 12.06.2017, Бюл. № 11, 2017 р.

Особистий внесок: провела патентний пошук, здійснила обґрунтування вибору видів наземних рослин для біотичної компоненти біоплато, брала участь у конструюванні гідрофітної споруди типу біоплато та перевірці його ефективності в лабораторних та польових умовах.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ	24
ВСТУП	25
РОЗДІЛ 1 СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОД УКРАЇНИ ТА МЕТОДИ ЇХ ПОКРАЩЕННЯ	34
1.1 Стан поверхневих вод України	34
1.2 Джерела забруднення водойм радіоцезієм та іонами металів	35
1.3 Методи очищення вод, забруднених радіонуклідами та важкими металами	40
1.3.1 Фітотехнологічні підходи до відновлення якості забруднених вод	42
1.3.2 Практика застосування біоплато, як фіторемедіаційна технологія	45
1.4 Поглинання іонів важких металів наземними рослинами	48
1.5 Вплив важких металів на фізіологічні процеси рослин	51
1.6 Модифікація наземних рослин для підвищення їх поглинальних властивостей	55
Висновки до розділу 1	57
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	59
2.1 Матеріали дослідження	59
2.2 Етапи дослідження	63
2.3 Методи дослідження	64
2.3.1 Методика визначення впливу важких металів на фізіологічні показники рослин	64
2.3.2 Методика визначення активності ^{137}Cs у водному середовищі	65
2.3.3 Методика розрахунку дозового навантаження наземних рослин від поглинутого ^{137}Cs	66

2.3.4	Методика УФ-С-опромінення наземних рослин	66
2.3.5	Методика вилуговування іонів ^{137}Cs із донних відкладів	66
2.3.6	Визначення концентрації Cs^+ атомно-абсорбційним методом	67
2.3.7	Методика визначення концентрації іонів важких металів	67
2.3.8	Розрахунок ступеня очищення водного середовища та коефіцієнта накопичення екотоксикантів рослинами	68
2.3.9	Вимірювання водневого показника (pH)	68
2.3.10	Методика забезпечення примусової аерації у водному середовищі	69
2.3.11	Методи конструювання гідрофітної споруди	69
2.3.12	Методика визначення активності ^{137}Cs у складових біоплато	75
2.4	Методи статистичної обробки результатів експериментів	75
Висновки до розділу 2		76
РОЗДІЛ 3	ЗАСТОСУВАННЯ СОРБЦІЙНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ НАЗЕМНИХ РОСЛИН ТА ЇХ МОДИФІКАЦІЯ СТРЕСОВИМИ ЧИННИКАМИ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДОЙМ ВІД ^{137}Cs	77
3.1	Дослідження сорбційних властивостей наземних рослин щодо ^{137}Cs	78
3.1.1	Перевірка сорбційної здатності рослин гороху щодо ^{137}Cs	78
3.1.2	Вивчення сорбційної здатності рослин тимофіївки та ячменю щодо ^{137}Cs	80
3.1.3	Дослідження сорбційних властивостей рослин пшениці різних сортів	82
3.2	Вплив макрокатионів на сорбцію Cs^+	83
3.3	Очищення донних відкладів від ^{137}Cs шляхом вилуговування радіонукліда	85
3.4	Вплив щільності вирощування рослин на сорбцію ^{137}Cs	86

3.5	Застосування УФ-С-опромінення як методу модифікації поглинання ^{137}Cs наземними рослинами	88
3.5.1	Дія УФ-С-опромінення на ростові процеси наземних рослин	88
3.5.2	Дія УФ-С-опромінення на сорбційну здатність наземних рослин	91
Висновки по розділу 3		92
РОЗДІЛ 4	ОЧИЩЕННЯ ВОДОЙМ ВІД ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НАЗЕМНИМИ РОСЛИНАМИ	94
4.1	Дія іонів важких металів на наземні рослини	95
4.1.1	Дія Cd(II) на ростову та транспіраційну активність наземних рослин	96
4.1.2	Дія Zn(II) на ростову та транспіраційну активність наземних рослин	103
4.1.3	Дія Cr(VI) на ростову активність наземних рослин	105
4.2	Сорбція іонів важких металів наземними рослинами	109
4.2.1	Дослідження сорбційної здатності наземних рослин щодо Zn(II)	109
4.2.2	Дослідження сорбційної здатності наземних рослин щодо Cd(II)	111
4.2.3	Дослідження сорбційної здатності наземних рослин щодо Cr(VI)	112
4.2.4	Порівняння сорбційних властивостей рослин тимофіївки щодо важких металів	114
4.3	Вивчення розподілу поглинених рослинами важких металів по їх органах	115
4.4	Вплив щільності вирощування наземних рослин на сорбцію іонів важких металів	115
4.4.1	Вплив щільності вирощування рослин на сорбцію Zn(II)	116
4.4.2	Вплив щільності вирощування рослин на сорбцію Cd(II)	119

4.5	Вплив рН середовища на сорбцію іонів важких металів	120
4.6	Вплив примусової аерації на сорбцію іонів важких металів	121
4.7	Вплив концентрацій важких металів на сорбційні властивості наземних рослин	123
Висновки до розділу 4		124
Розділ 5	РОЗРОБЛЕННЯ ГІДРОФІТНОЇ СПОРУДИ ТИПУ БІОПЛАТО ДЛЯ ЦІЛЕЙ ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ВОДОЙМ	126
5.1	Скринінг наземних рослин та субстрату, придатних для конструювання біоплато	128
5.2	Біоплато з використанням сітки та перліту	136
5.3	Використання біоплато в польових умовах	137
5.4	Дослідження розподілу ^{137}Cs за складовими біоплато	138
5.5	Моделювання динаміки накопичення ^{137}Cs у системі «експериментальна водойма – рослини (біоплато)»	142
Висновки до розділу 5		144
ВИСНОВКИ		146
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ		148
ДОДАТКИ		173

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ

А	—	активність
АЕС	—	атомна електростанція
ВВР	—	вищі водні рослини
ВМ	—	важкі метали
ВНР	—	вищі наземні рослини
ГДК	—	гранично допустима концентрація
ЗБГТ	—	закрите біоплато гідропонного типу
ЗР	—	забруднюючі речовини
КН	—	коефіцієнт накопичення
РН	—	радіонукліди
СО	—	ступінь очищення
ЧАЕС	—	Чорнобильська атомна електростанція
рН	—	водневий показник

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Антропогенна діяльність та аварійні ситуації призвели до значного забруднення навколишнього середовища і зокрема водойм, що набуває глобальних масштабів та зумовлює небажані наслідки для людини та екосистем. За прогнозами українських фахівців подальша інтенсивна індустріалізація призведе до незворотних екологічних змін та катастрофічного зменшення відносно чистих прісноводних ресурсів в Україні, як джерел питного водопостачання (Пшинко и др., 2018, 2019).

Враховуючи результати моніторингових досліджень останніх років, поверхневі води України відносять до 3–5 класу якості вод, а найбільш екологічно небезпечними токсикантами є радіонукліди (РН) та важкі метали (ВМ). Токсичний та канцерогенний вплив на живі організми цих елементів передусім пов'язаний з високою розчинною, міграційною, кумулюючою здатністю їх сполук та участю в біологічних процесах (Нигматуллина и др., 2018; Кузьменко, 2013; Василенко, 2011; Дашкевич, 2012; Казнина и др., 2012; Серегин и др., 2006).

Традиційно для очищення стічних вод застосовують хімічні і фізико-хімічні методи, які мають обмежену область використання, певні переваги і недоліки та здебільшого не дозволяють досягти нормативних значень залишкових концентрацій забруднюючих речовин (ЗР), що надходять і накопичуються в поверхневих водних екосистемах. У зв'язку з цим для покращення екологічного стану водойм необхідно створення ефективних, екологічно безпечних і економічно рентабельних, порівняно з існуючими методами, систем відновлення якості великих об'ємів водних середовищ, тобто розроблення нових чи удосконалення існуючих методів вилучення вказаних екотоксикантів з водойм (Степанов и др., 2018; Пшинко и др., 2018; Филатова, 2015; Стольберг, 2000).

На сьогодні велику увагу приділяють застосуванню фіторемедіаційних технологій для покращення стану водних об'єктів. У світовій практиці застосовують різні фіторемедіаційні системи, зокрема гідрофітні споруди з використанням вищих водних рослин (ВВР) та водної біоти (Bao et.al., 2019; Nivala, 2018; Vymazal et. al., 2010; Evdokimova, 2016; Hussain et. al., 2019; Kumar et. al., 2019; Ульрих, 2017; Семенова, 2015). Практику використання таких гідрофітних споруд у вигляді біоплато для очищення водних об'єктів висвітлено у роботах В. Д. Романенка, Ю. Г. Крота, Л. С. Кіпніс, В. М. Удод, В. М. Ладижинського, В. Г. Магмедова, Ф. В. Стольберга, О. І. Бондара, В. Л. Филипчука, Т.П. Василюка, D. A. Yammer, H. Hoffmann, J. Nivala, S. Kaumbo та ін.

Традиційно, функціонування біоплато базується на проходженні забрудненої води через систему біофільтрів, розташованих на поверхні ґрунту (Романенко та ін., 2012, 2015; Семенова, 2015; Будьоний, 2013; Филипчук та ін., 2016). Така схема очищення робить існуючі типи біоплато обмеженими щодо мобільності та потужності, а застосування ВВР як біологічних компонентів ускладнює експлуатацію біоплато. Проте відомо, що не тільки ВВР характеризуються високими рівнями накопичення екотоксикантів, а й вищі наземні рослини (ВНР) в умовах водної (гідропонної) культури мають високу сорбційну здатність щодо РН і ВМ. Тому, незважаючи на досягнення в практиці використання біоплато, необхідність у науковому обґрунтуванні розроблення фіторемедіаційної технології, яка складається з вивчення поглинальної здатності наземних рослин та створення ефективної гідрофітної споруди типу біоплато, є надзвичайно актуальним завданням.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами, грантами. Дисертаційна робота виконувалася з 2016 по 2019 роки у відділі біофізики і радіобіології Інституту клітинної біології і генетичної інженерії НАН України під керівництвом д-ра біол. наук О. М. Міхєєва в рамках бюджетних тем: «Роль відновлювального та адаптаційного потенціалу біоти екосистем у формуванні їх надійності та стійкості за умов комбінованої дії іонізуючого опромінення та

хімічних стресорів» (державний реєстраційний номер 0113U000227, 2013–2017 рр.), «Теорія, методи та алгоритми управління радіоемністю та надійністю біосистем засобами фітореMediaції з метою мінімізації екологічних ризиків» (державний реєстраційний номер 0118U00315, 2018–2021 рр.), де дисертантка була виконавицею окремих розділів за планом науково-дослідних робіт.

Мета і завдання дослідження. Мета роботи полягала в оцінюванні ефективності використання вищих наземних рослин для вилучення ^{137}Cs , Cr(VI) , Zn(II) та Cd(II) із забруднених водних середовищ.

Для досягнення мети необхідно було вирішити такі завдання:

- встановити залежність сорбційного вилучення ^{137}Cs від видових та сортових особливостей рослин;
- визначити вплив природи і концентрації макрокатионів, типових для природних вод, на фітосорбційне вилучення ^{137}Cs ;
- підвищити поглинальні властивості наземних рослин щодо іонів ^{137}Cs шляхом зміни щільності вирощування рослин та їх УФ-С-опромінення;
- визначити вплив природи і концентрації екологічно небезпечних металів на ростові характеристики наземних рослин;
- встановити вплив різних чинників на сорбційне вилучення Zn(II) , Cd(II) та Cr(VI) , зокрема, вплив видових особливостей рослин, щільності їх вирощування, рН водних розчинів, примусової аерації водного розчину, вихідної концентрації металу;
- оцінити ефективність та принципову можливість застосування нової конструкції гідрофітної споруди (типу біоплато) для цілей фітореMediaції поверхневих вод від ^{137}Cs та важких металів.

Об’єкт дослідження – сорбційні властивості наземних рослин щодо ^{137}Cs та важких металів.

Предмет дослідження – ефективність очищення водного середовища від ^{137}Cs , Zn(II) , Cd(II) та Cr(VI) наземними рослинами.

Методи дослідження. Для досягнення визначеної мети та розв'язання поставлених завдань використано теоретичні й експериментальні методи. Серед *теоретичних* методів використовували методи аналізу і синтезу для узагальнення літературних джерел та виявлення основних напрямів досліджень. Серед *експериментальних* методів застосовували фізіологічні методи – культивування рослин в умовах аквапоніки, визначення морфометричних параметрів наземних рослин та спостереження за їх життєдіяльністю, радіометричний метод визначення радіоактивності зразків води та рослин за ^{137}Cs , УФ-С-опромінення рослин, атомно-абсорбційний та мас-спектрометричний для визначення концентрації іонів ВМ. Для вимірювання рН водних розчинів використовували рН-іонометрію. Метод камерних моделей застосовували для моделювання перенесення і міграції радіонуклідів в екосистемі «експериментальна водойма – рослини». Методи математичної статистики застосовували для оброблення одержаних результатів, оцінювання їх достовірності та відтворюваності.

Наукова новизна отриманих результатів полягає у створенні наукових засад очищення водойм від ^{137}Cs та токсичних металів наземними рослинами, а саме *уперше*:

– проведено оцінювання ефективності очищення водного середовища шляхом використання нової конструкції (типу біоплато), біотичним компонентом якої є вищі наземні рослини (*Secale cereale* L. (сорт Забава), *Hordeum vulgare* L. (сорт Ластер), *Phleum pratense* L. (сорт Люлинецька 1), *Triticum vulgare* L. (сорт Миронівська 808), *Festuca pratensis* Huds. (сорт Діброва), *Pisum sativum* L. (сорт Ароніс), *Dactylis glomerata* L. (сорт Муравка), *Avena sativa* L. (сорт Саргон) та *Zea mays* L. (сорт Достаток)), від ^{137}Cs , Cr(VI), Zn(II) та Cd(II);

– встановлено, що УФ-С-опромінення та збільшення щільності вирощування наземних видів рослин (*Zea mays* L., *Secale cereale* L., *Phleum pratense* L., *Pisum sativum* L.) суттєво підвищує інтенсивність фітосорбції щодо ^{137}Cs та металів. Виявлено, що ефективність вилучення рослинами *Secale*

cereale L. металів з водних розчинів залежала від ступеня аерації водного середовища, а також від значення pH;

- показано вплив конкуруючих іонів (Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^{+} , K^{+}) на вилучення ^{137}Cs із водного розчину рослинами *Zea mays L.*;

- визначено діапазон концентрацій кадмію, цинку та хрому, у якому ефективно відбувається процес очищення водного середовища досліджуваними рослинами (*Secale cereale L.*, *Phleum pratense L.*, *Avena sativa L.*).

Удосконалено систему очищення водних об'єктів від ^{137}Cs та металів за рахунок розроблення й застосування гідрофітної споруди з новим біотичним та абіотичним компонентами, що зменшує навантаження на природні водні екосистеми.

Набули подальшого розвитку уявлення про фіторе mediaційну методологію, а саме застосування гідрофітної споруди типу біоплато з метою зменшення забруднення водних середовищ.

Практичне значення отриманих результатів

Результати досліджень доповнюють сучасні уявлення про сорбційну здатність деяких трав'янистих наземних видів рослин для застосування у фіторе mediaційній практиці, зокрема створення ефективної сорбційної споруди типу біоплато для очищення водних об'єктів від ^{137}Cs та іонів металів до рівня, що відповідає вимогам чинних нормативних документів для джерел питного водопостачання. Запропонована конструкція типу біоплато є ефективним засобом для практичного використання задля очищення або доочищення великих об'ємів води з метою ліквідації наслідків аварійних емісій радіонуклідів на атомних електростанціях, для очищення ґрунтів від радіонуклідного забруднення шляхом фітоекстракції розчинів після етапу вилуговування, для видобування цінних металів із водних середовищ.

Результати теоретичних та практичних досліджень:

- використовуються в практичній діяльності ТОВ «БІЗНЕС АБСОЛЮТ» шляхом впровадження у проєктну документацію та під час розроблення очисних споруд промислових підприємств, що дозволило

модернізувати технологічні схеми очисних споруд та підвищити ефективність очищення стічних вод промислового підприємства (Додаток А);

– застосовуються в практичній діяльності ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», що дало можливість значно підвищити ефективність роботи інституту у вирішенні актуальних завдань екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів України (Додаток Б);

– впроваджені в навчальний процес Національного авіаційного університету під час проведення лабораторних робіт з дисципліни «Радіоекологія» (Додаток В);

– впроваджені в навчальний процес Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління під час проведення лабораторних робіт з дисципліни «Біологічна безпека» (Додаток Г);

– лягли в основу монографії «Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод» (Додаток Д).

Розроблено новий біоінженерний пристрій у формі біоплато (декларацийний патент України №107555) для покращення екологічного стану водних об'єктів шляхом очищення водою від радіонуклідів (Додаток Е).

Розроблено нову комплексну біоінженерну систему типу біоплато (декларацийний патент України №117067) для забезпечення покращення екологічного стану всіх складових гідроекосистеми малих та середніх річок, шляхом очищення поверхневого, придонного шару води та донних відкладів, що створює екологічно безпечні умови їх розвитку (Додаток Ж).

Особистий внесок здобувача. Аналіз літератури, інформативно-патентний пошук за темою дослідження, планування та проведення експериментальної роботи, оброблення отриманих даних, формулювання висновків, підготовка до друку наукових праць, написання всіх розділів дисертації та анотації проведено особисто здобувачем. Формування мети, наукових завдань дослідження, трактування та узагальнення експериментальних результатів, обговорення висновків дисертації проводились спільно з науковим керівником – доктором біологічних наук Олександром Миколайовичем Міхєєвим.

У роботах, які написані у співавторстві, здобувачу належить (Додаток 3): у роботі [1] – підготовлено розділ 2 «Гідрофітні системи та їх роль у відновленні якості забруднених вод» та розділ 7 «Використання наземних рослин у цілях фіторе mediaції»; у роботах [2–12, 20] – проведення літературного пошуку за темою публікації; у роботах [8–10] – скринінг наземних рослин-гіперакумуляторів ^{137}Cs та важких металів; у роботах [8–10, 13] – дослідження різних видів субстрату, що забезпечують високу плавучість та щільний зв'язок з кореневою системою рослин; у роботах [13, 14] – розроблення конструкції біоплато для очищення водойм; у роботах [3, 5, 9, 14, 22, 28] – дослідження сорбційної здатності наземних рослин щодо ^{137}Cs ; у роботах [2, 5–6, 10–12, 15–19] – дослідження сорбційної здатності наземних рослин щодо іонів важких металів; у роботах [2, 12, 27] – дослідження впливу щільності вирощування рослин на їхню сорбційну здатність; у роботах [11, 23] – дослідження впливу рН середовища на сорбційну здатність наземних рослин; у роботах [11, 26] – дослідження впливу примусової аерації на сорбційну здатність наземних рослин; у роботі [25] – дослідження впливу вихідної концентрації Cd(II) на сорбційні властивості наземних рослин; у роботі [3] – моделювання динаміки накопичення ^{137}Cs в системі «експериментальна водойма – наземні рослини»; у роботі [2, 24] – дослідження розподілу активності ^{137}Cs між структурними компонентами біоплато; у роботах [4, 21] – дослідження впливу Cd(II) на фізіологічні параметри рослин; у роботі [7] – аналіз антропогенних чинників, які впливають на стан водойм; у роботах [29, 30] – патентний пошук, обґрунтування вибору видів наземних рослин для біотичної компоненти біоплато та перевірка його ефективності в лабораторних та польових умовах.

Апробація матеріалів дисертації. Окремі положення дисертаційної роботи доповідались і обговорювались на семінарах ради Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України та були представлені і схвалені на 15 наукових конференціях різних рівнів, а також опубліковані у відповідних наукових виданнях, серед яких: XIII Международная научно-практическая конференция «Современные тенденции развития науки и техники» (Белгород,

2015), X Всеукраїнська науково-практична конференція «Біотехнологія XXI століття» (Київ, 2016), Всеукраїнська науково-практична конференція «Вода: проблеми та шляхи вирішення» (Житомир, 2016), XXIV Щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 2017), XV Міжнародна наукова конференція студентів та молодих учених «Шевченківська весна: досягнення біологічної науки» (Київ, 2017), XII Всеукраїнська науково-практична конференція «Біотехнологія XXI століття» (Київ, 2018), XIV Міжнародна науково-практична конференція «Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи та заходи покращення» (Очаків, 2018), V Науково-практична конференція молодих учених «Сучасна гідроекологія. Місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем» (Київ, 2018), II Міжнародна наукова конференція «Сьогодення біологічної науки» (Суми, 2018), XIII Всеукраїнська науково-практична конференція студентів, аспірантів і молодих учених «Біотехнологія XXI століття» (Київ, 2019), 7-й з'їзд Радіобіологічного товариства України (Київ, 2019), Семінар з міжнародною участю «Чиста вода і ремедіаційні технології. Наголос на Чорнобильській катастрофі та інших антропогенних забрудненнях» (Київ, 2019), XV Міжнародна наукова конференція «Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення» (Миколаїв, 2019), XI Всеукраїнська науково-практична конференція «Біологічні досягнення-2020» (Житомир, 2020), III Міжнародна науково-практична конференція (Дніпро, 2020).

Публікації. Результати дисертаційних досліджень викладено в 30 наукових працях: колективна монографія, 11 статей (у т.ч. п'ять статей, які індексуються у наукометричних базах даних «Scopus» та «Web of science»), серед яких: шість статей у періодичних наукових виданнях інших держав, які входять до Організації економічного співробітництва та розвитку, п'ять статей у наукових виданнях, включених до переліку наукових фахових видань України (усі включені до міжнародних наукометричних баз даних), 16 тез матеріалів

міжнародних та всеукраїнських науково-практичних конференцій; два патенти України на корисну модель.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається зі вступу, п'яти розділів, висновків, списку використаних джерел, 11 додатків, містить 6 таблиць, 62 рисунки. Основний текст роботи викладено на 123 сторінках. Загальний обсяг роботи становить 193 сторінки. Список використаних джерел містить 233 найменування, розміщених на 25 сторінках.

Подяка. Авторка щиро вдячна науковому керівникові, доктору біологічних наук, старшому науковому співробітникові, завідувачу лабораторії радіаційної епігеноміки відділу біофізики і радіобіології Інституту клітинної біології та генетичної інженерії Національної академії наук України Олександрові Миколайовичу Міхеєву за підтримку, активне сприяння проведенню досліджень, цінні консультації та плідне обговорення результатів роботи на всіх етапах її планування і виконання. Авторка вважає за приємний обов'язок висловити слова подяки за надані консультації та допомогу в отриманні необхідної для виконання дослідження інформації фахівцям: відділу біофізики і радіобіології Інституту клітинної біології та генетичної інженерії Національної академії наук України, Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А. В. Думанського Національної академії наук України, Національного авіаційного університету.

РОЗДІЛ 1

СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОД УКРАЇНИ ТА МЕТОДИ ЇХ ПОКРАЩЕННЯ

1.1. Стан поверхневих вод України

Вода є національним багатством нашої країни, ресурсом, який визначає сталий розвиток суспільства, і навіть життя на нашій планеті [1, 2]. Як відомо, наша країна серед країн Європи є однією із найменш забезпечених водними ресурсами: в Україні рівень водозабезпеченості становить 1,0 тис. м³ на людину, в той час як мінімальний показник, визначений Організацією Об'єднаних Націй, – 1,7 тис. м³. Проте не кількість, а саме якість водних ресурсів – головний параметр, який впливає на стан екосистем та здоров'я людини загалом. Інтенсивне антропогенне та техногенне забруднення призвело до значного погіршення якості поверхневих вод, а проблема забезпечення населення України безпечною якісною питною водою стала особливо гострою в останні десятиліття.

Згідно з аналізом [3] 94,7 % поверхневих вод України за складом та властивостями не відповідають вимогам для безпосереднього вживання як питної води відповідно до ДСТУ 7525:2014 «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості». В результаті цього підвищується ризик виникнення хвороб (25 % хвороб розвивається через погану якість води) у людей та зниження показника середньої тривалості життя в Україні внаслідок впливу канцерогенних та мутагенних чинників на функціонування біологічних систем [4].

Головною особливістю територіального розподілу показників сольового складу є чітка гідрохімічна зональність із північного заходу на південний схід. Ця зональність не залежить від напрямку течії річок і добре узгоджується з фізико-географічними зонами. Середня річна мінералізація річкової води у напрямку з північного заходу на південний схід збільшується від 0,2–0,3 мг/дм³ на Поліссі до 3,0 г/дм³ і більше в Приазов'ї. Концентрація іона SO₄ збільшується від зони мішаних лісів (20–35 мг/дм³) та Лісостепу (25–75 мг/дм³) до степової зони (40–1500 мг/дм³). Концентрація Cl⁻ іона в зоні мішаних лісів коливається в

межах 9–26 мг/дм³, у Лісостепу та Степу – 20–35 та 145–400 мг/дм³ відповідно. На більшості створів спостережень стан якості за сольовим складом є добрим або задовільним [5, 6].

У результаті нерівномірного випадіння аерозолів на площу водозбору, винесення, депонування, нагромадження у ВВР наявність РН у річкових системах України можна назвати мозаїчною. Найбільша кількість радіонуклідів зосереджена у пригирлових ділянках незарегульованих річок та у непроточних водоймах [5].

Згідно з Рамковою директивою про водні ресурси ЄС [7] одним із нагальних завдань є запобігання подальшому погіршенню якості водних ресурсів та забезпечення населення питною водою «доброї якості». Таким чином, забезпечення високої якості води у водоймах, які є джерелом питного водопостачання населення, актуальне завдання України та має не тільки регіональний, але й глобальний характер.

Для запобігання виникненню ризиків потенційних екологічних катастроф, що становлять загрозу якості поверхневих вод країни, необхідно передбачити можливі причини їх виникнення, розроблені рекомендації превентивної програми дій в умовах виникнення екологічної небезпеки та відпрацьований механізм усунення їх наслідків [8].

1.2. Джерела забруднення водойм радіоцезієм та іонами металів

На сучасному етапі, крім хімічного забруднення, відбувається так зване «технологічне підвищення природного радіаційного фону», основними причинами якого є локальний перерозподіл природних РН у результаті процесів видобування та збагачення урановмісних руд, спалювання вугілля, виробництва фосфатних мінеральних добрив та забруднення довкілля штучними радіонуклідами, які складають значну частину від об'єму екотоксикантів [9].

Інтенсивний розвиток промисловості в Україні та аварійні ситуації призвели до глобального забруднення водойм РН та ВМ. Близько 70 % води

річок України належить до сильно забруднених і лише 3 % усіх річок мають воду задовільної якості. У зв'язку з цим, Верховною Радою України у 2018 р. прийнято законопроект «Основні засади державної екологічної політики України до 2030 року», метою якого є стабілізація і покращення стану довкілля, у тому числі і поліпшення стану водних об'єктів [10].

Одним із дозоформуєчих і тому найбільш небезпечних радіонуклідів техногенного походження є ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30,17$ років), що глобально забруднює водні об'єкти [11–13]. ^{137}Cs здатний заміщати калій у біохімічних процесах, що сприяє його накопиченню в тканинах організмів [14]. ^{137}Cs характеризується високою міграційною здатністю. Радіоактивний цезій, що випав на поверхню землі, переміщується під впливом природних чинників як у горизонтальному напрямі, що зумовлено вітровою ерозією ґрунтів і атмосферними опадами, так і у вертикальному, спричиненими ґрунтовою активністю тварин та мікроорганізмів, фільтрацією води та сільськогосподарською діяльністю людини [15].

В організм людини цезій надходить переважно через органи дихання, із продуктами харчування та водою. Інкорпорований радіонуклід при певних рівнях накопичення здатний викликати низку захворювань, перебіг яких має багато спільного з променевою хворобою при зовнішньому гострому опроміненні. Накопичення відбувається здебільшого в м'яких тканинах, що призводить до пригнічення деяких біохімічних процесів [16]. Період напіввиведення цезію з організму в середньому становить 70 днів і здійснюється через нирки та кишківник. Даний показник залежить від фізіологічного стану організму, віку, харчування та забезпеченості організму калієм [17].

У разі надходження ^{137}Cs у відкриті водойми відбувається його поглинання різними представниками біоти та мінеральними компонентами водних зависів донних відкладень [18]. Водночас можливе вторинне забруднення ^{137}Cs води з донних відкладів, що переважно пов'язано зі зміною рН середовища [19].

Основними джерелами надходження ^{137}Cs у довкілля є підприємства з видобування та перероблення уранових руд, атомні станції, радіоактивно

забруднені стічні води науково-дослідних лабораторій, витіки внаслідок порушення умов зберігання радіоактивних відходів (РАВ), а також аварійні ситуації, випробування ядерної зброї [20–23].

Найбільш вагому зміну радіоекологічної ситуації в Україні спричинила аварія на ЧАЕС, яка за Міжнародною шкалою ядерних подій (INES) класифікується як важка аварія сьомого рівня небезпеки. Унаслідок цієї аварії весь спектр продуктів поділу ядерного палива ($1,48 \cdot 10^{18}$ Бк), серед яких одними з основних були ^{137}Cs ($8,5 \cdot 10^{16}$ Бк) та ^{90}Sr ($1 \cdot 10^{16}$ Бк), потрапили в довкілля [24–26]. Значну частину радіоактивних викидів було сконцентровано в 30-кілометровій зоні, що призвело до забруднення приток р. Дніпро – Прип'яті та Десни.

Варто зауважити, що Україна за станом радіоекологічної ситуації після аварії на ЧАЕС виділяється з-поміж решти країн. Особливо це стосується ^{137}Cs , ступінь забруднення яким більше ніж удвічі перевищує доаварійні значення [27], рівні яких формуються також за рахунок вторинного забруднення водних об'єктів поверхневим стоком та вертикальною міграцією [28].

У результаті експлуатації атомних електростанцій утворюються рідкі відходи, у яких присутній ^{137}Cs , що є продуктом поділу урану і плутонію. Незважаючи на безаварійну роботу реакторів та застосування всіх необхідних заходів безпеки, радіоактивні речовини зрештою потрапляють до біосфери [29]. Джерелом радіонуклідного забруднення є також радіохімічні підприємства з перероблення відпрацьованих ТВЕ-ів та сховища радіоактивних відходів. На формування радіаційної обстановки впливають також підприємства газової, нафтової, вугільної промисловості та теплової енергетики [8].

Одними з найнебезпечніших ЗР є ВМ, які потрапляють у водойми в результаті скидання неочищених стічних вод підприємств, зі стоками сільськогосподарських угідь та з атмосферними опадами. Гострота проблеми забруднення водних об'єктів важкими металами визначається їхньою високою концентрацією, що перевищує допустимі рівні [30].

Важкі метали мають здатність до високого рівня біоаккумуляції, а, переходячи у зв'язаний стан, продовжують чинити негативний вплив на біологічні об'єкти. Крім того, важливість вирішення проблеми очищення води від іонів ВМ визначається також їх можливою канцерогенною дією на людину [31].

З екотоксикологічного погляду, одними з найнебезпечніших металів є кадмій (II), хром (VI) та цинк (II) [32, 33].

Кадмій належить до першого класу небезпеки [34, 35]. Природними джерелами його надходження у водойми є вилуговування з ґрунтів та гірських порід, вулканічна активність. До техногенних джерел відносять підприємства металургійної та хімічної промисловості, а саме: виробництво фарби, антисептичних речовин, лужних акумуляторів, виплавки кольорових металів та переробки мідних, цинкових руд [36]. Також кадмій може потрапити у водні об'єкти внаслідок видобування викопного палива, викидів автотранспорту та поверхневого стоку зі сільськогосподарських угідь разом із фосфатними добривами [35, 37].

Кадмій не належить до біогенних елементів, однак він ефективно поглинається кореневою системою і листками рослин, що призводить до дефіциту есенціальних елементів. Так, відомо, що кадмій має високу спорідненість до цинку та може заміщати його в активних центрах ферментів. Накопичений кадмій в організмі гідробіонтів після їх відмирання є джерелом вторинного забруднення, що значно гальмує процеси самоочищення водойм. Гранично допустима концентрація (ГДК) поверхневих вод для питних потреб – 0,001, а для рибогосподарських водойм – 0,005 мг/дм³ [38, 40].

Хром – життєво важливий мікроелемент, який є постійною складовою клітин всіх органів і тканин, водночас, при надмірному надходженні в організм він може стати небезпечним токсикантом [38]. Хром (VI) належить до першого класу небезпеки, адже за своїм характером він чинить канцерогенний вплив на живі організми і людину [39].

Хром потрапляє до водних об'єктів зі стічними водами гальванічних цехів автомобільних, машинобудівних і авіаційних заводів, текстильних, шкіряних та хімічних підприємств. ГДК хрому для водойм – $0,05 \text{ мг/дм}^3$, для риборозведення $0,001 \text{ мг/дм}^3$ відповідно [41].

Цинк – біогенний мікроелемент, необхідний для протікання багатьох біохімічних процесів, але в надлишкових концентраціях чинить токсичний вплив на живі організми, тому його відносять до другого класу небезпеки. Природними джерелами надходження цинку у водні об'єкти є донні осади вулканічного походження та океанічні залізо-магнієві конкреції. Техногенні джерела – рудникові змивні води та стічні води гальванічних цехів, металургійних комбінатів, теплових електростанцій, які працюють на кам'яному вугіллі, збагачувальних підприємств, виробництв паперу, лаків і фарб, хімічних засобів захисту рослин. У воді цинк знаходиться у складі завислих частинок органічного і мінерального походження та у розчинній формі. ГДК цинку для водойм становить 1 мг/дм^3 , для риборозведення – $0,01 \text{ мг/дм}^3$ [42].

Цинк відносять до групи металів, які в незначних кількостях є абсолютно необхідними для забезпечення низки фізіологічних і біохімічних процесів та реакцій [43]. Наприклад, вважається, що в рослинах цей метал впливає на об'єм поглиненої води і її транспорт [44], зменшує негативні ефекти гіпертермії та сольового стресу [45], бере участь у синтезі нуклеїнових кислот, метаболізмі вуглеводів і ліпідів, а також впливає на функціонування ДНК і РНК [46]. Високі концентрації цинку в середовищі, навпаки, викликають низку негативних процесів [42], попри те, що на внутрішньоклітинному рівні він може переходити в недоступну форму шляхом утворення комплексів з органічними лігандами.

Таким чином, слід констатувати, що в результаті антропогенної діяльності водойми України забруднені такими екотоксикантами: ^{137}Cs , Cd(II) , Cr(VI) та Zn(II) , а також цілим рядом інших екотоксикантів. Водночас якість вод річок України за класифікацією (Додаток И) здебільшого відповідає III та IV класам якості води (помірно-забруднені та забруднені води) [47, 48]. Води такого рівня забруднення, які не відповідають санітарно-гігієнічним нормативам, є дуже

ймовірною причиною виникнення різних захворювань та зниження загальної резистентності організму [49].

1.3. Методи очищення вод, забруднених радіонуклідами та важкими металами

У зв'язку із загостренням проблеми відновлення якості водойм, спричиненої накопиченням і розповсюдженням радіоактивного та токсичного забруднення навколишнього середовища, розроблення нових чи удосконалення існуючих методів вилучення РН та ВМ є актуальним напрямом дослідження. Зокрема, залишається невирішеною проблема очищення водних об'єктів від відносно довгоживучого радіонукліда – ^{137}Cs , одного з основних (разом зі ^{90}Sr) дозоутворюючих радіонуклідів у післячорнобильський період та очищення від найбільш токсичних металів – Cd(II) , Zn(II) та Cr(VI) .

Під час визначення ефективного (економічного, екологічного тощо) методу водоочищення від ^{137}Cs та токсичних металів необхідно враховувати їхню форму знаходження у воді та рівня забруднення водойми. У водному середовищі ^{137}Cs здебільшого знаходиться у вигляді однозарядженого катіона, інколи – у вигляді аніонних або нейтральних сполук та може сорбуватися (практично зворотньо) на часточках глинистих мінералів [50]. Водночас ^{137}Cs , через відносно великий період напіврозпаду, здатний накопичуватись у водних екосистемах та включатись у біологічний кругообіг речовин, що може призвести до негативного впливу на всі живі організми, включно з людиною. Токсичні метали, потрапляючи до водойм, перш ніж трансформуватися у зв'язану форму (наприклад, колоїдну, або у зв'язану мінеральними компонентами донних відкладів та мулу), тривалий час знаходяться в іонній формі, що призводить до помітного накопичення їх у харчових ланцюгах [51].

Основними критеріями, якими потрібно керуватись під час вибору з існуючих чи розроблення нових очисних технологій, є:

–очищення води має бути ефективним щодо високотоксичних РН та ВМ;

–метод (технологія) повинен забезпечувати очищення до рівня допустимих концентрацій у природних водоймах;

–реагенти, що використовуються в процесі очищення, повинні бути доступними, недорогими, ефективними та безпечними для людей і навколишнього середовища;

–об'єм відходів має бути мінімальним, легко утилізуватись або бути використаним в інших цілях, наприклад, для отримання біогазу;

–метод повинен бути простим, доступним, який не потребує складних технологій.

Перелік та характеристика основних існуючих методів очищення від радіонуклідів та іонів токсичних металів наведені в Додатку К [51–86].

Незважаючи на широкий спектр існуючих методів, їх не завжди доцільно використовувати для дезактивації великих об'ємів вод, адже більшість технологій очищення не передбачає вилучення катіонних форм ^{137}Cs .

Основні ефективні технології очищення водних об'єктів від іонів токсичних металів можна умовно розділити на дві групи. Перша група методів очищення заснована на використанні сорбентів, коагулянтів, флокулянтів і дозволяє досягти високого ступеня очищення вод, з іншого боку, дані методи призводять до накопичення великої кількості елюатів та потребують попереднього очищення від завислих часточок та речовин у колоїдній формі.

До другої групи методів очищення можна віднести електрохімічні та мембранні методи, що характеризуються простотою застосування, високим ступенем очищення та низькими витратами на необхідні реагенти. Водночас дані технології очищення вимагають високих енергетичних, фінансових витрат та попередньої водопідготовки.

Наведені підходи відновлення якості вод переважно спрямовані на очищення господарсько-побутових та техногенних стічних вод. На жаль, зважаючи на нинішню ситуацію в Україні, нагальним завданням є вжиття заходів для відновлення якості природних водойм, водночас, надзвичайно важливим є

збереження їх нативних властивостей, що мало ймовірно в разі застосування традиційних методів очищення.

Отже, вибір методу очищення водних об'єктів залежить від стану, хімічної поведінки забруднюючої речовини у водному середовищі. Водночас економічна доцільність та екологічність технології очищення є одними з основних критеріїв вибору методу очищення. Незважаючи на великий арсенал існуючих методів та технологій очищення природних та техногенних вод, застосування біологічного методу, а саме, фітотехнологій, може бути незамінним під час вилучення із вод ^{137}Cs та токсичних металів [12, 26, 32, 34].

1.3.1. Фітотехнологічні підходи до відновлення якості забруднених вод

Можливість поглинання рослинами хімічних сполук різної природи форм та знаходження у водному середовищі розглядається як об'єкт дослідження наукової спільноти ще з початку ХХ століття.

Фітотехнології – методи очищення природних та техногенних вод за допомогою ВВР [87, 88, 89], що знаходять дедалі більш широке застосування для охорони, очищення та доочищення водойм у різних регіонах світу як з теплим, так і з холодним кліматом [90, 91]. Аналіз літературних джерел [52–57] підтвердив актуальність та перспективність застосування ВВР для очищення водойм від металів, радіонуклідів, нафтопродуктів, фенольних сполук, пестицидів, біогенних елементів та інших ксенобіотиків [13, 91].

Понад тисячу років тому китайці та єгиптяни використовували природні болота для очищення рідких стоків. Здатність водних систем до самоочищення в 1914-у році було детально досліджено російським ученим С. М. Строгановим [92], який уперше розглядав можливість біологічного очищення стічних вод. Одні з перших наукових досліджень щодо використання рослин для очищення стічних вод у 50-і роки минулого століття були проведені в Ізраїлі та Німеччині, де були отримані позитивні результати щодо використання очерету для поглинання органічних та неорганічних речовин протягом вегетаційного

періоду. Досвід використання очерету та рогозу для очищення шахтних вод мають Велика Британія та США [93].

У Радянському Союзі застосування ВВР для покращення санітарно-гігієнічних показників води в 1960-х роках пропонували С. Н. Скадовський, М. А. Мессінева, В. І. Успенська, М. М. Телітченко та інші дослідники, в тому числі українські гідробіологи. Згодом було встановлено здатність ВВР видаляти метали, вуглеводні та деякі умовно патогенні і патогенні бактерії зі стічних вод [94].

У середині ХХ ст. було запропоновано фітотехнологію, яка одержала назву «метод корневих зон». У різних країнах світу очисні споруди на основі фітотехнології отримали назву «Constructed wetland», «Artificial wetland», «Reed bed», «біоінженерні споруди» і набули широкого застосування у Франції, Данії, Великій Британії, Польщі, Китаї, США, Нідерландах та в інших країнах [2, 13, 35, 94]. В Україні наплавні та стаціонарні біотехнологічні конструкції вперше запропонували застосовувати для очищення природних та стічних вод учені О. П. Оксуюк та Ф. В. Стольберг [95, 96].

Для очищення природних і техногенних водних об'єктів застосовують основний вид фітотехнології – фіторемедіацію, в основу якої покладені природні процеси розкладання та накопичення ЗР рослинами та мікроорганізмами [97, 98].

Рослини, які беруть участь у дезактивації водних об'єктів, повинні відповідати таким вимогам: швидко рости, мати високу стійкість до токсичних речовин та розвинену кореневу систему і пагони, а також не проявляти специфічність до елементів для максимальної детоксикації водних середовищ, відповідно, максимального поглинання ЗР [99, 100]. Так, відповідно до теорії С. М. Бейкера [101], за механізмами вилучення елементів виділяють три групи рослин: акумулятори, індикатори та експлудори. Акумулятори мають здатність транспортувати елементи в пагони. Експлудори концентрують токсичні речовини в кореневій системі. Індикатори ж відображають їх наявність та навіть концентрацію токсичних металів у середовищі.

Основними видами фітореMediaції щодо РН і ВМ є:

фітостабілізація – переведення хімічних сполук у менш рухливу й активну форму;

фітоакумуляція/фітоекстракція – накопичення в тканинах рослин небезпечних забруднюючих речовин;

фітоволатилізація – випаровування води і летких хімічних елементів листям рослин;

ризофільтрація – абсорбція, концентрування та накопичення коренями рослин токсичних металів із води [102].

Для очищення водних об'єктів переважно застосовують фітоекстракцію [103], що лежить в основі гідробіотехнологічних систем з використанням, насамперед, ВВР, бактерій, мікроводоростей, безхребетних та риб. Фітоекстракційні технології класифікуються також за спрямованістю, режимом подачі забруднених вод, кількістю ступенів очищення, призначенням та контактом з водним потоком [104].

Серед гідрофітних споруд розрізняють: ботанічні майданчики, біологічні ставки, фітофільтраційні пристрої, штучні заболочені ділянки, біоінженерні споруди, біоплато [56]. Дані споруди мають низку переваг перед іншими методами очищення: можливість вилучення із середовища стійких токсикантів без порушення гідробіологічних зв'язків, пришвидшення розпаду стійких сполук за рахунок внутрішньоклітинних біохімічних процесів, зв'язування токсикантів на тривалий період, що унеможливорює їх залучення в трофічні ланцюги гідробіонтів, здатність знешкоджувати велику кількість сполук промислових стічних вод [13, 56, 104–107].

Таким чином, застосування фітотехнологічних підходів з метою ремедіації забруднених водойм є екологічно й економічно доцільним – функціонування гідрофітних споруд відбувається за рахунок сонячної енергії, забезпечує необхідний рівень очищення забруднених вод за низьких витрат на будівництво та експлуатацію, адже, адже через простоту застосування, майже відсутня потреба в обслуговуванні гідрофітних споруд [2, 26, 32, 105, 109, 110].

1.3.2. Практика застосування біоплато, як фіторе mediaційна технологія

Аналіз літературних джерел вказує на те, що серед біоінженерних очисних споруд найбільшого поширення набуло біоплато [12, 32, 34, 57, 58, 98, 111–113]. Традиційно, біоплато – це блоки з субстратно-грунтовою сумішшю і водяними видами рослин. Вони облаштовуються в прибережній зоні, а саме в точках надходження у водойму поверхневого стоку.

За структурними особливостями і з урахуванням гідравлічного розподілу потоків рідини біоплато розподіляють на чотири основні типи [114, 115]: поверхневі, горизонтальні інфільтраційні, вертикальні інфільтраційні та комбіновані біоплато. Кожен вид біоплато має свої особливості, які визначають їх можливості щодо очищення різних за складом стічних вод [13].

Поверхневі біоплато – це ділянки відкритої води з плаваючою рослинністю. Стічні води, які протікають через рослини гідрофітної споруди, очищаються за рахунок процесів седиментації, фільтрації, окиснення, відновлення, сорбції та осадження. До переваг конструкції поверхневого біоплато належать: низькі економічні витрати під час будівництва та експлуатації, зручність у використанні. Даний тип біоплато може функціонувати в будь-яких кліматичних умовах, а за низьких температур можливе тільки часткове уповільнення процесу очищення стічних вод. [13, 114–116].

Інфільтраційні біоплато споруджують у вигляді котлована завглибшки до 2 м, дно гідроізолюється, зверху розміщують шар субстрату – щебінь, пісок, гравій чи керамзит, на який висаджують ВВР. Забруднена вода, яка проходить через висаджені макрофіти, поступово очищується [13, 117].

У *горизонтальних інфільтраційних біоплато* стічні води переміщуються в конструкції майже горизонтально. Порівняно з поверхневим біоплато, в даній споруді відбуваються більш інтенсивні процеси очищення стоків за показниками БСК та ХСК, токсичних металів, завислих речовин. До недоліку даної споруди можна віднести дещо нижчу здатність видалення сполук азоту, ніж у

вертикальних інфільтраційних біоплато. Дані споруди найбільш розповсюджені в Японії, Австралії, США та країнах Європи [13, 114, 115, 118, 119].

У вертикальних інфільтраційних біоплато стічні води подають із поверхні біоплато на дно вертикально, а кисень у систему надходить за рахунок дифузії повітря з атмосфери і через кореневі органи рослин. Процеси нітрифікації в спорудах даного типу біоплато проходять інтенсивніше, ніж у горизонтальних, саме тому можливе очищення стічних вод, що містять сполуки азоту у високих концентраціях. Недоліками даного типу біоплато є складні системи управління процесом очищення та створення сприятливих умов для розвитку комах [114].

Для досягнення максимальної ефективності очищення забруднених стоків здебільшого комбінують різні типи біоплато. Наприклад, у Китаї використовують систему біоплато, де стоки подають спочатку зверху до низу, а потім – навпаки [114, 115]. Ще одним варіантом комбінування є поєднання вертикального та горизонтального інфільтраційного біоплато, які функціонують у Норвегії, Ірландії, Австралії та Словенії [94, 114].

За розміщенням ВВР біоплато поділяють на: *берегові, наплавні, гирлові, руслові*. *Берегові біоплато* розміщують уздовж берегів на схилах русла річки з метою берегоукріплення та захисту каналу від забруднень з укосів. Очищення води за допомогою даної біотехнологічної споруди відбувається лише у частині потоку. *Наплавні біоплато*, на відміну від берегових, розміщують у зоні максимальної швидкості потоку з метою очищення води від плаваючих домішок (піни, пластмас, нафтопродуктів) верхнього шару поверхневих вод. *Руслові біоплато* створюють на мілководних розширених руслах каналу, через який проходить забруднена вода, із врахуванням глибини та швидкості потоку. *Гирлові біоплато* розташовують у місцях впадання в канал забруднених річок при заплавному трасуванні каналів. ВВР розміщуються в місцях сполучення з каналом та виконують функції біофільтра [13, 114].

Біоплато мають вигляд плаваючих контейнерів із синтетичних матеріалів, поверх яких висаджені ВВР. Найпоширенішими видами ВВР, які використовують під час очищення стічних вод, є такі: очерет озерний, рогіз

вузьколистий і широколистий, резуха морська, рдест гребінчастий і кучерявий, елодея, стрілолист звичайний, спіроделла багатокорінна, півники болотні, водний гіацинт, сусак звичайний, резуха морська, гречка земноводна, водопериця черговоквіткова та ін.[13, 120].

В Україні застосування біоінженерних споруд різних видів та типів привертає увагу багатьох дослідників, зокрема, Ф. В. Стольберга [95], Т. П. Василюка [121], О. І. Бондара, В. Л. Филипчука [122], Ю. Г. Крота [104], В. Д. Романенка [123], В. М. Ладиженського [97, 124] та ін. [33, 94].

В Інституті гідробіології НАН України разом із науково-інженерним центром «Потенціал-4» запропоновані та апробовані різні біотехнологічні споруди на основі *закритого біоплато гідропонного типу* (ЗБГТ), який покращує якість води за допомогою штучно утвореного гідробіоценозу з ВВР, а також відкриті біоплато різних конструкцій, що продемонстрували високу ефективність. Зокрема, як споруди для очищення дніпровської води, використано канали, якими транспортується вода із Дніпра для водозабезпечення східних і південних регіонів України [33, 122, 125, 126].

У Харківському національному університеті міського господарства ім. О. М. Бекетова та в Інституті екологічних проблем співробітники Лабораторії міських і виробничих стічних вод (м. Харків) проводяться дослідження та впровадження біоплато, шляхом поєднання їх інфільтраційного та поверхневого типів для очищення стічних вод із полігонів твердих побутових відходів [124].

У Державній екологічній академії післядипломної освіти та управління (м. Київ), під керівництвом ректора, д-ра біол. наук, член-кор. НААНУ О. І. Бондаря досліджено та розроблено біоплато, яке має вигляд спеціальних плотів з висадженими в них ВВР, зокрема, лепехою звичайною і рогозом широколистим, які дозволяють покращити стан водних об'єктів за рахунок вилучення з них нафтопродуктів, жирів, ПАР, біогенних сполук азоту і фосфору, завислих речовин [122, 127]. У даній споруді застосовують комбінований горизонтально-вертикальний рух води, що дає можливість покращити сорбцію різних забруднень.

Авторами [122] запропоновано *фільтраційно-регенераційне біоплато гідропонного типу* (ФРБГТ), яке дозволяє за рахунок постійної автоматичної промивки циркуляційно-промивними водами фільтрувальної засипки, коренів ВВР і дренажів біоплато та гідроавтоматичного очищення циркуляційно-промивних вод забезпечити самовідновлювальний режим роботи комплексу очисних споруд. Показано можливість функціонування ФРБГТ в літній та зимовий періоди [95, 128, 129].

Таким чином, застосування біоплато задля покращення стану водних об'єктів природного та техногенного характеру має низку суттєвих переваг: високий ступінь видалення ЗР, відсутня необхідність застосування реагентів для очищення води та для знезараження, низькі експлуатаційні витрати за рахунок порівняно незначного енергоспоживання, відсутня необхідність залучення персоналу з відповідною кваліфікацією, гарантована надійність споруд протягом тривалого періоду часу та естетична привабливість. Разом з тим, незважаючи на велику кількість існуючих типів біоплато, їх функціонування переважно базується на проходженні забрудненої води через систему біофільтрів, які розташовані здебільшого на поверхні ґрунту, що робить такий тип біоплато обмеженим стосовно мобільності та потужності, потребує вилучення певних земельних ресурсів та утворення застійних територій. Крім того, певну складність мають культивування ВВР на біоплато та утилізація матеріалів з високим вмістом ЗР [39, 93, 131].

Для підвищення ефективності функціонування біоплато запропоновано варіант плаваючої конструкції, біотичною складовою якої є ВНР, а механічну міцність конструкції надає коренева система самих рослин [12, 32, 98, 132, 133].

1.4. Поглинання іонів важких металів наземними рослинами

За здатністю накопичувати ВМ рослини поділяють на дві групи: *рослини з вираженою бар'єрною функцією*, у яких ВМ локалізуються переважно в кореневій частині рослин, та *гіперакумулятори* – токсичні метали

накопичуються здебільшого в надземній частині рослин без значних порушень процесів метаболізму [134].

Самі токсичні метали розподіляють на чотири групи за ознакою абсолютного вмісту в рослинах: елементи підвищеної концентрації (Mn, Zn, Sr), елементи середньої концентрації (Cr, Cu, Ni, Pb), елементи низької концентрації (Mo, Cd, Co) та елементи дуже низької концентрації (Hg).

Важкі метали надходять до рослин фоліарним та кореневим шляхом, останній серед яких є домінуючим [135]. Вивчення накопичення ВМ в рослинах важливо як для оцінювання стану рослин, так і для кращого розуміння процесів кругообігу речовин у біосфері. За норму вмісту металів в рослинах застосовують ГДК, що не порушують основні процеси життєдіяльності рослин [136, 137].

Деякі вчені займались вивченням фонових концентрацій хімічних елементів у біомасі рослин та їх органів. Відомо, що фонові концентрації ВМ у рослин різних таксономічних груп чи навіть у окремих органах рослин залежать від умов росту і фази їх розвитку [135, 138, 139]. Встановлено, що чим легше ВМ надходить до метаболічних центрів рослин, тим менший діапазон концентрацій металу, що не виявляють токсичної дії.

Існує два механізми поглинання металів коренями рослин: пасивний – надходження іонів у клітини без використання енергії, та активний – переміщення іонів у клітину проти градієнта електрохімічного потенціалу за допомогою додаткової енергії [140].

Пасивний транспорт токсичних металів здійснюється за допомогою катіонних кальцієвих каналів, активний транспорт – за участю спеціальних білків-переносників, зокрема білків групи ZIP (zinc iron permease), які можуть транспортувати декілька катіонів Cu^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} [141].

Транспортні білки IRT1 і IRT2 підсімейства IRT (*iron regulated transporter*) здійснюють перенесення іонів Fe^{2+} у клітини кореня [142]. Однак білок IRT1 може брати участь і в транспорті інших іонів (Mn^{2+} , Zn^{2+} і Cd^{2+}) [143].

NRAMP – сімейство білків-транспортів, що беруть участь у перенесенні двовалентних іонів металів у цитоплазму. Локалізуючись на тонопласті, білки з

цього сімейства NRAMP3 і NRAMP4 здійснюють транспорт іонів з вакуолі в цитоплазму. Можливим учасником транспорту токсичних металів (зокрема, Cd^{2+} і Mn^{2+}) через плазмалему є білок NRAMP5, який знайдено на зовнішньому боці плазматичної мембрани клітин ендодерми і екзодерми коріння рису [142].

На поглинання ВМ коренями рослин впливає наявність елементів однакової валентності, що здатні утворювати схожі комплекси [144]. Наприклад, екотоксикант свинець пригнічує поглинання і пересування в пагони біогенних мікроелементів – мангану, заліза і цинку. Сорбція токсичного елементу – кадмію (II) корінням рослин знижується за наявності в розчині Ca^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} і Fe^{2+} . Авторами виявлено інгібуючий ефект кадмію на поглинання і акумуляцію Zn^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} і Ca^{2+} , проте не зрозумілий механізм цього інгібуючого ефекту, оскільки концентрація Cd^{2+} , як правило, значно менша, ніж Ca^{2+} [145].

Накопичення ВМ рослинами залежить від двох чинників: активності поглинання металу клітинами кореня і ефективності його переміщення по рослині, де важливу роль відіграє радіальний транспорт іонів. Відомо два шляхи радіального транспорту іонів ВМ по тканинах кореня до судин ксилеми – апопласт та симпласт. Шлях руху катіонів металів по апопласту можливий у тих зонах кореня, де відсутні пояски Каспарі – у зоні меристематичних клітин, на початку зони розтягування і на початку зони появи кореневих волосків [146]. ВМ потрапляють у внутрішньоклітинний вільний простір через клітинні стінки за допомогою дифузії [147]. Метали надходять по апопласту в рослину переважно в разі збільшення їх концентрації в субстраті, зазвичай вони використовують симпластний шлях [148]. Симпластний транспорт іонів металів відбувається через плазмалему клітин у судини ксилеми за допомогою білків-переносників НМА2 і НМА4, що присутні майже у всіх рослинах, які належать як до рослин з вираженою бар'єрною властивістю, так і до гіперакумуляторів [149].

Встановлено, що білки НМА2 беруть участь у завантаженні флоєми у злаків, наприклад, білок OsHMA2 рису був виявлений у паренхімних і ситоподібних клітинах флоєми [150] для транспорту цинку і кадмію з ксилеми у флоему на заключному етапі. Таким чином, НМА2/4 білки транспортують кілька

металів (зокрема, цинк і кадмій), але наявні і специфічні транспортери, які беруть участь у транспорті по рослині тільки одного металу [151].

Важкі метали транспортуються по ксилемі в складі ксилемного соку в комплексі з органічними кислотами (цитратом) чи амінокислотами (аспарагін) [152]. На транспорт ВМ з кореня в стебло впливають такі процеси: перенесення іонів через плазмалему клітин кореня, симпластний транспорт до судин ксилеми, завантаження в ксиліт і зв'язування ВМ у ксилемному соці лігандами [153].

Встановлено, що переміщення іонів із ксилеми у флоему у злаків відбувається у вузлах стебла за допомогою білка LCT1 (low-affinity cation transporter). ВМ можуть транспортуватись і по судинах флоєми в системі «донор – акцептор» [154]. Рослини різних видів можуть транспортувати ВМ від листка до плодів, від листка до листка чи від листка до кореня, що відіграє важливу роль у доставці поживних елементів до відповідних органів рослини [155].

По флоємі метали можуть транспортуватися в комплексі з нікотінаміном, GSH і фітохелатинами, що були виявлені у флоємному соці. При цьому нікотінамін зв'язаний переважно з такими мікроелементами, як Cu^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Zn^{2+} , а в транспорті цих комплексів передбачається участь YSL-білків [156], які знаходяться на внутрішніх мембранах клітин, прилеглих до судин флоєми. YSL-білки сприяють надходженню даних комплексів від судин флоєми до тканин, що розвиваються. Комплекси фітохелатинів із Cd^{2+} і Zn^{2+} були виявлені у флоємі, однак білки, які здійснюють транспорт цих комплексів у флоему, невідомі [157].

Таким чином, незважаючи на велику кількість досліджень у галузі транспорту ВМ по рослині, все ще залишається низка нез'ясованих питань. Особливої уваги потребує ідентифікація білків та низькомолекулярних сполук, залучених у транспорт ВМ від кореня до насіння.

1.5. Вплив важких металів на фізіологічні процеси рослин

Для визначення потенційних можливостей технології фітодезактивації важливим є вивчення реакції наземних рослин на дію іонів ВМ. На сьогодні

вплив ВМ на основні фізіологічні процеси рослин загалом вивчено відносно непогано. В результаті чисельних досліджень встановлено, що ВМ за певних концентрацій можуть впливати практично на всі фізіологічні та біохімічні процеси. Зокрема, присутність іонів ВМ призводить до погіршення росту та розвитку рослин, структурно-функціональних змін у фотосинтетичному апараті, порушень процесів дихання, транспірації, транспорту речовин, що призводить до зниження продуктивності окремих рослин чи цілих фітоценозів [158–161].

Важкі метали негативно впливають на життєдіяльність рослин та призводять до зміни на різних рівнях: організменному, тканинному, клітинному, субклітинному і молекулярному. Ступінь впливу ВМ залежить від концентрації металу, від його токсичності, тривалості дії і чутливості виду (сорту, генотипу рослин). Низькі концентрації іонів ВМ не порушують основні фізіологічні процеси і їх узгодженість, і здатні здійснювати гормезисний вплив. Останнє вказує на існування індукованих або стимульованих механізмів онтогенетичної адаптації, що у багатьох випадках дозволяють їм забезпечувати функціонування таких процесів, як фотосинтез, дихання, водний обмін, на достатньому для підтримки життєдіяльності рівні і завдяки цьому успішно рости і розвиватися.

Вплив ВМ на ростові параметри. Пригнічення росту рослин – найбільш експериментально досліджений параметр впливу ВМ на рослини. Результати проведених досліджень свідчать, що концентрація та тривалість впливу металу, його природи, а також біологічні особливості виду і вікового стану рослин головним чином визначають знак (спрямованість) та ступінь впливу на ріст рослин [162–165]. ВМ впливають на процеси розтягнення та поділу клітин, знижують інтенсивність клітинних поділів, сприяють зменшенню кількості клітин на всіх фазах мітозу, збільшують тривалість окремих фаз чи всього мітотичного циклу, що призводить до гальмування росту рослин [158].

Причинами порушення механізму розтягнення клітин є: зниження еластичності клітинної стінки через утворення міцних зв'язків ВМ із SH-групами білків, що входять в її склад, пошкодження структури мікротрубочок та зміни водного режиму клітин [162, 166].

Відомо, що основний токсичний вплив ВМ направлений на корені (окрім видів-гіперакумуляторів), оскільки саме в них акумулюється більша частина металів [167]. У результаті цього зменшуються розміри та біомаса кореневої системи рослин, відмирають кореневі волоски, що неминуче впливає і на параметри стеблової частини рослин [158, 168], де за більш високих концентрацій ВМ, ніж у коренях, відбувається гальмування росту пагонів рослин. При цьому зменшується біомаса рослин, висота пагонів та розмірів листових пластинок [169, 170].

Зменшення розмірів листових пластинок під дією високих концентрацій металів, зафіксований у всіх досліджуваних рослин, призводить до зниження інтенсивності процесів фотосинтезу та транспірації [171, 172].

Ріст рослин може також сповільнюватися в результаті опосередкованої дії токсичних металів, пов'язаної зі зміною гормонального балансу, порушеннями фотосинтезу, водного режиму, мінерального живлення, дихання [173–177].

Найменшого токсичного впливу від ВМ зазнає насіння в процесі проростання, що пов'язано зі складністю проникнення металів через насінну оболонку [178].

Вплив ВМ на розвиток рослин. Під дією токсичних металів у рослин затримуються певні фенологічні фази, що може призвести до збільшення тривалості вегетаційного періоду чи навіть до цілковитої відсутності генеративної фази розвитку рослин [174, 179]. ВМ більшою мірою впливають на ранніх етапах онтогенезу рослин, ніж на пізніх етапах розвитку [179].

У злаків ВМ гальмують ріст та розвиток апікальної меристеми стебла (конуса наростання), що призводить до зниження темпів стеблового органогенезу, а за високих концентрацій ВМ можлива зупинка процесу органогенезу, що пов'язано з уповільненням темпів ділення клітин апікальної меристеми стебла [180]. Порушення клітинного метаболізму у верхівкових меристемах та порушення мінерального живлення також призводить до уповільнення розвитку рослин у присутності ВМ [179].

Вплив ВМ на фотосинтез. Процес фотосинтезу відрізняється дуже високою чутливістю до дії металів [174], під впливом яких відбуваються структурні зміни в тканинах і клітинах листків: знижуються розміри хлоропластів, клітин мезофілу та замикаючих клітин продихів, зменшується товщина клітинної стінки. Токсичні метали призводять до порушень у структурі хлоропластів: зменшення числа гран і тилакоїдів, зміни структури мембран та їх хімічного складу [181].

Зменшення вмісту хлорофілу в рослинах зумовлено процесами їх деградації та пригніченням синтезу хлорофілу, порушенням структури хлоропластів під впливом ВМ [181]. Вони негативно впливають на світлові і темнові реакції фотосинтезу та на структурну цілісність фотосистем. Найчутливішою до їх дії є фотосистема (II), в результаті чого знижується ефективність її роботи [183–185].

Вплив ВМ на процеси дихання. Процес дихання відрізняється стійкістю до негативного впливу важких металів, лише високі їх концентрації призводять до зниження швидкості даного процесу [186]. Зміна швидкості процесу дихання залежить від рівня концентрації металів: низькі концентрації можуть навіть пришвидшити процес дихання, тоді як високі призводять до уповільнення. Своєю чергою, дані реакції пов'язані із впливом на низку ферментів гліколізу, циклу Кребса, а також із процесом взаємодії іонів металів із сульфгідрильними групами молекул білків чи уповільнення їх синтезу [187].

Інгібування процесу дихання також може бути спричинене пошкодженнями в структурі мембран мітохондрій та уповільнення електронного транспорту на внутрішній мембрані мітохондрій [188].

Вплив ВМ на водний обмін. Для забезпечення життєдіяльності рослинного організму важливим є процес водного обміну, а саме – підтримка в клітинах і тканинах певного водного балансу [174]. Токсичні метали зменшують число і діаметр судин ксилеми і ситоподібних трубок флоєми, змінюють проникність мембран, що призводить до зниження вмісту води в клітинах і тканинах рослин. Крім того, токсичні метали впливають також на розміри кореневої системи та

число корневих волосків, що призводить до зменшення всмоктувальної поверхні коренів та, відповідно, зниження рівня води в рослині [189].

Важкі метали змінюють водний та осмотичний потенціал рослини, що може бути спричинено зміною еластичності клітинних стінок судин чи зменшенням об'єму клітин, що викликане втратою ними води [190]. Їх негативний вплив відмічено і на процеси транспірації, зменшуючи число продихів і їх розміри, а також розмірів листків і кореневої системи [179].

1.6. Модифікація наземних рослин для підвищення їх поглинальних властивостей

Застосування певного чинника впливу за відповідних характеристик (доза, концентрація, потужність тощо) може модифікувати стан об'єкта та його властивості на певному рівні структурно-функціональної організації [191]. Кожний із наявних чинників має різне значення для живого організму. Їх можна поділити на такі групи: облігатні, тобто такі, які є обов'язковими (температура, елементи мінерального живлення тощо), факультативні, тобто частково обов'язкові (ультрафіолет, іонізуюча радіація сонячного випромінювання тощо) та індиферентні, які не є обов'язковими для життєдіяльності організмів.

Класифікацію чинників, відповідно до закону Арндта-Шульце, можна провести і за ступенем їхнього впливу на організм. Виділяють індеферентні, інгібуючі і летальні дози/потужності/концентрації чинників, ефекти яких зрозумілі з їх назви. Особливий інтерес становлять гормезисні дози чинників, тобто такі, що здійснюють позитивний вплив на життєздатність організмів [192].

Під впливом певних доз чинників біологічний об'єкт переходить у новий стан, набуваючи підвищену або знижену, порівняно з вихідною, стійкість. Відповідно до теорії Ганса Сельє існують поняття «дистрес» і «еустрес», що характеризують стани відповідно підвищеної і зниженої стійкості біологічного організму [193, 194]. Прикладом може слугувати відповідно вплив високих і низьких концентрацій фітогормонів на життєдіяльність рослин [195].

Термін «гормезис» (від грец. «hormesis» – «швидкий рух, прагнення») введено для позначення позитивної дії на біологічні об'єкти певних доз чинників практично будь-якої природи – від фізичної до біологічної [196, 197]. Прикладом чинника фізичної природи, що може спричинити гормезисну дію, є іонізуюче випромінювання в певних дозах або за певних потужностей, тому в даному випадку говорять про радіогормезис, який може спостерігатися на всіх рівнях організації організму [198]. Для рослин також існує діапазон гормезисних доз, у тому числі і доз іонізуючого випромінювання.

Т. Д. Лакі був одним із перших дослідників, який проводив дослідження радіаційного гормезиса [199]. І хоча деякі експериментальні дослідження мали не достатній об'єм вибірки без подальшого статистичного аналізу, проте велика частина отриманих даних мала певне значення і дотепер, а сам факт існування ефекту радіаційного гормезиса не підлягає сумніву.

Явище гормезису спостерігали в одноклітинних організмів, рослин, тварин, культури клітин. Отримано велику кількість експериментальних результатів щодо гормезисної дії іонізуючої радіації за параметрами росту і розвитку рослин. Застосовуючи різні типи іонізуючого опромінення, було показано пришвидшення проростання та підвищення польової схожості насіння, стимуляцію швидкості росту проростків та збільшення маси органів рослин, інтенсифікацію фотосинтезу, пришвидшення цвітіння тощо. Ефекти радіогормезису спостерігаються на всіх етапах онтогенезу рослин [200–204].

Вище вказано, що ефекти гормезису спостерігаються на різних рівнях біологічної організації. Розглянувши радіостимуляцію на молекулярному рівні, встановлено, що опромінення організму в малих дозах спричиняє утворення низки специфічних білків, що беруть участь у відновлювальних процесах (репарації) ДНК [205].

Радіогормезис на клітинному рівні може бути спричинений змінами генної експресії, які, зі свого боку, пов'язують із змінами в конформаційній структурі хроматину [206]. Радіогормезисна дія на рівні клітинної популяції, найімовірніше, пов'язана зі збільшенням кількості проліферуючих клітин, що, зі

свого боку, може бути спричинена скороченням тривалості мітотичного циклу клітин апікальних меристем [207, 208]. На рівні багатоклітинного організму радіогормезис пов'язують зі зміною інтенсивності багатьох фізіологічних процесів: посилення процесів біосинтезу нуклеїнових кислот, білків, підвищення ферментативної активності, модифікація фітогормонального балансу, фотосинтезу, підвищення проникності клітинних мембран тощо [209].

Існування гормезису можна пояснити на основі закону суперкомпенсації К. Вейгерта, згідно з яким організм у відповідь на використану речовину або взагалі втрату тканин (у певних межах) реагує утворенням нових таких самих речовин і тканин, у кількості, що перевершує втрачене [210]. Інакше кажучи, після навантаження на будь-який організм існує своєрідна «екзальтаційна фаза» – фаза суперкомпенсації, тобто перевищення рівня параметра над його початковим значенням. Отже, радіогормезис є вторинною реакцією організму на пошкодження, що проявляється у вигляді суперкомпенсації на різних рівнях біологічної організації.

Одними із методів підвищення накопичувальної здатності наземних рослин щодо іонів ВМ може бути використання фізичних та біологічних чинників, наприклад, таких як внесення добрив, використання мікроорганізмів [211], варіювання щільністю вирощування рослин («ефект групи») [212] тощо. Модифікуючими чинниками фізичної природи можуть виступати гамма-випромінювання, УФ-опромінення, гіпертермія та інші чинники. Дані чинники можуть бути використані для підвищення сорбційної здатності рослин з метою підвищення ефективності технології фіторемедіації.

Висновки до розділу 1

Проведений аналіз літератури стосовно стану поверхневих вод в Україні, методів і підходів до покращення їх якості свідчить про те, що ресурси прісної води в Україні обмежені та знаходяться у вкрай незадовільному стані. Якість

води для питного водопостачання переважно не задовольняє вимоги чинних нормативних документів для її безпосереднього вживання як питної води.

Показано, що у зв'язку зі збільшенням масштабів антропогенного та техногенного навантаження на природні водні об'єкти, а також підвищенням попиту на генетично безпечну питну воду високої якості залишається актуальною проблема вилучення радіоактивних елементів, зокрема ^{137}Cs , токсичних металів, у тому числі супертоксичних Cd(II) та Cr(VI) , екологічно та економічно доцільними методами.

Існуючі традиційні шляхи покращення якості вод джерел питного водопостачання мають низку недоліків, що обмежують їх використання для очищення великих об'ємів вод з низьким рівнем забруднень (але недостатнім для забезпечення високої якості води питного призначення), отже, вони потребують вдосконалення та нових підходів для вирішення цієї проблеми, що зрештою, забезпечить здорову націю України.

Тому розроблення особливо ефективних для очищення водойм від токсикантів різної природи фіторемедіаційним методом, який можна реалізувати за допомогою різних типів гідрофітних споруд, наприклад, біоплато, біотична складова яких забезпечує високий рівень сорбції щодо ЗР, є особливо важливим завданням покращення екології біологічними, найбільш екологічно чистими і перспективними методами.

Для підвищення ефективності очищення водного середовища за допомогою рослин запропоновано застосовувати чинник фізичної природи – УФ-С-опромінення та біологічної – варіювання щільністю вирощування рослин.

Отже, актуальною залишається проблема створення та дослідження нових гідрофітних споруд, пошук методів модифікації та раціональних умов їх застосування для підвищення якості водойм, саме цим питанням і присвячено дану дисертаційну роботу.

Основні положення цього розділу викладено у публікаціях автора: [12]–[13], [23], [26], [32]–[37], [39], [88], [90], [93], [96], [98], [109], [113], [126], [131]–[133].

РОЗДІЛ 2.

МАТЕРІАЛИ І МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Матеріали дослідження

Для підвищення ефективності технологій фітореMediaції потрібно, насамперед, вирішити три завдання:

- провести скринінг наземних видів рослин з метою пошуку видів з максимально вираженою здатністю до поглинання (концентрування) забруднень, зокрема іонів токсичних металів і ^{137}Cs ;
- оцінити можливості модифікації сорбційної здатності шляхом та визначити межі застосування запропонованої технології фітодезактивації водних середовищ;
- запропонувати метод утилізації рослин (чи всього біоплато) після певного періоду використання їх як активних сорбентів.

Що стосується першого завдання, то воно вирішується шляхом використання наземних рослин замість традиційно використовуваних водних макрофітів (очерет, рогіз). Для реалізації другого завдання нами запропоновано застосовувати УФ-С-опромінення рослин та варіювання їх щільністю вирощування в гідрофітній споруді. Третє завдання можна було б легко вирішити, використовуючи такий субстрат для вирощування рослин, який би легко утилізувався, наприклад, шляхом спалювання з використанням за необхідності фільтрів для поглинання радіонуклідів чи важких металів.

Розглядаючи тільки один варіант фітореMediaції, а саме, очищення водних об'єктів (промислових і побутових стоків, ставків, озер, річок, водойм-охолоджувачів та ін.), потрібно використовувати не тільки екологічно безпечний субстрат, але і забезпечити йому плавучість.

Таким чином, ідея технології, яка пропонується, полягає, по-перше, у використанні наземних рослин і, по-друге, у застосуванні спалюваного субстрату, який, крім цього, забезпечує плавучість біоплато. Перспективним,

на наш погляд, є використання гранульованого пінополістиролу (пінопласту), який на етапі пророщування насіння закріплюється кореневою системою проростків, утворюючи своєрідний плавучий трав'яний покрив із необхідним рівнем плавучості та щільності [131].

Були досліджені такі види вищих наземних рослин – представники різних родин:

- жито посівне (*Secale cereale* L.) сорт Забава – однорічна трав'яниста рослина роду Жито (*Secale*) родини Злакових (*Gramineae*);
- ячмінь звичайний (*Hordeum vulgare* L.) сорт Ластер – однорічна трав'яниста рослина роду Ячмінь (*Hordeum*) родини Злакових (*Gramineae*);
- овес посівний (*Avena sativa* L.) сорт Саргон – однорічна трав'яниста рослина роду Овес (*Avena*) родини Злакових (*Gramineae*);
- пшениця звичайна (*Triticum vulgare* L.) сорт Миронівська 808, Поліська 90, Фаворитка, Донська напівкарлик – однорічна трав'яниста рослина роду Пшениця (*Triticum*) родини Злакових (*Gramineae*);
- вівсяниця лучна (*Festuca pratensis* Huds.) сорт Діброва – багаторічна трав'яниста рослина роду Костриця (*Festuca*) родини Злакових (*Gramineae*);
- тимофіївка лучна (*Phleum pratense* L.) сорт Люлинецька 1 – багаторічна трав'яниста рослина роду Тимофіївка (*Phleum*) родини Злакових (*Gramineae*);
- щириця звичайна (*Amaranthus retroflexus* L.) сорт Ультра – однорічна трав'яниста рослина роду Щириця (*Amaranthus*) родини Амарантових (*Amaranthaceae*);
- соняшник однорічний (*Helianthus annuus* L.) сорт Базальт – однорічна рослина роду Соняшник (*Helianthus*) родини Айстрових (*Asteraceae*);
- коноплі посівні (*Cannabis sativa* L.) сорт Гляна – вид рослин роду Коноплі (*Cannabis*) родини Коноплевих (*Cannabaceae*);
- горох посівний (*Pisum sativum* L.) сорт Ароніс – однорічна трав'яниста рослина роду Горох (*Pisum*) родини Бобових (*Fabaceae*);

- конюшина лучна (*Trifolium pratense* L.) сорт Фалкон – багаторічна рослина роду Конюшина (*Trifolium*) родини Бобових (*Fabaceae*);
- конюшина повзуча (*Trifolium repens* L.) сорт Ліфлекс – багаторічна трав'яниста рослина роду Конюшина (*Trifolium*) родини Бобових (*Fabaceae*);
- тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.) сорт Балін – багаторічна рослина роду Тонконіг (*Trifolium*) родини Злакових (*Gramineae*);
- люцерна посівна (*Medicago sativa* L.) сорт Світоч – багаторічна рослина роду Люцерна (*Medicago*) родини Бобових (*Fabaceae*);
- грястиця збірна (*Dactylis glomerate* L.) сорт Муравка – багаторічна рослина роду Грястиця (*Dactylis*) родини Злакових (*Gramineae*);
- кукурудза звичайна (*Zea mays* L.) сорт Достаток – однорічна рослина роду Кукурудза (*Zea*) родини Тонконогових (*Poaceae*);
- льон-довгунець (*Linum usitatissimum* L.) сорт Світанок – однорічна рослина Льон (*Linum*) родини Льонових (*Linaceae*);
- просо посівне (*Panicum miliaceum* L.) сорт Вітрило – однорічно трав'яниста рослина роду Просо (*Panicum*) родини Тонконогових (*Poaceae*);
- гірчиця біла (*Sinapis alba* L.) сорт Еталон – однорічна трав'яниста рослина роду Гірчиця (*Sinapis*) родини Капустяних (*Brassicaceae*);
- ріпак озимий (*Brassica napus* L.) сорт Арізона – однорічна рослина роду Капуста (*Brassica*) родини Капустяних (*Brassicaceae*).

Для конструювання біоплато необхідною умовою був пошук субстрату, який би забезпечував його плавучість. З цією метою використовували відносно інертні в умовах водного середовища плавучі матеріали, такі як: перліт, керамзит, гранульований пінопласт (пінополістирол), вермикуліт, коркова пробка. Ці субстрати повинні були відповідати таким вимогам [35, 131]: забезпечувати плавучість біоплато; відсутність токсичності щодо рослин і водних середовищ, які підлягали очищенню; з максимальною пористістю, для забезпечення високого рівня механічної міцності біоплато; з достатнім рівнем повітрообміну для насіння, що проростає, що виключало б розвиток патогенної мікрофлори; з відносно низькою ціною.

У роботі були використані [131, 132]:

- гранульований пінополістирол – екологічно чистий клас матеріалів, який є спіненою пластичною масою;
- перліт спучений – екологічно чистий, нетоксичний і стерильний природний матеріал, який не містить ВМ, вогнестійкий, хімічно інертний, на нього не впливають мікроорганізми, комахи і гризуни, що дозволяє використовувати його у багатьох галузях промисловості. Сорбент на основі спіненого перліту використовують для очищення стічних вод та поверхневих водойм від радіоактивних забруднень;
- вермикуліт – мінерал класу силікатів, групи триоктаедричних гідрослюд. Широко застосовують у рослинництві як субстрат, для аерації ґрунту, насичення рослини корисними мінералами, а також у гідропоніці. Сам по собі зазначений матеріал також може виконувати сорбційну функцію, але розраховувати на його тривале використання як сорбенту не доцільно через його ймовірне швидке замулення або заростання мікроводоростями;
- керамзит – це легкий пористий будівельний матеріал, який отримують із природних глинистих мінералів при обпалі. Керамзит випускається у вигляді щебеню, гравію та гравійного піску;
- корок – універсальний природний матеріал, корок збирають із живих дерев коркового дуба.

У роботі для дослідження фіторе mediaційного методу очищення використовували водопровідну воду м. Києва (табл. 2.1) та модельні розчини, характеристики яких наведені у відповідних розділах.

Таблиця 2.1

Характеристика водопровідної води м. Києва

Показник	Інтервал значень показника
Жорсткість, мг-екв/дм ³	4,4-5,2
Концентрація іонів кальцію, мг-екв/дм ³	3,60-4,0
Концентрація іонів магнію, мг-екв/дм ³	0,80-1,2

Закінчення таблиці 2.1

Показник	Інтервал значень показника
Концентрація іонів міді, мкг/дм ³	1,0
Концентрація іонів свинцю, мкг/дм ³	0,614
Концентрація іонів кадмію, мкг/дм ³	<0,1
Концентрація іонів цинку, мкг/дм ³	9-15
Концентрація іонів нікелю, мкг/дм ³	<1,0
pH, од.	7,10-7,80

2.2. Етапи дослідження

Дисертаційну роботу виконували на базі лабораторії радіаційної епігеноміки Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України впродовж 2016–2019 рр. Перелік лабораторних досліджень подано на рис. 2.1.

Початкові етапи дослідження включали визначення впливу виду і концентрації іонів ВМ на ростові та транспіраційні характеристики наземних рослин. Для цього дев'ятидобові рослини розміщували в кристалізаторах ($V=2,5$ л) з розчинами ВМ різної концентрації. Протягом 15–21 діб проводили заміри довжини головного кореня та стебел рослин, а також фіксували залишковий об'єм розчину і вираховували ступінь транспірації у рослин. Надалі методика повторюється, але з варіюванням різних чинників, що впливали на процес сорбції ^{137}Cs і іонів ВМ рослинами, такими як: сорт рослин, щільність їх вирощування, pH водного середовища, примусова аерація та вихідна концентрація іонів ВМ. Для відтворення модельної системи III використовували рослини кукурудзи звичайної. Семидобові проростки піддавали дії УФ-С-опроміненням, джерелом якого був опромінювач ОБМ-150 М із двома лампами Philips Special TUV 30 W, та пересаджували на розчин із ^{137}Cs . Останнім етапом дослідження було конструювання гідрофітної споруди плаваючого типу з ВНР. Для цього було проведено скринінг ВНР та субстрату, а також методу

пророщування насіння рослин, які задовольняють низку необхідних вимог щодо конструкції біоплато.



Рис. 2.1. Перелік лабораторних досліджень та використаних параметрів

2.3. Методи дослідження

2.3.1. Методика визначення впливу важких металів на фізіологічні показники рослин

Культивування наземних рослин проводили в умовах водної культури. Біоплато з дев'ятидобовими рослинами розміщували в ексікаторах з водопровідною водою, які було поділено на групи залежно від внесених солей:

1. CdCl_2 з розрахунку за Cd(II) , $C_0 = 1 \text{ мг/л}$, 20 мг/л , 100 мг/л . ГДК для Cd(II) (згідно з ДСТУ 4808:2007) для різних класів якості води поверхневих водних об'єктів становлять: I клас – $0,1 \text{ мкг/л}$, II клас – $0,1\text{--}0,5 \text{ мкг/л}$, III клас – $0,6\text{--}5 \text{ мкг/л}$, IV клас – $>5 \text{ мкг/л}$.

2. $\text{Zn(SO}_4)_2$ з розрахунку за Zn(II) , $C_0 = 10 \text{ мкг/л}$, 50 мг/л , 100 мг/л . ГДК для Zn(II) (згідно з ДСТУ 4808:2007) для різних класів якості води поверхневих водних об'єктів становлять: I клас – 10 мкг/л , II клас – $10\text{--}100 \text{ мкг/л}$, III клас – $101\text{--}1000 \text{ мкг/л}$, IV клас – $>1000 \text{ мкг/л}$.

3. $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ з розрахунку за Cr(VI) , $C_0 = 0,5 \text{ мг/л}$, 1 мг/л , 5 мг/л , 10 мг/л і 100 мг/л . ГДК для Cr(VI) (згідно з ДСТУ 4808:2007) для різних класів якості води поверхневих водних об'єктів становлять: I клас – 4 мкг/л , II клас – $4\text{--}10 \text{ мкг/л}$, III клас – $11\text{--}50 \text{ мкг/л}$, IV клас – $>50 \text{ мкг/л}$.

Контролем слугували варіанти без додавання солі.

На 21-у добу інкубації біоплато з рослинами жита посівного (30-добові проростки) на розчині з кадмієм ($V=2$, л) вимірювали залишковий об'єм водного розчину (V_2) та вираховували об'єм розчину, що був випаруваний (ΔV) за формулою, наведеною нижче:

$$(\Delta V) = V_2 - V_1, \quad (2.1)$$

де V_1 , V_2 – відповідно вихідний об'єм розчину та об'єм на 21-у добу інкубації біоплато [34].

2.3.2. Методика визначення активності ^{137}Cs у водному середовищі

Культивування рослин на розчині ^{137}Cs проводили в 0,5-літрових скляних ємностях, які попередньо обробляли протягом 3 діб $0,1 \text{ М}$ розчином хлориду стабільного цезію з метою запобігання сорбції іонів цезію внутрішньою поверхнею ємностей. Один раз на добу розчин ^{137}Cs переливали в посудину Марінеллі для визначення питомої активності за допомогою гамма-спектрометра СЕГ-001 «АКП-С»-63 (Атом Комплекс Прилад), у якому використовується напівпровідниковий коаксіальний детектор Роpтоp з особливо чистого германію

(Ortec), з енергетично розділеним піком 1332,5 кеВ. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs проводили до похибки вимірювання 3,8 % [2, 13, 26, 93, 98].

2.3.3. Методика розрахунку дозового навантаження наземних рослин від поглинутого ^{137}Cs

Потужність поглиненої дози від внутрішнього опромінення в тканинах рослин, які накопичили ^{137}Cs , визначали за формулою, наведеною нижче:

$$P = 1,6 \times 10^{-13} \times C_i \times f \times E, \quad (2.2)$$

де: P – потужність поглиненої дози, Гр/с;

C_i – питома активність i -го зразка, Бк/кг;

f – вихід даного виду опромінення на розпад;

E – енергія частинок (для бета-частинок – середня), МеВ [213].

2.3.4. Методика УФ-С-опромінення наземних рослин

Для дослідження дії УФ-С-опромінення на ростові процеси рослин кукурудзи звичайної (*Zea mays L.*) біоплато із семидобовими проростками обробляли УФ-С-опроміненням, джерелом якого був опромінювач ОБМ-150 М із двома лампами Philips Special TUV 30 W. Дози опромінення становили: 0,25, 0,5, 2, 8 та 20 кДж/м² за потужності 7,5 Вт/м². Потужність УФ-С-опромінення визначали, враховуючи відстань від джерела опромінення до середини стеблової частини проростків (~ 23 см). Для дослідження впливу опромінення з інтервалом дві-три доби вимірювали довжину головного кореня проростків (L_k) та довжину пагону (L_n). Ростову активність проростків кукурудзи звичайної (*Zea mays L.*) розраховували за динамікою довжини їх органів, яку визначали у відсотках до контролю.

2.3.5. Методика вилуговування іонів ^{137}Cs із донних відкладів

Водну витяжку (змив) із ^{137}Cs отримували шляхом вилуговування ^{137}Cs з донних відкладів оз. Лісове Іванківського району Київської області. Для цього

до 1 кг донних відкладів додавали 3 л відстояної води з водогону та залишали для відстоювання протягом 30 діб. Вихідна активність донних відкладів становила 4,7 кБк/кг.

Таблиця 2.2

Характеристика оз. Лісове

Найближчий населений пункт	Стара Марковка, Велика Марковка
Координати	29°28'9"E; 51°7'56"N
Джерело водопостачання	Атмосферні опади
Площа, м ²	4900
Щільність забруднення площі водозбору, кБк/м ²	555-1480

2.3.6. Визначення концентрації Cs^+ атомно-абсорбційним методом

Концентрацію іонів Cs^+ визначали у відібраних зразках об'ємом 20 мл на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115-М1 при довжині хвилі $\lambda = 852,1$ нм. Для розрахунку концентрації ^{137}Cs використовували ацетиленово-повітряну суміш. Оптимальний діапазон визначення концентрацій іонів Cs^+ становив 5–50 мг/л.

2.3.7. Методика визначення концентрації іонів важких металів

Концентрацію іонів ВМ визначали у відібраних зразках об'ємом 20 мл. Для розрахунку вмісту $Cr(VI)$ у розчині зразки кожного варіанта фільтрували. Визначення хрому у водних зразках здійснювали на емісійному спектрометрі ICP-MS Agilent 7700x в Інституті фізіології рослин і генетики НАН України за протоколом EPA 6020A [EPA. 1998. "Method 6020A (SW-846): Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry," Revision 1]. Усі розчини готували на воді 1-го класу (18 Мом), підготовлених на системі очищення води Scholar-UV Nex Up 1000 (Human Corporation, Корея). Як калібрувальні стандарти використовували розчини Standard solution IV-ICPMS-71A фірми Inorganic Ventures, USA. Кожен зразок аналізували незалежно тричі [98, 32, 39].

Визначення концентрації цинку і кадмію проводили за методом ААС [214] при $\lambda = 213,9$ для Zn (II) і $\lambda = 228,8$ для Cd (II) [98, 32, 33, 35].

Аналізи з визначення вмісту токсичних металів у рослинних зразках було проведено в Центрі колективного користування науковими приладами «Спектрометричний центр елементного аналізу» Національного ботанічного саду ім. М. М. Гришка Національної академії наук України» на оптичному емісійному спектрометрі з індуктивно-зв'язаною плазмою iCAP 6300 Duo (Thermo-Fisher Corporation, США).

2.3.8. Розрахунок ступеня очищення водного середовища та коефіцієнта накопичення екотоксикантів рослинами

Ступінь очищення (CO, %) [12, 32, 34, 35, 39, 98] від ^{137}Cs (ВМ) розраховували так:

$$CO = \frac{(C_0 - C_p)}{C_0} \cdot 100, \quad (2.3)$$

де C_0 , C_p – відповідно питома активність (концентрація) іонів металів у вихідному розчині і в розчині після сорбції, Бк/л (мг/л).

Коефіцієнт накопичення ^{137}Cs (КН) розраховували за формулою, наведеною нижче:

$$KH = \frac{AU_t}{AU_i}, \quad (2.4)$$

де AU_t – питома активність ^{137}Cs у рослині на момент часу t , Бк/кг;

AU_i – питома активність водного середовища, Бк/л.

2.3.9. Вимірювання водневого показника (pH)

Для вимірювання рН середовища застосовували лабораторний рН-метр «рН-150МИ». Перед визначенням електроди ретельно промивали дистильованою водою та просушували паперовим фільтром. Занурювали електроди в склянку з досліджуваною водою, натискали кнопку діапазону вимірювання «1–14» та за нижньою шкалою приладу визначали рН у першому

наближенні. Відповідне значення рН знаходили за однією з верхніх шкал з точністю до 0,05.

2.3.10. Методика забезпечення примусової аерації у водному середовищі

Для визначення впливу додаткової аерації на сорбційну здатність рослин були використані біоплато з насінням жита посівного (*Secale cereale*). Після дев'яти діб пророщування насіння біоплато розміщували в ексікаторах з водопровідною водою ($V = 2,5$ л), у які додатково вносили Cd(II) , $C_0 = 1$ мг/л, та забезпечували додаткову цілодобову аерацію за допомогою насоса Regent Calm RC-004 потужністю 2,7 Вт [35].

2.3.11. Методи конструювання гідрофітної споруди

Для конструювання біоплато методом перемішування насіння із субстратом використовували попередньо замочене протягом 8 год насіння кукурудзи звичайної (200 шт.) та гороху посівного (250 шт.). У кювети розміром $21 \times 12,5 \times 2,5$ насипали пінопласт та перемішували з насінням (рис. 2.2). Додавали 100 мл відстояної водопровідної води та розміщували в термостаті за $t = 24 \pm 1$ °С.



Рис. 2.2. Конструювання біоплато методом перемішування насіння із субстратом

Для конструювання біоплато під час розміщення насіння на субстраті [26, 32, 133] використовували кювету розміром $21 \times 12,5 \times 2,5$; дно покривали шаром гранульованого пінопласту (500 см^3); зволожували поверхню пінопласту;

додавали 100 мл відстояної води з водогону; покривали шаром перліту (70 см³); зволожували його; розміщували на його поверхні насіння, шт/м².: коноплі (39 920), гірчиці (116 730), жита (16 150), вівса (16 150), щиріці (306 800), льону (32 320), проса (16 150), ячменю (16 150), ріпака (154 000), кукурудзи (11 400), тимофіївки (367 300), вівсяниці (298 480), а далі покривали насіння шаром перліту (50 см³); розміщували в термостаті за $t = 24 \pm 1$ °C (рис. 2.3).

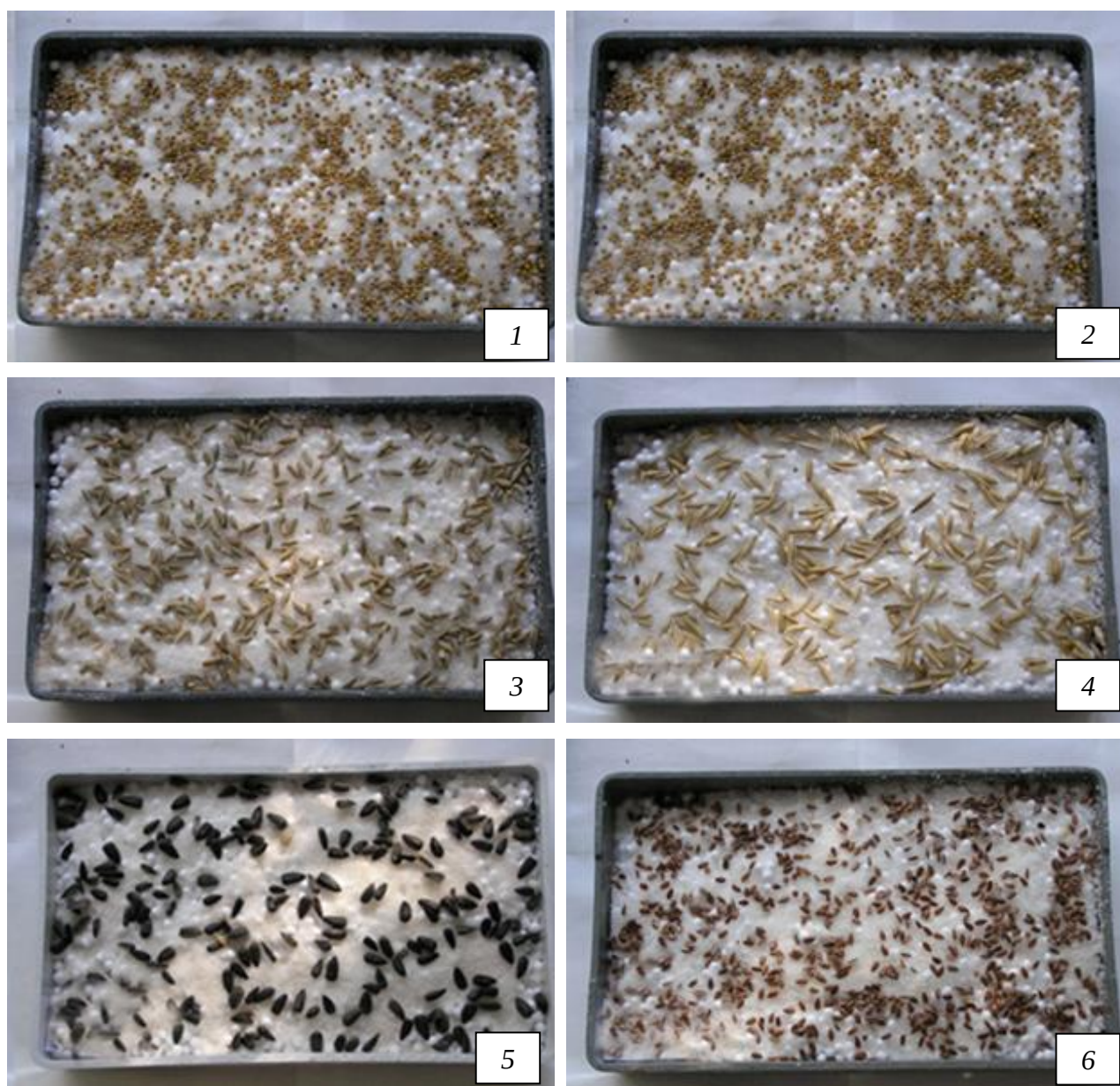
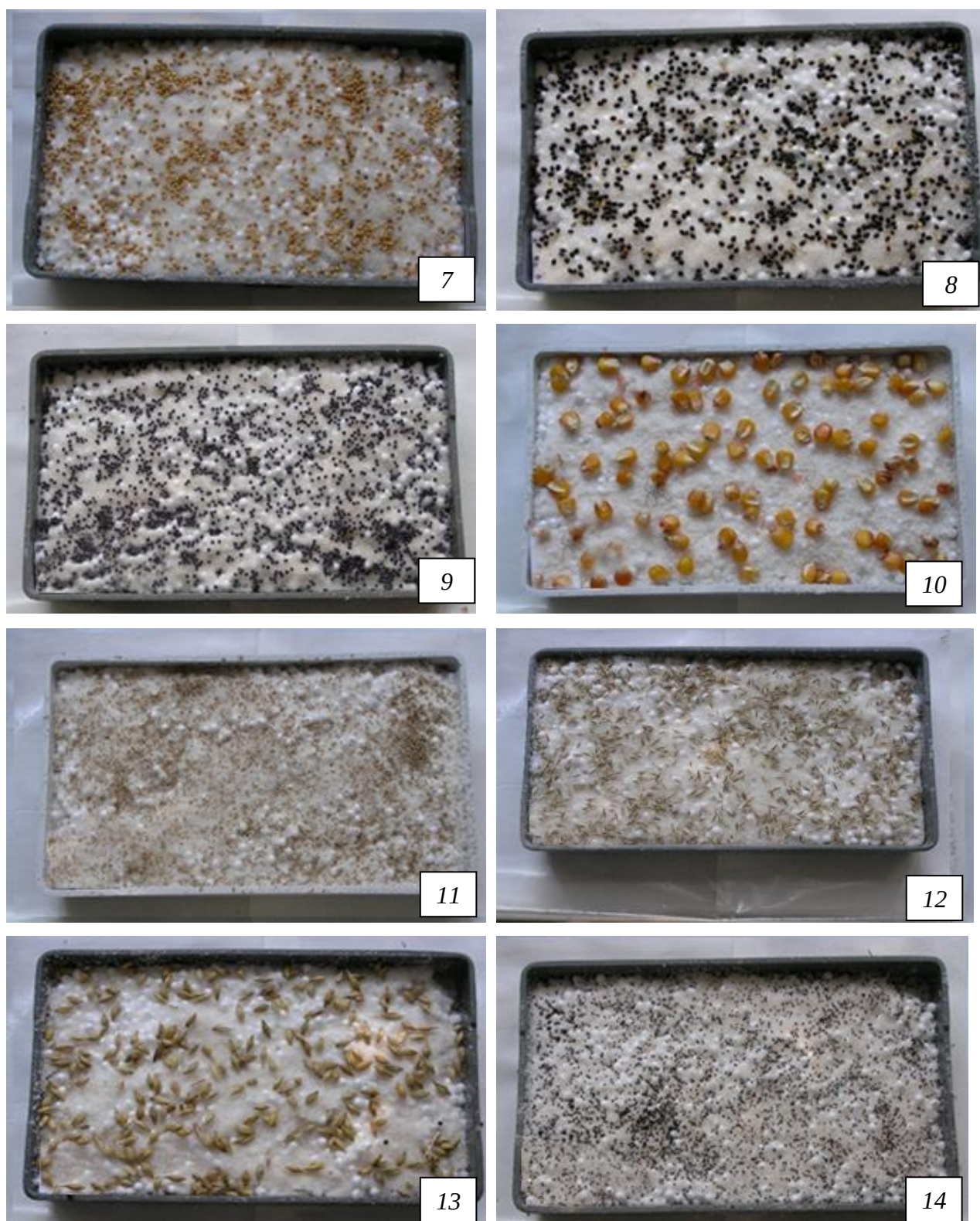


Рис. 2.3. Конструювання біоплато при розміщенні насіння зверху субстрату: 1— коноплі, 2— гірчиця, 3—жито, 4—овес, 5—соняшник, 6—льон, 7—просо, 8—чорне просо, 9— ріпак, 10— кукурудза, 11—тимофіївка, 12—вівсяниця, 13—ячмінь, 14—щиріця, 15— конюшина повзуча, 16—тонконіг, 17—люцерна, 18—грястиця, 19—конюшина лучна



Продовження рис. 2.3. Конструювання біоплато при розміщенні насіння зверху субстрату:
 1—коноплі, 2—гірчиця, 3—жито, 4—овес, 5—соняшник, 6—льон, 7—просо, 8—чорне просо, 9—
 ріпак, 10—кукурудза, 11—тимофіївка, 12—вівсяниця, 13—ячмінь, 14—щириця, 15— конюшина
 повзуча, 16—тонконіг, 17—люцерна, 18—грястиця, 19—конюшина лучна



Закінчення рис. 2.3. Конструювання біоплато при розміщенні насіння зверху субстрату:
 1—коноплі, 2—гірчиця, 3—жито, 4—овес, 5—соняшник, 6—льон, 7—просо, 8—чорне просо,
 9—ріпак, 10—кукурудза, 11—тимофіївка, 12—вівсяниця, 13—ячмінь, 14—щириця, 15—конюшина
 повзуча, 16—тонконіг, 17—люцерна, 18—грязиця, 19—конюшина лучна

Для конструювання біоплато під час розміщення насіння під субстратом дно кювети розміром $21 \times 12,5 \times 2,5$ покривали (рис. 2.4) насінням, шт.: горох (9500), кукурудза (7600), ячмінь (16 150), овес (16 150); насипали зверху

гранульований пінопласт (1,5 см); додавали 100 мл відстояної водопровідної води; розміщували в термостаті за $t = 24 \pm 1$ °C при освітленості 2286 ± 224 Люкс.

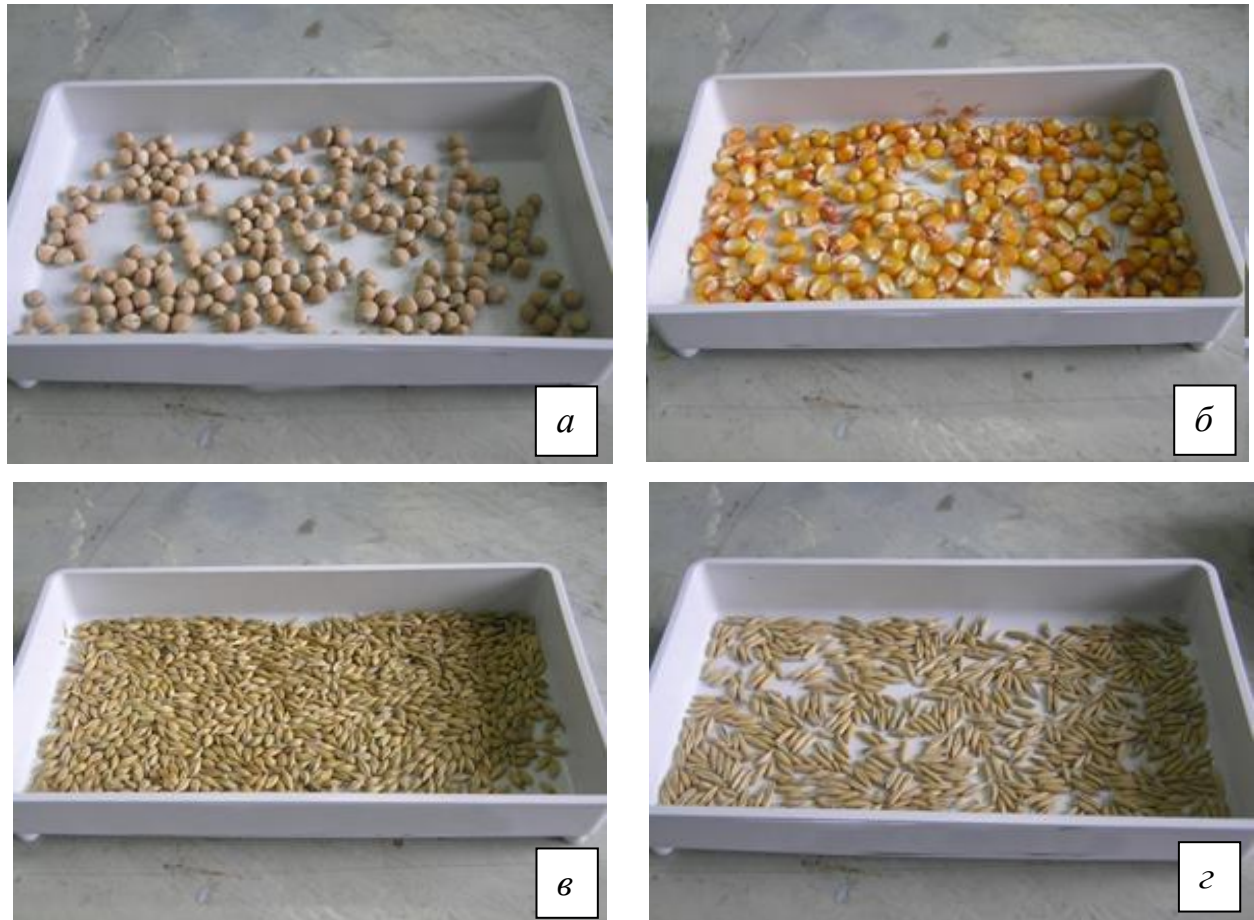


Рис. 2.4. Конструювання біоплато при розміщенні насіння знизу субстрату: *а*—горох; *б*— кукурудза; *в*—ячмінь; *г*—овес

Конструювання біоплато з використанням підтримуючої сітки та перліту. Використовували кювети розміром $21 \times 12,5 \times 2,5$ см; на дно кювети розміщували поліетиленову сітку з діаметром комірок 3 мм; у кювету насипали шар гранульованого пінопласту (500 см^3); зверху пінопласту – шар перліту (70 см^3); у кювету наливали 100 мл води; пульверизатором зволожували поверхню субстрату; розміщували на поверхні насіння таких видів, шт/м².: гірчиці (116 730), жита (16 150), вівса (16 150), соняшник (5700), льону (32 320), проса (16 150), кукурудзи (11 400), тимофіївки (302 280), вівсяниці (298 480), ячменю (11 400), щиріці (306 850), далі покривали кювети перлітом (20 см^3) (рис. 2.5) і розміщували в термостаті за $t = 24 \pm 1$ °C при освітленості 2286 ± 224 Люкс.



а



б

Рис. 2.5. Біоплато із застосуванням сітки та перліту: а–вигляд на початку конструювання біоплато; б–біоплато на 13-ту добу інкубації рослин

Конструювання біоплато для використання в польових умовах. Використовували кювету розміром 30×40 см; на дні кювети розміщували сітку; покривали дно шаром гранульованого пінопласту завтовшки 1,5 см; зверху пінопласту насипали шар перліту; в кювету наливали 200 мл води; впродовж подальшого пророщування додавали ще 600 мл води; за допомогою пульверизатора зволожували поверхню субстрату; використовували суміш насіння, шт/м².: кукурудза (12 500) – ячмінь (14 000) – тимофіївка (132 500); тонким шаром перліту посипали насіння; кювету розміщували в поліетиленовому пакеті для створення вологої камери (рис. 2.6) у термостаті за $t = 24 \pm 1$ °C при освітленості 2286 ± 224 Люкс [26, 131]



Рис. 2.6. Підготовка біоплато для використання в польових умовах

2.3.12. Методика визначення активності ^{137}Cs у складових біоплато

Культивування біоплато на розчині ^{137}Cs проводили в 0,5-літрових скляних ємностях, які попередньо обробляли протягом 3 діб 0,1 М розчином хлориду стабільного цезію з метою запобігання сорбції іонів цезію внутрішньою поверхнею ємностей. На п'яту добу досліджуване біоплато ділили на пінопласт, перліт, корені та пагони рослин, питому активність яких визначали активності за допомогою гамма-спектрометра СЕГ-001 «АКП-С»-63 (Атом Комплекс Прилад), у якому використовується напівпровідниковий коаксіальний детектор Рортон з особливо чистого германію (Ortec), з енергетично розділеним піком 1332,5 кеВ. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs проводили до похибки вимірювання 3,8 % [13, 26, 93].

2.4. Методи статистичної обробки результатів експериментів

На всіх етапах досліджень користувались загальноприйнятими програмами ПЕОМ, зокрема Microsoft Excel 2019. Для оцінювання достовірності експериментальних даних використовували статистичні методи обробки результатів.

Під час оцінювання точності вимірювань кількість визначень (n) у середньому дорівнювала 5–и при статистичній вірогідності $P = 0,95$.

Середнє арифметичне значення обчислювали за формулою:

$$\bar{x} = \frac{x_1 + x_2 + x_3 \dots + x_n}{n} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i, \quad (2.5)$$

Як міру точності оцінок використовували стандартну похибку. Розраховували відносне квадратичне відхилення (S_r) за формулами, наведеними нижче:

$$S_r = \frac{S}{x}; \quad (2.6)$$

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}; \quad (2.7)$$

де S – стандартне відхилення;

$x_i, \bar{x}$ – поточне та середнє арифметичне значення величини, що визначається, відповідно.

Статистичну достовірність відмінностей між варіантами перевіряли за допомогою непараметричних тестів 92 Манна-Уїтні та Краскела-Волліса (метод Монте-Карло, 10000 ітерацій) при рівні довірчої імовірності $P > 0,95$.

Висновки до розділу 2

Запропоновано метод конструювання гідрофітної споруди типу біоплато, яке поєднує в собі абіотичну та біотичну складові. Абіотична складова – субстрат, що забезпечує необхідну плавучість конструкції: пінопласт, вермикуліт, корок, керамзит. Біотична складова – ВНР, які скріплюють субстрат власною кореневою системою.

Описано методики визначення впливу ВМ на фізіологічні показники рослин, визначення залишкової активності ^{137}Cs , розрахунку дозового навантаження від поглинутого ^{137}Cs наземними рослинами, вилуговування іонів ^{137}Cs із донних відкладів, УФ-С-опромінення щодо рослинного компонента гідрофітної споруди типу біоплато, визначення концентрацій Cs^+ та іонів ВМ за допомогою атомно-абсорбційного методу, вимірювання водного показника (рН), забезпечення додаткової аерації у водному середовищі.

Основні положення цього розділу викладено у публікаціях автора: [12], [13], [26], [32]–[35], [39], [93], [98], [131]–[133].

РОЗДІЛ 3.

ЗАСТОСУВАННЯ СОРБЦІЙНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ НАЗЕМНИХ РОСЛИН ТА ЇХ МОДИФІКАЦІЯ СТРЕСОВИМИ ЧИННИКАМИ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДОЙМ ВІД ^{137}Cs

Одним із важливих завдань сьогодення в охороні навколишнього середовища є розроблення нових чи вдосконалення існуючих екологічно безпечних та економічно доцільних методів покращення стану водойм. Серед різних типів забруднень радіонуклідне забруднення є надзвичайно небезпечним для всіх живих організмів, зумовлюючи мутагенні та генетичні ефекти [215].

Для дезактивації радіоактивно забруднених вод переважно використовують фізико-хімічні методи, зокрема: хімічне осадження, коагуляцію, екстракцію, іонний обмін, сорбційні, електрохімічні та мембранні методи [8]. На жаль, багато небезпечних домішок не вилучаються з води механічно та традиційними методами до необхідного рівня концентрацій. Це обумовлює застосування сорбційної стадії доочистки. Сорбційний метод є добре керованим процесом та найбільш поширеним для вилучення токсичних металів з водних середовищ. Після глобальних випадіннь та забруднення середовища внаслідок аварій на атомних електростанціях (насамперед, після аварії на ЧАЕС) основним дозоформуючим радіонуклідом техногенного походження є ^{137}Cs . У водних об'єктах ^{137}Cs знаходиться і у вигляді водорозчинних форм, тому перспективним методом дезактивації радіоактивно забруднених вод є сорбція [23, 26]. Разом з тим, однією з головних вимог до технології очищення є її економічна та екологічна складові, тому застосування наземних рослин є перспективним методом покращення екологічного стану водойм, що має низку суттєвих переваг [90, 133].

У даному розділі наведено дослідження сорбційної здатності різних видів наземних рослин, а також вивчено вплив на сорбцію ^{137}Cs таких чинників, як тривалість сорбції, концентрація конкуруючих макроіонів, типових для

природних водойм, щільність вирощування рослин та дія УФ-С-опромінення на поглинальну здатність рослин.

3.1. Дослідження сорбційних властивостей наземних рослин щодо ^{137}Cs

Здатність рослин до накопичення іонів ^{137}Cs можна охарактеризувати за наступними параметрами: питома радіоактивність рослинних органів, коефіцієнт накопичення, ступінь очищення водного середовища, сумарне винесення радіонукліда з біомасою рослин та швидкість даного процесу.

Через те, що ^{137}Cs є хімічним аналогом калію, очевидно, що максимальні сорбційні властивості щодо радіонукліда матимуть види-калієфіли – кукурудза, овес, соняшник, льон, щиріця, конюшина лучна, тимофіївка лучна, грястиця збірна, костриця безоста та ін. Поглинання ^{137}Cs , рух по рослині та розподіл по окремих органах здебільшого визначаються хімічними особливостями радіонукліда. Відомо [191], що ^{137}Cs спочатку накопичується в кореневій меристемі, а далі, швидко рухаючись із ксилемним соком апопластним шляхом, надходить до стеблової частини [13].

На процес нагромадження ^{137}Cs рослинами впливає низка чинників: специфіка видових та сортових сорбційних особливостей, тип та розвиток кореневої системи, фаза розвитку рослин, їх фізіологічний стан, рН водного середовища, присутність макрокатионів у водному середовищі [1, 13]. Водночас поглинальну здатність рослин можна підвищувати шляхом зміни щільності вирощування рослин у гідрофітній споруді та за допомогою чинників фізичної природи.

3.1.1. Перевірка сорбційної здатності рослин гороху щодо ^{137}Cs

Відомо, що сорбційна здатність рослин щодо ^{137}Cs залежить від виду рослин та багатьох інших чинників. Логічно було б почати дослідження, які могли б підтвердити основну роль рослинного компонента гідрофітної споруди

в очищенні культурального середовища, штучно забрудненого радіоактивним ^{137}Cs .

Для досліду було використано рослини гороху посівного сорту Ароніс, який є одним із видів рослин-гіперакумуляторів ^{137}Cs . Десятидобові проростки гороху культивували на розчині ^{137}Cs в 0,5-літрових скляних ємностях, які попередньо обробляли протягом трьох діб 0,1 М розчином хлориду стабільного цезію з метою запобігання сорбції іонів ^{137}Cs внутрішньою поверхнею скла. Вихідна питома активність ^{137}Cs становила 3,0 кБк/л, яка за даними попередніх дослідів [191] не викликала помітного впливу на ріст і розвиток рослин. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs проводили з інтервалом в 1 добу інкубації рослин гороху на розчині до похибки вимірювання 3,8 % (рис. 3.1).

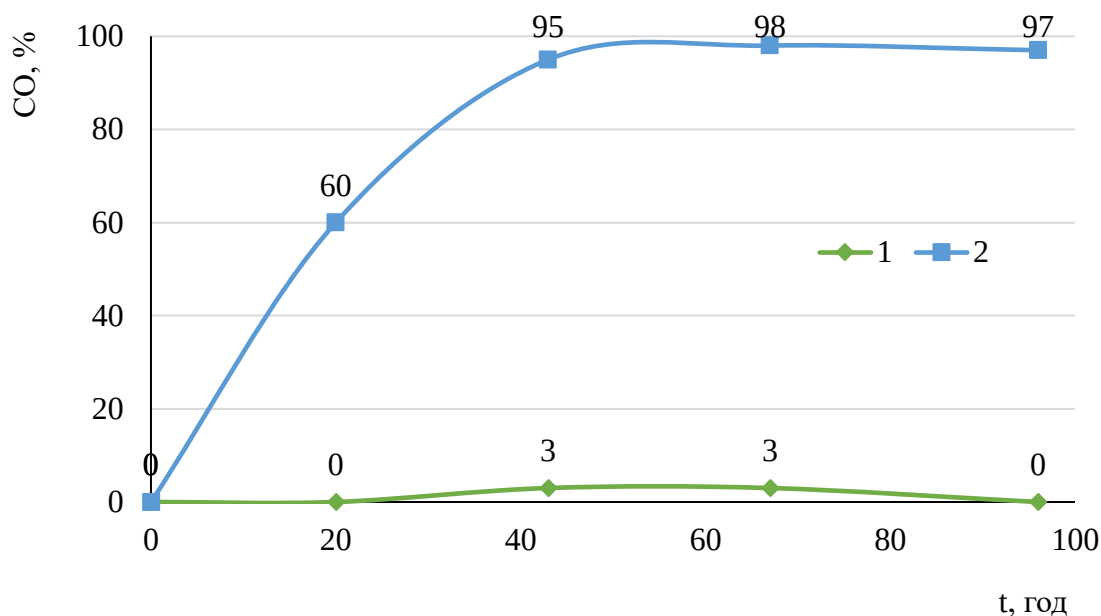


Рис. 3.1. Динаміка поглинання ^{137}Cs без (1) та з рослинами гороху (2), $A(^{137}\text{Cs})=3,0$ кБк/л

З рис. 3.1 видно, що вже через 20 год інкубації рівень вихідної активності ^{137}Cs зменшився більше, ніж удвічі, а через 67 год ступінь очищення (CO) води від радіонукліда склав 97 %. За відсутності рослин гороху активність водного

розчину практично не змінювалася, що також вказувало на відсутність сорбції ^{137}Cs внутрішньою поверхнею застосованих ємностей.

Таким чином, отримані результати підтвердили, що сорбцією поверхні ємності можна знехтувати і вважати, що зменшення активності розчину зумовлено цілком поглинальною активністю рослин [13, 26, 96].

3.1.2. Вивчення сорбційної здатності рослин тимофіївки та ячменю щодо ^{137}Cs

Для перевірки сорбційних властивостей рослин, які є більш перспективними з точки зору розроблення технології фітодезактивації, використовували рослини ячменю звичайного та тимофіївки лучної.

Десятидобові проростки культивували на розчині ^{137}Cs в 0,5-літрових скляних ємкостях. Умови проведення експерименту були подібними до умов проведення попереднього дослідження. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs проводили на першу, другу та третю доби інкубації (рис. 3.2) досліджених рослин на розчині ^{137}Cs .

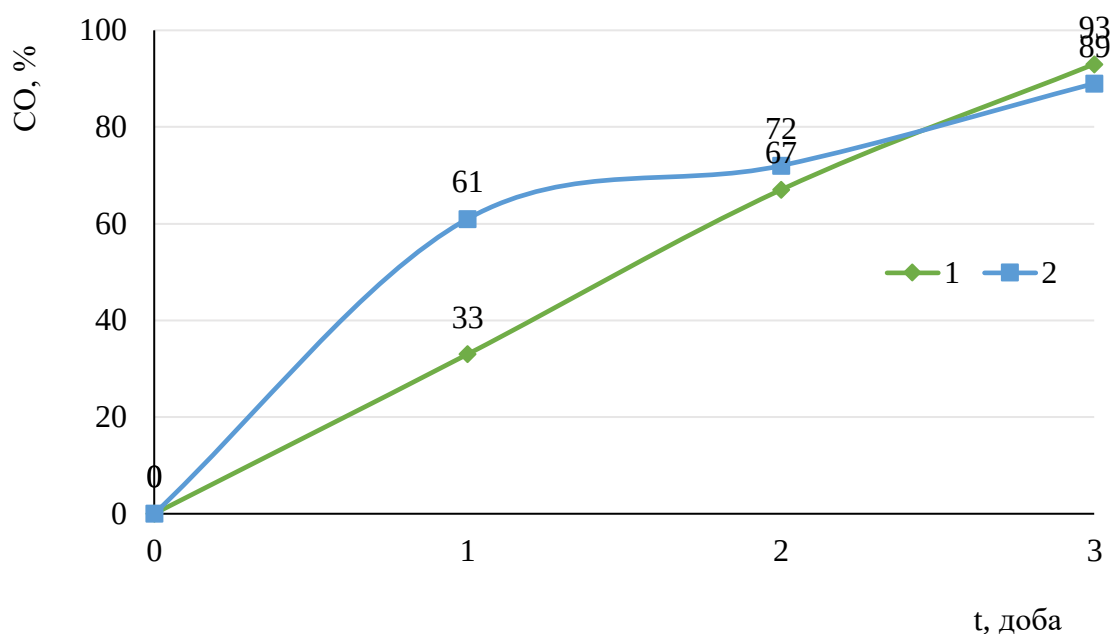


Рис. 3.2. Динаміка поглинання ^{137}Cs рослинами тимофіївки (1) та ячменю (2),
А (^{137}Cs)=3,0 кБк/л

Встановлено, що через 24 год сорбційна активність рослин ячменю була вищою, ніж у рослин тимофіївки – рівень вихідної активності зменшився більше, ніж на 60 %, а при використанні тимофіївки – на 30 %. На третю добу інкубації рослин на розчині ефект очищення води незалежно від виду рослин становив близько 90 % [13, 26].

Враховуючи отримані результати порівняння сорбційних властивостей використаних видів рослин, яка виявилась зрештою схожою, для наступної серії дослідів було обрано рослини тимофіївки, як більш перспективні у технологічному сенсі, та збільшено час інкубації рослин на розчині із ^{137}Cs .

У наступному досліді вихідна питома активність ^{137}Cs становила 2,2 кБк/л. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs проводили на першу, другу, п'яту та чотирнадцяту доби експонування (рис. 3.3) рослин на розчині ^{137}Cs .

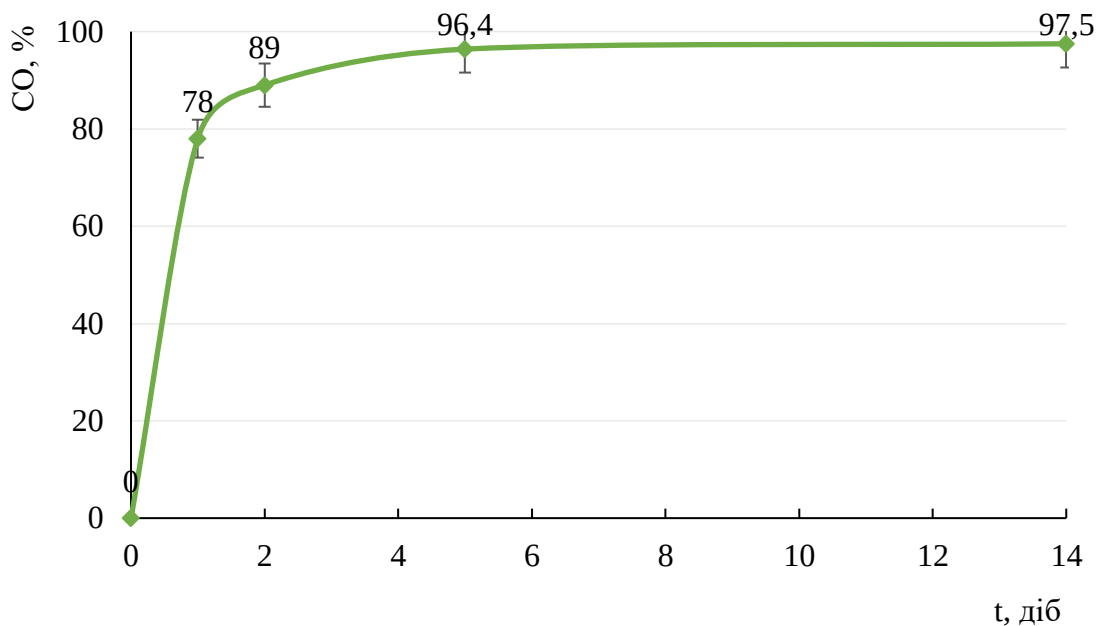


Рис. 3.3. Динаміка поглинання ^{137}Cs рослинами тимофіївки, $A(^{137}\text{Cs})=2,2$ кБк/л

З рис. 3.3 видно, що вже через 24 год рівень вихідної активності зменшився на 80 %, а через 48 год – на 90 %. На п'яту добу інкубації рослин ступінь очищення води від ^{137}Cs становив майже 97 %, що зумовлено переважно поглинальною здатністю рослин тимофіївки лучної, про що можуть свідчити

результати вивчення розподілу поглинутого ^{137}Cs гідрофітною спорудою по її компонентах, описані в розділі 5 [13, 93]. На процес поглинання ^{137}Cs може впливати і сортова приналежність рослин, що ми досліджували в подальшому.

3.1.3. Дослідження сорбційних властивостей рослин пшениці різних сортів

Для дослідження впливу сортової приналежності рослин на нагромадження рослинами пшениці ^{137}Cs десятидобові проростки культивували на розчині ^{137}Cs у 0,5-літрових скляних ємкостях. Умови проведення експерименту не змінювали, вимірювання питомої активності ^{137}Cs проводили через 5 та 24 год інкубації рослин на розчині ^{137}Cs (рис. 3.4).

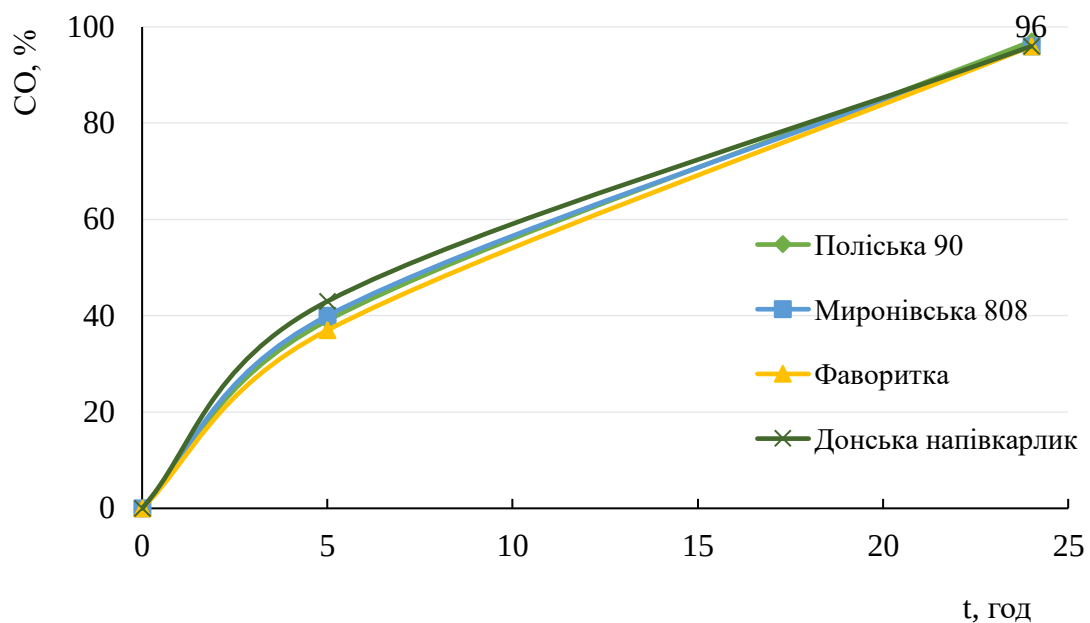


Рис. 3.4. Динаміка поглинання ^{137}Cs рослинами пшениці різного сорту, $A(^{137}\text{Cs})=2,0$ кБк/л, $\Delta=3,8\%$

Встановлено, що сортова приналежність рослин пшениці зрештою практично не впливала на нагромадження ^{137}Cs . Таким чином, на ступінь очищення води від іонів ^{137}Cs здебільшого будуть впливати видові особливості наземних рослин, але, враховуючи результати, наведені вище, навіть видова

специфіка проявляється лише на перших етапах спостереження, а потім вона нівелюється.

Окрім видових та сортових особливостей рослин, на процес накопичення радіоцезію рослинами можуть впливати ряд інших чинників, зокрема присутність та концентрація макрокатіонів, типових для природних водойм.

3.2. Вплив макрокатіонів на сорбцію Cs^+

Оптимальний вміст макрокатіонів, типових для природних вод, – Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , у середовищі є необхідним для забезпечення процесів метаболізму, росту, експресії генів, фотосинтезу, синтезу білків, вуглеводів та інших важливих процесів життєдіяльності в рослинному організмі. Відомо [217], що в природних умовах навіть із відносно високим рівнем радіонуклідного забруднення середовища (ґрунтів чи водних об'єктів), концентрації ^{137}Cs на багато порядків нижчі, ніж макрокатіонів, тому ефективність сорбції ^{137}Cs значною мірою залежить від присутності та концентрації у середовищі цих елементів, що можуть виступати як специфічні і неспецифічні конкуренти (ізотопні чи неізотопні носії).

Відповідно до [216] фізіологічно повноцінний мінеральний склад питної води має відповідати таким показникам: K^+ – 2–20 мг/л, Ca^{2+} – 25–75 мг/л, Mg – 10–50 мг/л, Na – 2–20 мг/л, загальна твердість, яка визначається за кількістю солей кальцію і магнію в ній, – 1,5–7 ммоль/л.

Було досліджено вплив іонів калію, кальцію, магнію і натрію, характерних макрокатіонів для природних водних середовищ, на сорбцію ^{137}Cs наземними рослинами. На рис. 3.5 представлено результати дослідження впливу концентрації іонів макроелементів на сорбцію Cs^+ рослинами кукурудзи звичайної гібриду Достаток 300 МВ.

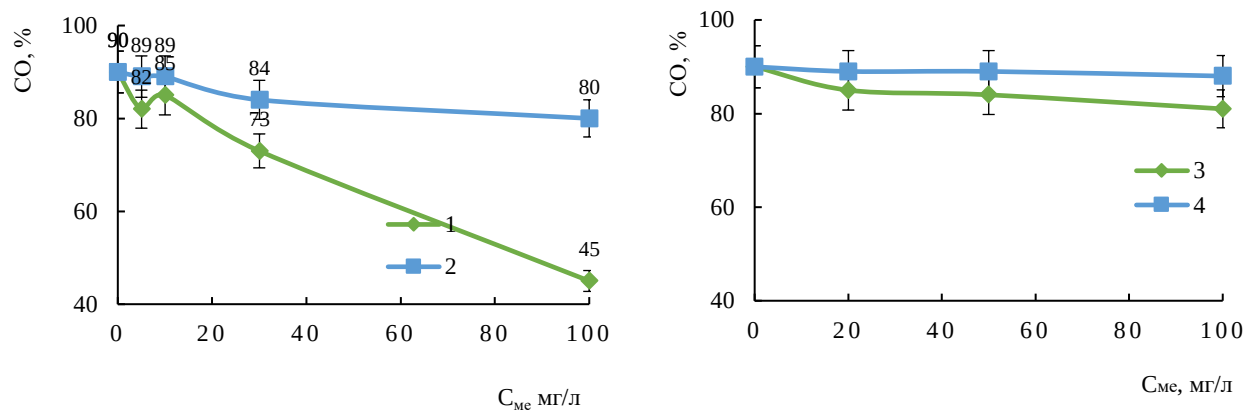


Рис. 3.5. Вплив концентрації макрокатіонів (C_{me}) на сорбцію Cs^+ , $C_0(Cs^+) = 10$ мг/дм³, $V_{p-ny} = 500$ см³, $t_{сорб}$ 7 діб, 1 – K^+ , 2 – Na^+ , 3 – Ca^{2+} , 4 – Mg^{2+}

Встановлено, що вплив конкуруючих іонів зростає в ряду $Mg^{2+} < Ca^{2+} < Na^+ < K^+$. Іони магнію за використаних концентрацій майже не впливали на сорбцію ^{137}Cs , на відміну від кальцію та натрію, присутність іонів яких знижувала сорбцію ^{137}Cs лише на 10 % за концентрації 100 мг/л. Калій (хімічний аналог цезію) пригнічував сорбцію останнього до такого рівня за суттєво менших концентрацій – 10 мг/л. Причиною цього може бути конкуренція даних елементів за К-транспортні білки. Слід зазначити, що в природних водах концентрація калію досить низька і становить 3–10 мг/л.

Отримані результати впливу Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} на сорбцію іонів ^{137}Cs рослинами дозволяють припускати високий рівень очищення водного об'єкта за умови наявності у водному середовищі зазначених конкуруючих іонів навіть у підвищених концентраціях, що може бути спричинено, наприклад, внесенням калійних добрив чи вапнуванням.

Важливим є визначення впливу загальної твердості води на поглинальні властивості наземних рослин щодо цезію. На рис. 3.6 наведено результати дослідження впливу твердості води на сорбцію Cs^+ рослинами кукурудзи звичайної.

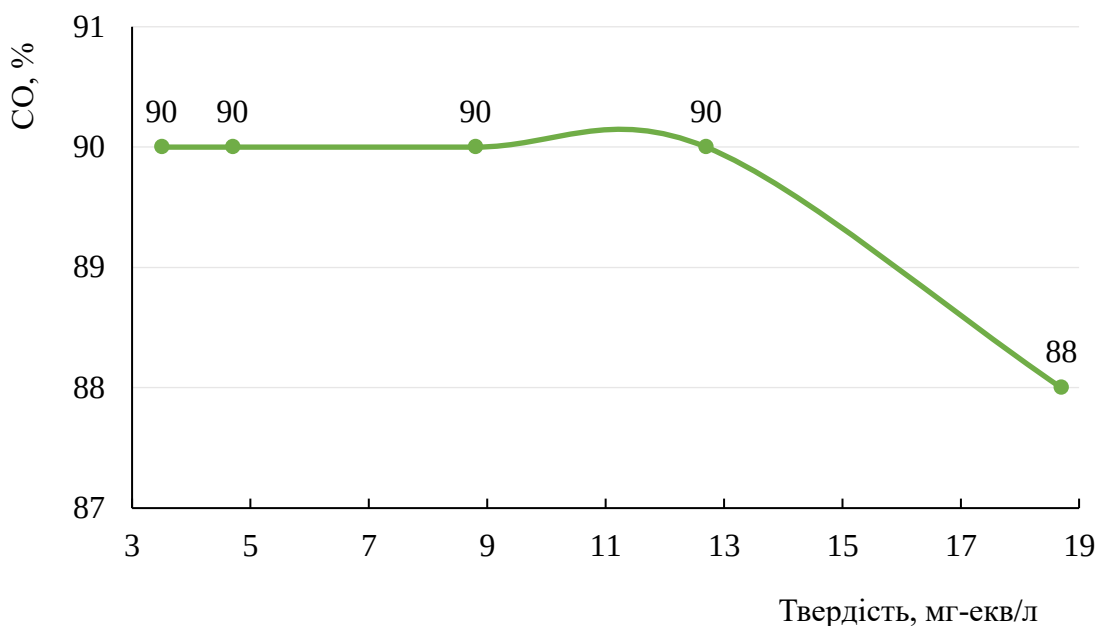


Рис. 3.6. Вплив твердості води на сорбцію ^{137}Cs , $A(^{137}\text{Cs}) = 2,2 \text{ кБк/л}$, $\Delta = 3,8 \%$

Вивчення впливу різних рівнів твердості води на поглинання іонів ^{137}Cs показало, що зі збільшенням твердості води незначне (в межах похибки вимірювання) зниження ступеня очищення середовища від ^{137}Cs спостерігається тільки при концентраціях від 13 мг-екв/л суми солей кальцію та магнію.

3.3. Очищення донних відкладів від ^{137}Cs шляхом вилуговування радіонукліда

Порівняно з фізичними та хімічними методами, очищення природних систем за допомогою рослин є економічно рентабельною та екологічною технологією. Так, у варіанті фіторемедіації ґрунтів вартість на її здійснення становить не більше 5 % від витрат, необхідних для інших способів відновлення екосистем, забруднених РН. Одним із варіантів дезактивації забруднених радіонуклідами ґрунтів може бути вилуговування РН за допомогою дренажних вод, що дозволить звести технологію фітоекстракції РН із ґрунтів до технології ризофільтрації з водних середовищ. Не менш важливо з'ясувати вплив калію – хімічного аналога ^{137}Cs на процес очищення водного середовища.

Для дослідження впливу іонів K^+ на ступінь очищення водного змиву від ^{137}Cs було використано рослини кукурудзи. Водну витяжку було отримано шляхом вилуговування іонів ^{137}Cs із донних відкладів оз. Лісове, у яку вносили іони калію різної концентрації.

На рис. 3.7 наведено результати дезактивації водного середовища від іонів ^{137}Cs залежно від концентрації іонів K^+ та тривалості процесу.

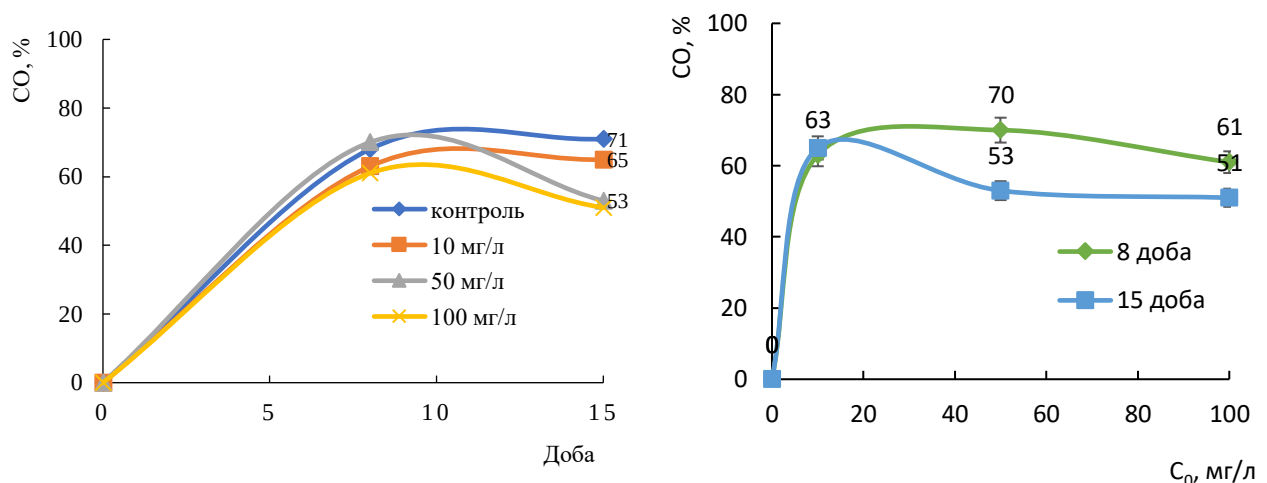


Рис. 3.7. Вплив концентрації іонів K^+ на ступінь очищення водного середовища від ^{137}Cs , $A_0(^{137}\text{Cs}) = 50 \text{ Бк/л}$, $\Delta = 3,8 \%$

Встановлено, що на 15-ту добу спостереження присутність іонів калію пригнічувала поглинання ^{137}Cs рослинами кукурудзи звичайної, причому прослідковувалась пряма залежність між їх концентрацією та ступенем пригнічення поглинання, який не перевищував 10–18 %.

Таким чином, за допомогою наземних рослин можна здійснювати дезактивацію донних відкладів, незважаючи на значні концентрації іонів калію, який конкурує із ^{137}Cs за поглинання рослинами.

3.4. Вплив щільності вирощування рослин на сорбцію ^{137}Cs

Для вирішення завдання очищення забруднених водних об'єктів із застосуванням фітореMediaції одним зі засобів управління винесення

радіонуклідів, на нашу думку, є варіювання щільністю вирощування рослин у гідрофітній споруді. Адже підвищення ступеня очищення водного середовища може бути пов'язано з явищем «ефекту групи» [211] та/або збільшенням біомаси рослинної продукції. Тому даний етап роботи був присвячений підбору оптимальної щільності вирощування рослин у гідрофітній споруді.

Для цього використовували горох сорту Ароніс, який розміщували на водному розчині ^{137}Cs ($V = 0,5$ л). Вимірювання питомої активності ^{137}Cs проводили протягом двох діб інкубації рослин гороху на розчині із ^{137}Cs . Результати впливу щільності вирощування рослин на поглинання ^{137}Cs подано на рис. 3.10.

Аналіз результатів вимірювання питомої активності водного розчину дозволив встановити, що ступінь очищення води від іонів ^{137}Cs корелював зі щільністю вирощування рослин. Із рис. 3.8 видно, що навіть за щільності 1 проросток / 10 см^2 вдалось досягти значного за даних умов показника очищення середовища від ^{137}Cs .

Таким чином, показано, що щільність вирощування рослин є модифікуючим чинником, який істотно впливає на ступінь очищення водного середовища. Застосовуючи даний чинник для фітодезактивації водних об'єктів, можна суттєво пришвидшити процес і ефективність очищення забрудненого середовища.

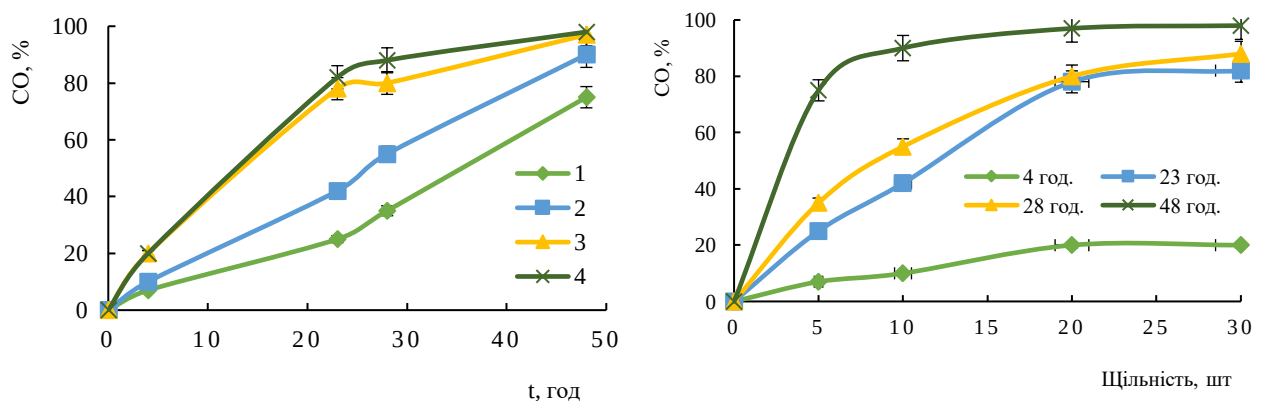


Рис. 3.8. Вплив тривалості процесу дезактивації та щільності (шт./ м^2) вирощування рослин гороху на поглинання ^{137}Cs : 1 = 1130; 2 = 2260; 3 = 4520, 4 = 6780; $A_0(^{137}\text{Cs}) = 2,2 \text{ кБк/л}$

3.5. Застосування УФ-опромінення як методу модифікації поглинання ^{137}Cs наземними рослинами

Науковим підґрунтям технології фітореMediaції є попередні отримані нами результати [12, 98], які свідчать, що ВНР мають високу сорбційну здатність щодо ^{137}Cs . Однак існує необхідність інтенсифікувати процес очищення, тобто його пришвидшити. Це можна зробити, використовуючи чинники фізичної природи, наприклад, УФ-опромінення рослин. Даний факт зумовив необхідність дослідження впливу УФ-опромінення на рослинні об'єкти з метою встановлення гормезисних доз, адже відомо, що стресові чинники призводять до збільшення іонообмінної здатності тканин рослин. Отримані результати передбачалось використати для інтенсифікації процесу і підвищення ефективності запропонованої технології фітодезактивації.

3.5.1. Дія УФ-С-опромінення на ростові процеси наземних рослин

Результати впливу різних доз УФ-С-(0,25–20 кДж /м²) опромінення рослин кукурудзи звичайної на ростову активність їх органів наведено на рис.3.9 та 3.10.

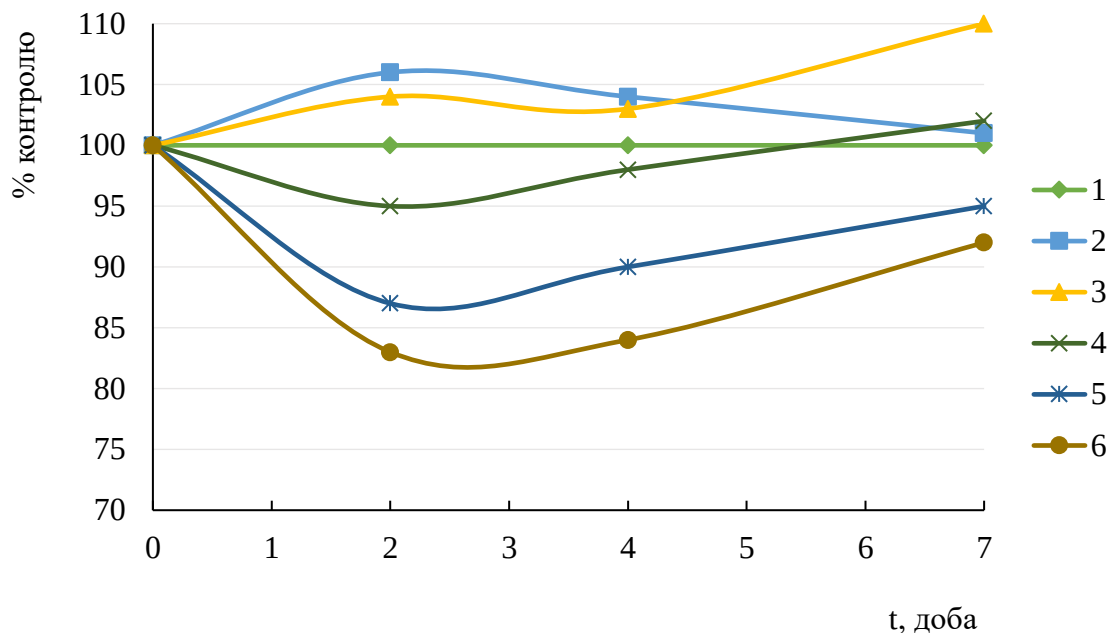


Рис. 3.9. Динаміка росту довжини коренів кукурудзи звичайної залежно від дози УФ-С-опромінення, кДж/м²: 1 – 0; 2 – 0,25; 3 – 0,5; 4 – 2; 5 – 8; 6 – 20, $\Delta = 5$ %

На основі отриманих результатів встановлено, що опромінення проростків кукурудзи в дозах 8 та 20 кДж/м² інгібувало ріст коренів, на 7-му добу спостерігали тимчасове підвищення ростових параметрів, проте вони не досягали контрольних значень, на відміну від проростків, що були опромінені дозою 2 кДж/м², де на перших етапах спостерігали гіпоадаптивну відповідь, а потім значення ростових параметрів коренів проростків збільшувались і досягли контрольного рівня.

Гіперкомпенсація ростових показників коренів у проростків кукурудзи звичайної, опроміненіх дозою 0,5 кДж/м², відбувалась на всіх етапах спостереження, причому максимальне її значення зафіксовано на 7-му добу. Значення ростових параметрів проростків, опроміненіх дозою 0,25 кДж/м², перевищували контрольні значення протягом всіх етапів спостереження.

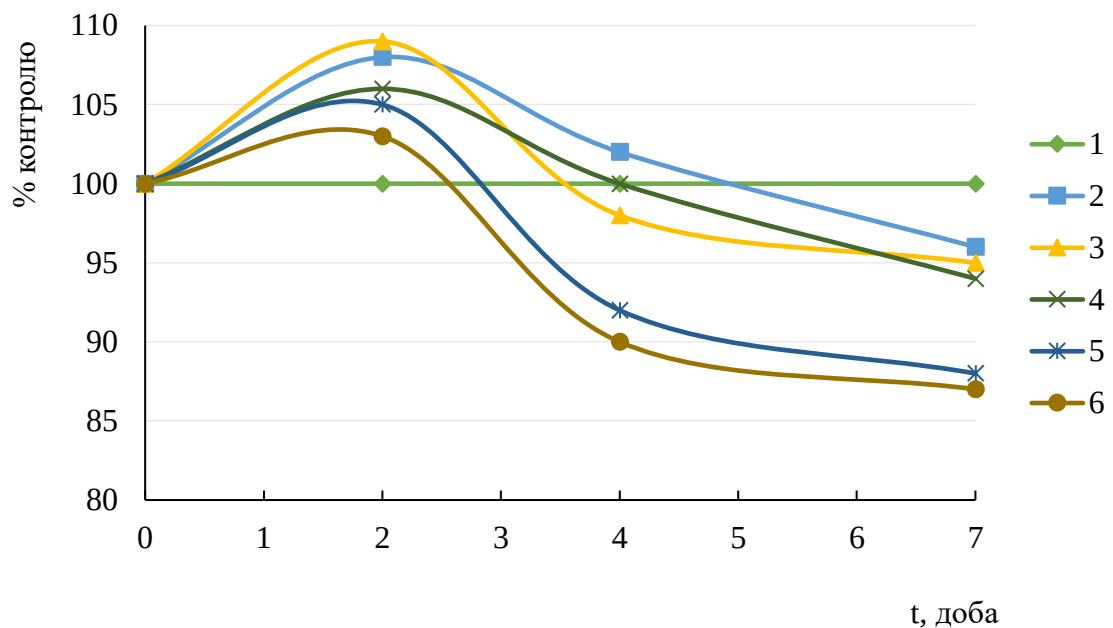


Рис. 3.10. Динаміка росту довжини пагонів кукурудзи звичайної залежно від дози УФ-С-опромінення, кДж/м²: 1 – 0; 2 – 0,25; 3 – 0,5; 4 – 2; 5 – 8; 6 – 20, $\Delta=5\%$

Результати, подані на рис. 3.10, свідчать, що на 2-гу добу після дії стресора спостерігали стимуляцію ростових показників за всіх використаних доз. На 4-ту добу спостереження вищі дози УФ-С (8 та 20 кДж/м²) інгібували ріст пагонів. Надалі інгібування спостерігали при всіх дозах опромінення.

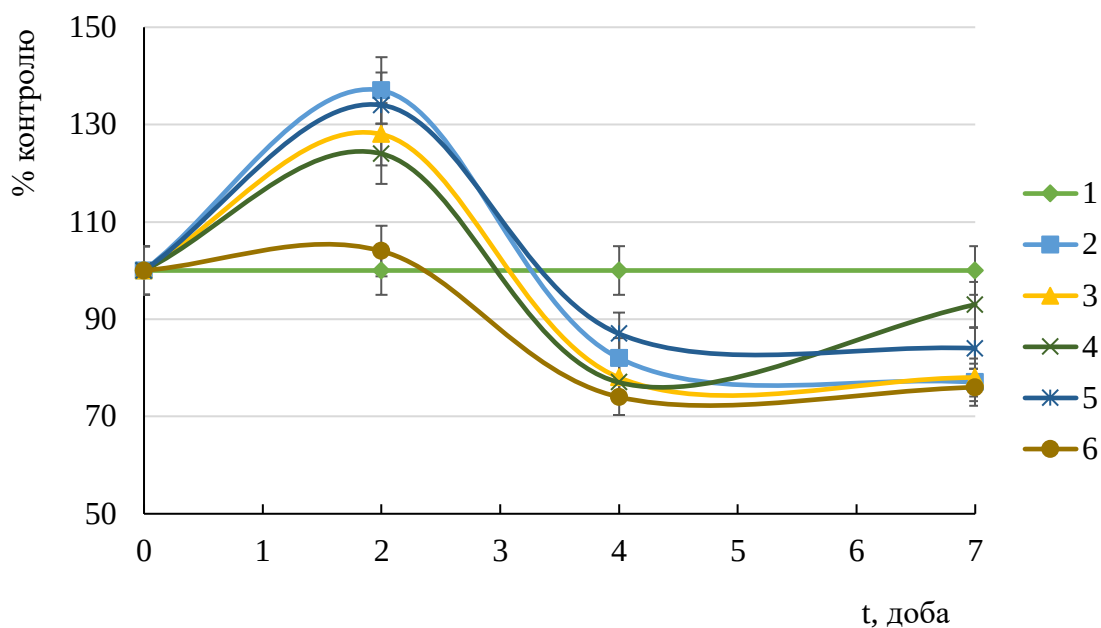


Рис. 3.11. Дія УФ-С-опромінення на масу коренів рослин кукурудзи звичайної, кДж/м²:
1 – 0; 2 – 0,25; 3 – 0,5; 4 – 2; 5 – 8; 6 – 20

Встановлено, що наростання маси коренів проростків (див. рис. 3.11) стимулювалось за всіх використаних доз опромінення. Надалі відбувалось пригнічення наростання маси коренів. На 7-му добу абортівну адаптацію зафіксовано у проростків, які були опромінені дозами 2 та 20 кДж/м².

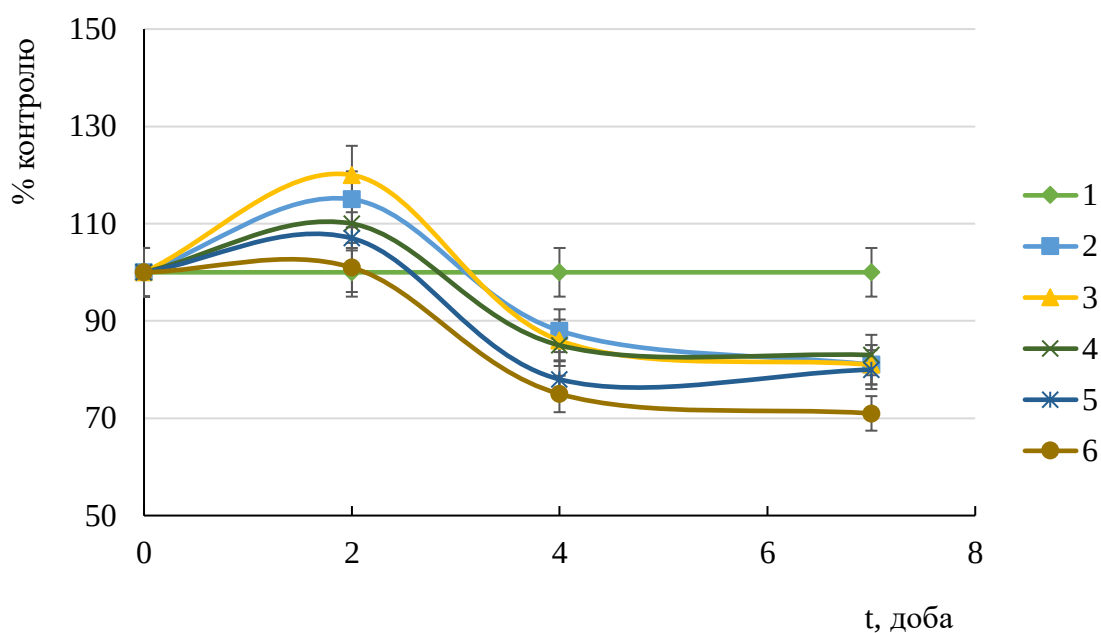


Рис. 3.12. Дія УФ-С-опромінення на масу пагонів рослин кукурудзи звичайної, кДж/м²:
1 – 0; 2 – 0,25; 3 – 0,5; 4 – 2; 5 – 8; 6 – 20

Із рис. 3.12 видно, що наростання маси пагонів проростків кукурудзи стимулювалось за всіх використаних доз опромінення. Надалі відбувалось пригнічення наростання маси пагонів.

У результаті проведеного дослідження встановлено, що гіперкомпенсація росту пагонів протягом перших етапів спостереження відбувалася під час опромінення проростків кукурудзи дозою 0,25 кДж/м², а стимулювання росту коренів – в разі опромінення проростків дозою 0,25–0,5 кДж/м² УФ-С.

Пригнічення росту пагонів за дії ультрафіолету С супроводжувалось, як правило, посиленням росту коренів, що, ймовірно, зумовлено порушенням корелятивних відносин між різними частинами рослинного організму, які здійснюються за рахунок трофічного та/або гормонального зв'язку. Не виключено, що це явище зумовлене конкуренцією різних частин рослини за запаси поживних речовин у ендоспермі на ранніх етапах проростання насіння. На ранніх етапах розвитку проростків кукурудзи триває її гетеротрофне живлення із запасів у ендоспермах, яке, в разі пригнічення верхівкових меристем, може переважно використовуватися коренями і, таким чином спричиняти пришвидшення їх росту.

Інгібування росту надземної частини рослин кукурудзи, очевидно, було наслідком деструктивної дії ультрафіолету на клітини листкового мезофілу й одночасно захисної реакції шляхом зменшення площі поверхні ураження стресовим чинником.

Отримані дані дають можливість досліджувати поглинальну здатність щодо ¹³⁷Cs рослин кукурудзи звичайної, які були опромінені УФ-С у гормезисних дозах, сподіваючись на підтвердження версії щодо існування прямої залежності між ростовими та сорбційними показниками рослин.

3.5.2. Дія УФ-С-опромінення на сорбційну здатність наземних рослин

Було проведено дослідження впливу УФ-С опромінення на поглинальні властивості наземних рослин, результати якого наведено на рис. 3.13.

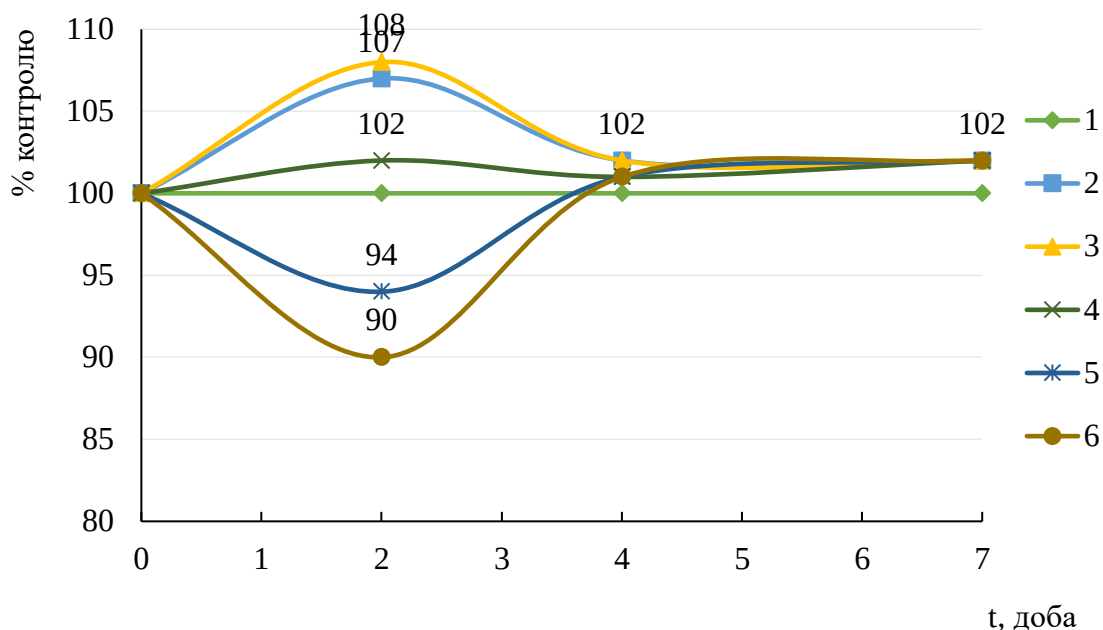


Рис. 3.13. Дія УФ-С-опромінення на ступінь очищення водного середовища рослинами кукурудзи звичайної, кДж/м²: 1 – 0; 2 – 0,25; 3 – 0,5; 4 – 2; 5 – 8; 6 – 20; $A_0(^{137}\text{Cs}) = 3,0$ кБк/л, $\Delta = 3,8\%$

Видно, що незважаючи на застосовані дози УФ-С-опромінення, рослини мають здатність до відновлення своїх поглинальних властивостей. Водночас встановлено, що дози 0,25–0,5 кДж/м² УФ-С-опромінення здійснювали стимулюючий вплив на сорбційну здатність рослин кукурудзи, що може бути пов'язано за рахунок підвищення іонообмінної ємності тканин рослин.

Отже, застосовуючи дані дози УФ-С та збільшивши щільність вирощування рослин у гідрофітній споруді, можна модифікувати, зокрема, інтенсифікувати процес очищення забрудненого водного об'єкта.

Висновки до розділу 3

На підставі проведених досліджень системи «радіонуклід (^{137}Cs) – наземні рослини» встановлено, що вирішальну роль у зв'язуванні радіонуклідів відіграють саме рослини, що дозволяє використовувати їх у технології очищення (доочищення) природних вод від ^{137}Cs з високою ефективністю – $> 98\%$.

Показано, що ступінь очищення води від іонів ^{137}Cs чітко корелює зі щільністю вирощування досліджених рослин, отже, даний чинник для фітODEЗАКТИВАЦІЇ ВОДОЙМ може суттєво пришвидшити процес і підвищити ефективність очищення радіоЗабрудненого середовища.

Підтверджено, що на ефективність сорбції наземними рослинами іонів ^{137}Cs впливає природа і концентрація макрокатіонів у водному середовищі, їх вплив зменшується в ряду $\text{K}^+ > \text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$.

Встановлено, незважаючи на значні концентрації іонів калію, за допомогою технології фітОРЕМЕДІАЦІЇ можна досягти певного рівня очищення донних відкладів, яка є екологічно чистою, економічно вигідною та доволі ефективною.

Показано пряму залежність між ростовими та сорбційними показниками наземних рослин. Проведені дослідження показали можливість інтенсифікувати процес очищення водного середовища від іонів ^{137}Cs за допомогою УФ-С-опромінення наземних рослин.

Враховуючи отримані результати щодо високої екологічності запропонованої фітОТЕХНОЛОГІЇ для дезактивації водойм від ^{137}Cs , було продовжено дослідження очищення водних об'єктів і від екотоксикантів – важких металів, які є супутніми забруднюючими компонентами радіоактивно забруднених вод. Тому комплексний підхід до вирішення проблеми відновлення якості води наземними рослинами від токсичних металів буде розглянуто в розділі 4.

Основні положення цього розділу викладено у публікаціях автора: [13], [23], [26], [90], [93], [96], [98], [133], [215].

РОЗДІЛ 4.

ОЧИЩЕННЯ ВОДОЙМ ВІД ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НАЗЕМНИМИ РОСЛИНАМИ

Початок ХХІ ст. ознаменувався як науково-технічними досягненнями, так і значним погіршенням стану навколишнього природного середовища. Унаслідок антропогенної діяльності відбувається забруднення іонами ВМ природних та техногенних водних об'єктів, тому покращення їхнього стану на сьогодні є надзвичайно актуальним завданням. Пріоритетність вирішення даної проблеми зумовлена високим ступенем небезпеки для здоров'я живих організмів через їх здатність біоакумулювати екологічні токсиканти.

У Програмі глобального моніторингу, прийнятій ООН у 1973 р., виокремлювались лише три найбільш небезпечних ВМ: свинець, кадмій і ртуть. Пізніше до них були додані ще сім: мідь, олово, хром (особливо Cr(VI)), молібден, кобальт, нікель, цинк [218]. Кадмій, свинець, ртуть та хром (VI) за класифікацією токсичності належать до першої групи – вони чинять канцерогенну й мутагенну дії, а деякі ВМ (цинк, молібден, кобальт, мідь) – елементи групи біометалів, що у біотичних дозах беруть участь у механізмах регуляції обміну речовин, входять до складу вітамінів, ферментів, гормонів, а в надлишкових кількостях призводять до порушення фізіологічних функцій організмів [219].

Слід зазначити, що інтенсивність залучення ВМ з техногенних джерел у біохімічний кругообіг у середньому в 100 разів вища, ніж із природних джерел. Отже, забруднення навколишнього середовища ВМ, які є відходами промислових підприємств, має локальний характер, тоді як викиди, що виникають під час спалювання палива, особливо на ТЕС (до 95 % у вигляді високодисперсних аерозолів), поширюються.

Відомо, що рослини характеризуються специфічністю до накопичення та стійкості щодо іонів ВМ, тому їх умовно поділяють на три групи: *індикатори*, *дискримінатори* та *аккумулятори*. Рослини-аккумулятори здатні накопичувати

токсичні елементи у метаболічно інертних органах та органелах, включаючи їх у хелати, які є фізіологічно безпечною формою щодо рослин. Саме тому пошук рослин-аккумуляторів, а саме – гіперакумуляторів, є першочерговим завданням для досягнення цілей фіторе mediaції водойм [220].

Нами проведено дослідження для оцінювання можливості використання ВНР для вилучення іонів ВМ із водних середовищ. Вивчено вплив на сорбцію ВМ таких чинників, як вид ВНР, щільність вирощування рослин, рН водного середовища, тривалість сорбції, примусова аерація, вихідна концентрація іонів металів, а також досліджено концентраційні діапазони іонів токсичних металів, у яких ефективно відбувається процес очищення водного середовища.

4.1. Дія іонів важких металів на наземні рослини

У попередньому розділі були наведені дані, які вказують, що рослини наземних видів є перспективним фіторе mediaційним методом для очищення водойм від забруднюючих речовин. Тому, необхідно було визначити поріг чутливості наземних рослин щодо іонів токсичних металів: хрому (VI), кадмію та цинку, адже в рослин існують межі витривалості щодо ВМ. Як рослини-гіперакумулятори ВМ було обрано жито посівне (*Secale cereale*), ячмінь звичайний (*Hordeum vulgare*), овес посівний (*Avena sativa*) та тимофіївку лучну (*Phleum pratense*), оскільки ці культури відповідають необхідним вимогам щодо конструкції гідрофітної споруди.

Відомо, що сорбційна здатність наземних рослин залежить від їх фізіологічного стану: інгібування росту і розвитку рослин негативно позначається на поглинанні іонів взагалі та іонів ВМ зокрема. Одним із показників протікання сукупності фізіолого-біохімічних реакцій і продуктивності організму рослин загалом є їхній ріст, за зміною якого можна характеризувати прояв фітотоксичності металу [34].

Корені рослин відіграють важливу роль у їх рості та розвитку, оскільки вони виконують функцію транспортування води та мінералів до надземної

частини рослини, тому саме корінь головним чином може виступати індикатором токсичності середовища та фізіологічного стану рослинного організму. Крім того, ще однією причиною зниження ступеня очищення водного середовища від ВМ може бути ослаблення транспірації рослинами, що зумовлено зменшенням розмірів листкової поверхні та кореневої системи.

Для оцінювання ефективності очищення водних середовищ від ВМ нами досліджено вплив різних концентрацій іонів ВМ на ростові процеси наземних рослин. На рис. 4.1 показано (на прикладі хроматвмісних водних середовищ) вигляд рослин тимофіївки лучної в процесі проведення даного експерименту.



Рис. 4.1. Вигляд рослин тимофіївки на 13-у добу їх культивування на розчині Cr(VI)

4.1.1. Дія Cd(II) на ростову та транспіраційну активність наземних рослин

Для дослідження впливу іонів кадмію (II) на ростові характеристики жита посівного, ячменю звичайного та вівса посівного [34, 221] в досліді було використано 12 варіантів. Дев'ятидобові рослини розміщували в ексікаторах з водопровідною водою, у яку вносили різні концентрації іонів Cd(II) : $C_0 = 1$ мг/л, 20 мг/л, 100 мг/л. Згідно з [42] ГДК для Cd(II) = 0,1 мкг/л для I класу води із джерел централізованого водопостачання – поверхневих вод, для II класу – 0,1–0,5 мкг/л, для III класу – 0,6–5 мкг/л. Контролем слугував розчин без кадмію.

Результати впливу іонів кадмію (II) на ростові характеристики рослин жита посівного наведені на рис. 4.2 та 4.3.

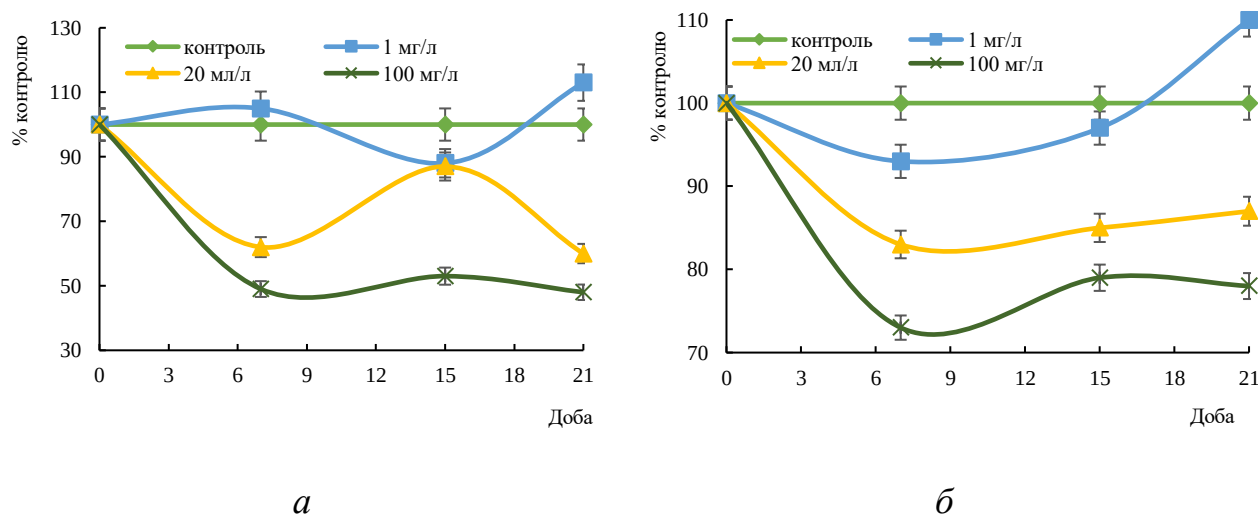


Рис. 4.2. Вплив тривалості інкубації рослин жита на довжину їх коренів (а) та стебел (б) при концентрації Cd(II), мг/л: 1, 20 та 100

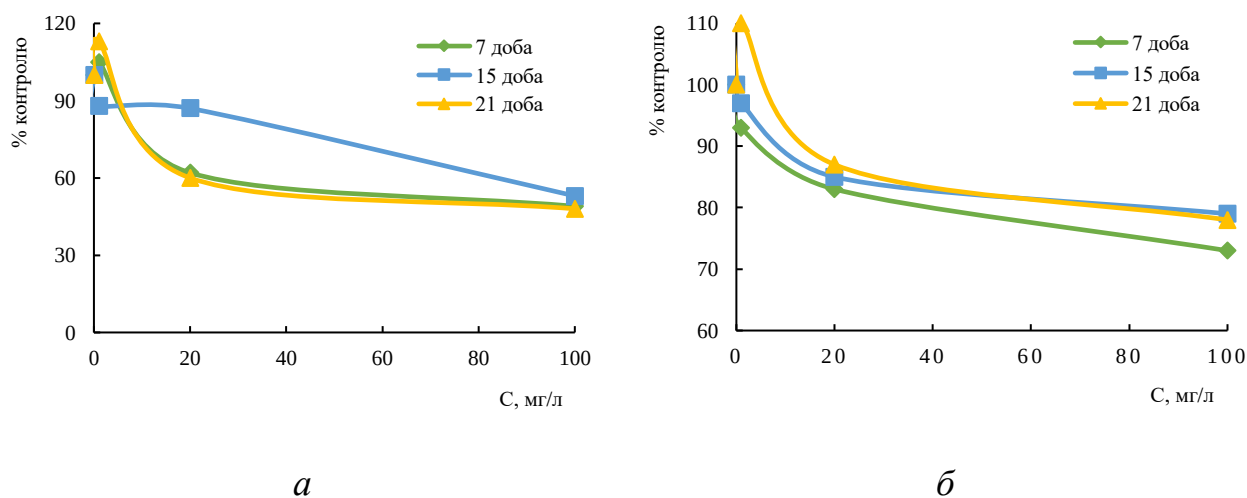


Рис. 4.3. Вплив концентрації Cd(II) на довжину коренів (а) та стебел (б) рослин жита при тривалості очищення води упродовж 7-ми, 15-ти та 21-ї діб

Встановлено, що на 7-му добу інкубації рослин на розчині з іонами кадмію (II) стимулювання росту кореневої частини відбувалося тільки при концентрації 1 мг/л. Надалі відбувалося інгібування росту коренів жита при всіх досліджуваних концентраціях кадмію, проте з 20-ї доби за концентрації 1 мг/л

знову спостерігали стимуляцію росту коренів та стебел жита, на відміну від усіх інших варіантів. Видно, що на всіх етапах інкубації рослин на розчині ріст стеблової частини жита інгібувався. Ситуація дещо відрізнялась на 20-ту добу – спостерігали незначну стимуляцію росту стебел жита за концентрації 1 мг/л. Ступінь токсичного впливу на рослини прямо пропорційно залежав від концентрації іонів кадмію (II) в інкубаційному розчині та знаходився на одному рівні для всіх значень концентрації.

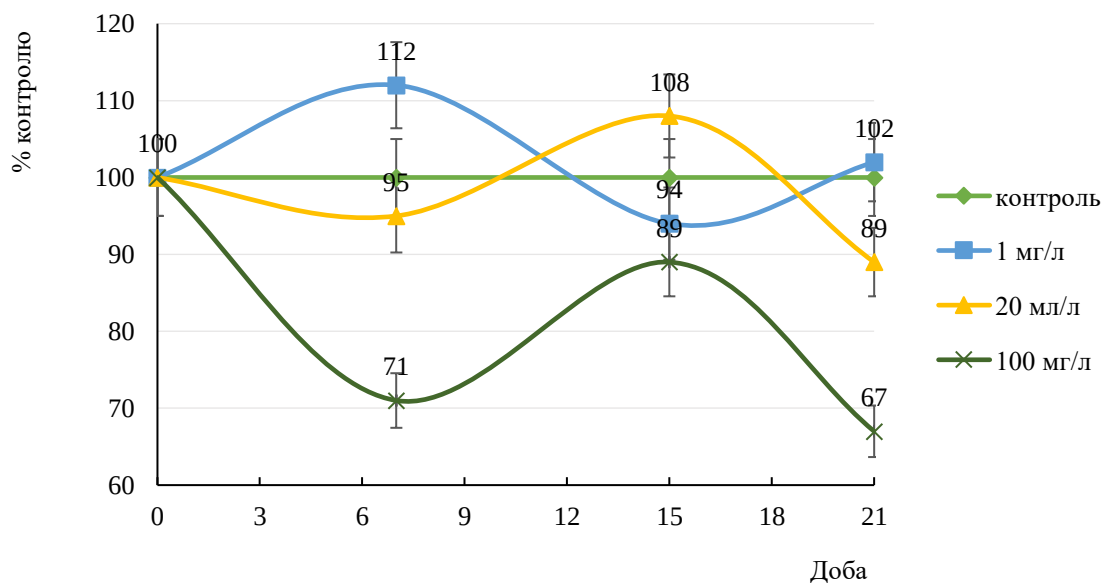


Рис. 4.4. Динаміка маси рослин жита залежно від концентрації Cd(II)

З аналізу рис. 4.4 видно, що на 7-му добу спостереження маса рослин жита за концентрації Cd(II) 1 мг/л була дещо більшою, ніж у рослин контрольного варіанта, розвиток рослин інгібувався в усіх інших варіантах. На 14-ту добу подібну картину спостерігали за концентрації Cd(II) 20 мг/л – було зафіксовано незначну стимуляцію приросту маси. Надалі іони Cd(II) чинили інгібувальний ефект на рослини жита посівного. Своєю чергою, тенденція зниження маси з підвищенням концентрації Cd(II) може бути пов'язана з водоутримуючою здатністю тканин рослини [222].

Відомо, що одним з інформативних показників стану рослини є транспірація (переважно продихова), адже однією з головних умов життєдіяльності рослин, у

тому числі їх росту і розвитку, є достатня водозабезпеченість. На рис. 4.5 наведені результати вивчення впливу іонів кадмію (II) на транспіраційну активність рослин жита посівного (30-добові проростки).

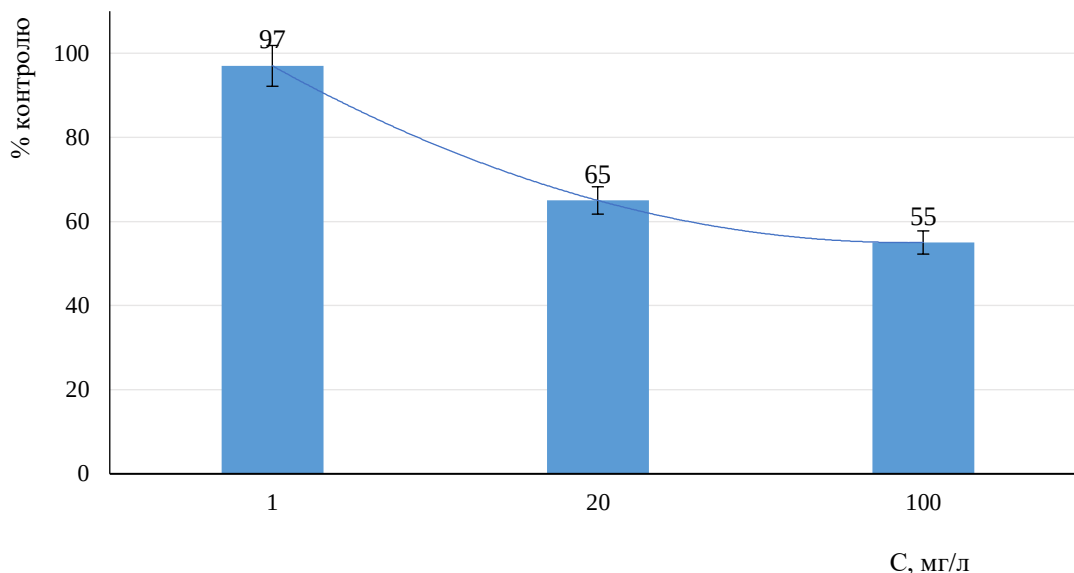


Рис. 4.5. Ступінь транспірації рослин жита за різних концентрацій Cd(II)

Результати, подані на рис. 4.5, вказують на те, що іони Cd(II) знижували ступінь транспірації, який обернено пропорційно залежав від концентрації іонів Cd(II). Це може бути зумовлено зменшенням кількості продихів і їхніх розмірів, закриттям продихової щілини, через зростання кількості абсцизової кислоти в замикаючих клітинах, або зі зміною в них регуляції K^+ -каналів. Відомо також [164], що підвищення концентрації іонів кадмію (II) у водному середовищі призводить до значного зменшення площі листової пластинки, розмірів продихових клітин та щілин, які можуть викликати зниження інтенсивності транспірації і, як наслідок, інтенсивності фотосинтезу.

Було також досліджено вплив іонів кадмію (II) на ростові характеристики та масу рослин ячменю звичайного (рис. 4.6-4.8).

Видно, що на всіх етапах інкубації рослин на розчині з іонами кадмію (II) ріст коренів рослин ячменю інгібувався. На 7-му добу інкубації довжина кореневої частини ячменю відрізнялась від контрольного варіанта більш як на

40 %, надалі ця різниця зросла до 60 %. На 21-шу добу спостерігали стимуляцію росту коренів ячменю: за концентрації 1 мг/л рівень токсичного впливу становив 24 %, за концентрацій 20 мг/л і 100 мг/л – 43 % і 50 %; відповідно встановлено, що на всіх етапах інкубації рослин на розчині з іонами Cd(II) ріст наземної частини ячменю також інгібувався. На 21-шу добу інкубації за концентрації Cd(II) 1 мг/л довжина пагонів ячменю відрізнялась від рослин контрольного варіанта на 6 %, а за концентрацій 20 мг/л і 100 мг/л цей показник становив 28 % і 42 % відповідно. Слід зазначити, що рівень токсичного впливу на рослини прямо залежав від концентрації іонів кадмію в інкубаційному розчині.

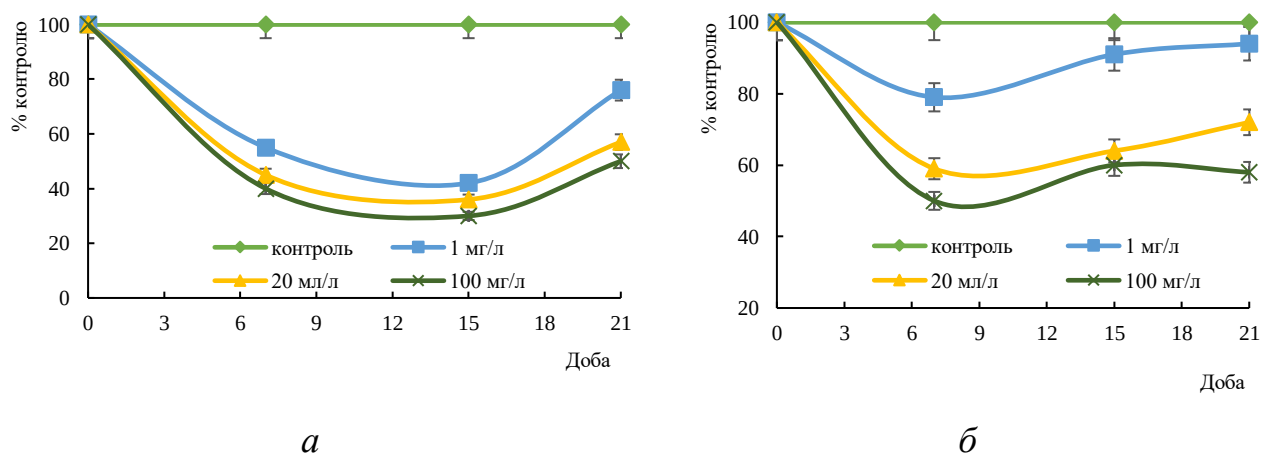
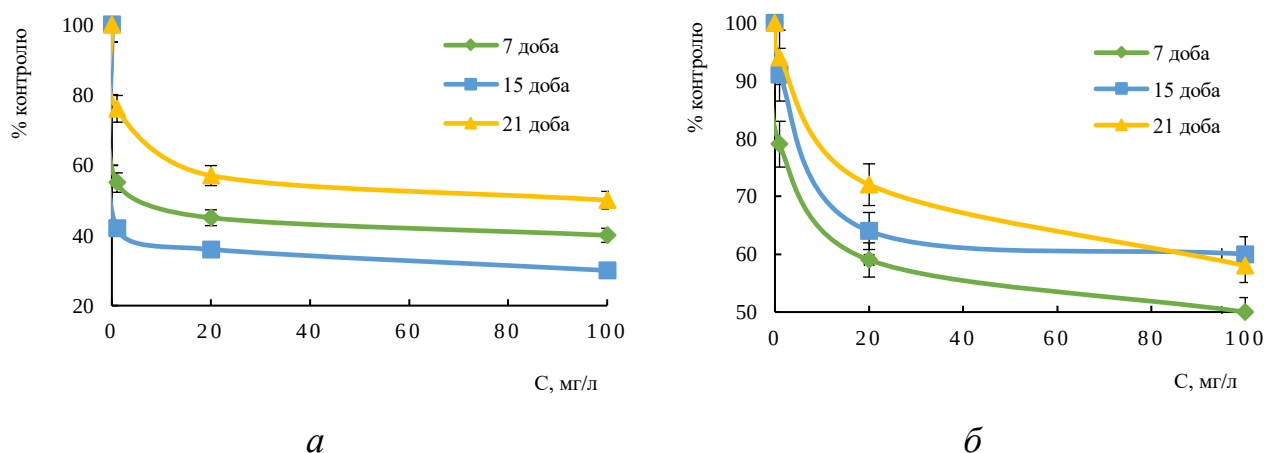


Рис. 4.6. Вплив тривалості інкубації рослин ячменю на довжину їх коренів (а) та стебел (б) за концентрації Cd(II), мг/л: 1, 20 та 100



4.7. Вплив концентрації іонів Cd(II) на довжину коренів (а) та стебел (б) рослин ячменю при тривалості очищення води упродовж 7-ми, 15-ти та 21-ї діб

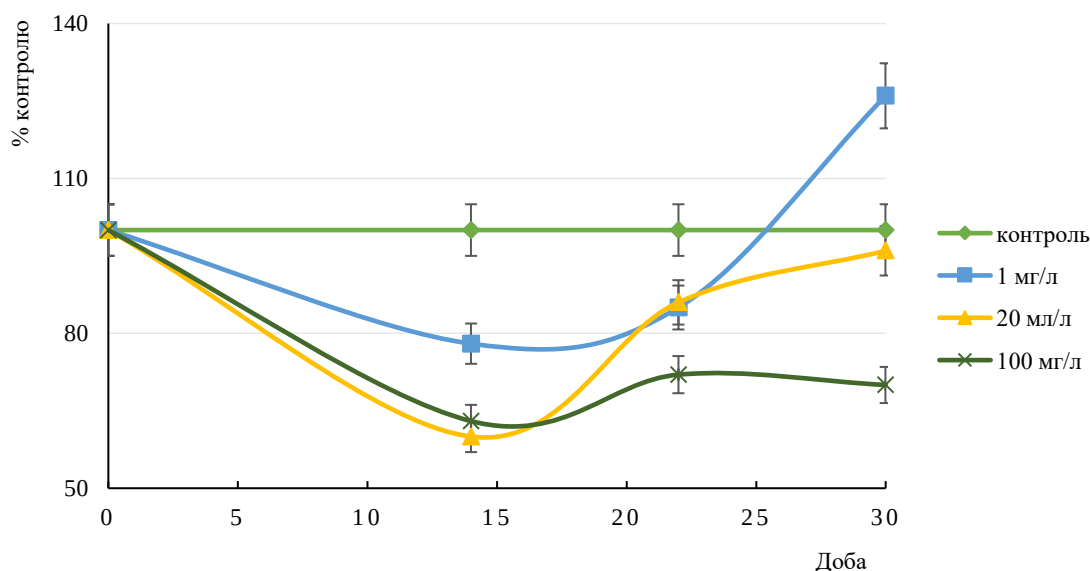


Рис. 4.8. Динаміка маси рослин ячменю залежно від концентрації Cd(II)

З аналізу даних, наведених на рис. 5.8, можна зробити висновок, що за всіх досліджуваних концентрацій іонів Cd(II) спостерігали інгібування наростання маси рослин ячменю звичайного. На 30-ту добу спостереження відбувалось стимулювання приросту маси рослин, яка за концентрації 1 мг/л була на 26 % більшою від рослин контрольного варіанта.

Аналогічні дослідження проведено з використанням вівса посівного (рис. 4.9–4.11).

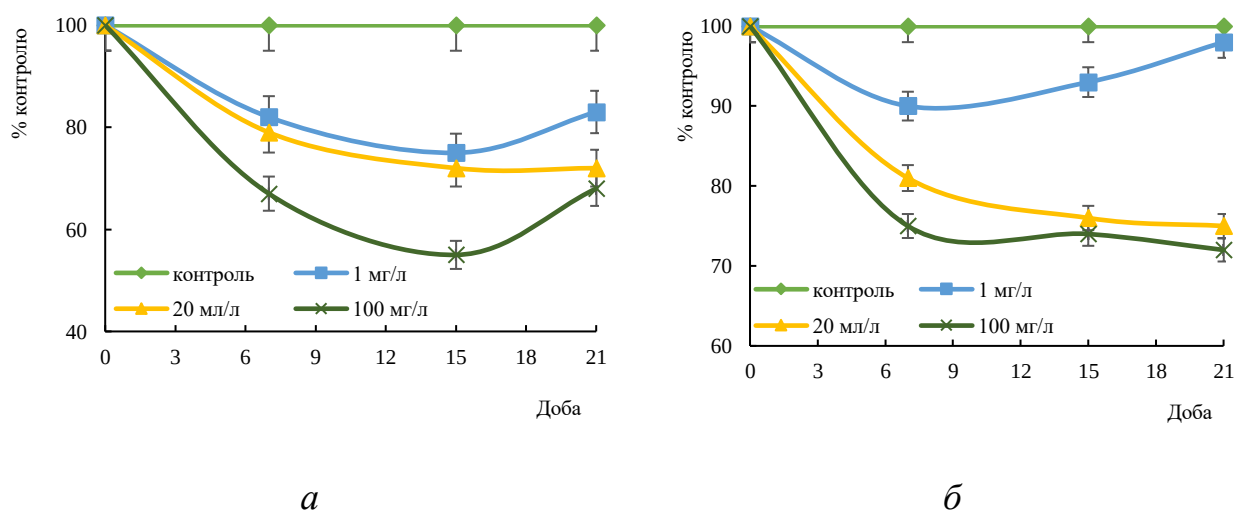


Рис. 4.9. Вплив тривалості процесу інкубації рослин вівса на довжину їх коренів (а) та стебел (б) залежно від концентрації Cd(II) , мг/л: 1, 20 та 100

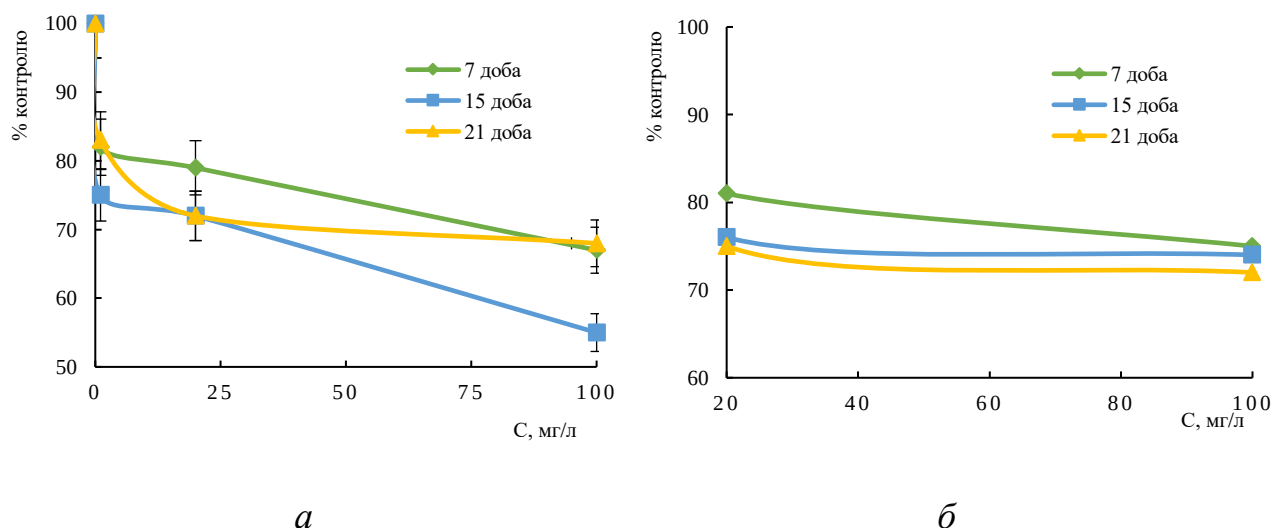


Рис. 4.10. Вплив концентрації Cd(II) на довжину коренів (а) та стебел (б) рослин вівса при тривалості очищення води упродовж 7-ми, 15-ти та 21-ї діб

Встановлено, що на всіх етапах інкубації рослин на розчині з іонами Cd(II) ріст кореневої частини вівса посівного інгібувався. На 7-му добу спостереження довжина пагонів вівса відрізнялась від контрольного варіанта на 28 % за концентрації Cd(II) 1 мг/л, за інших концентрацій овес проростав з дещо гіршими показниками. Потім рівень токсичного впливу Cd(II) досягнув ~ 30 % у розчині з концентрацією Cd(II) 20 мг/л і 100 мг/л, а за концентрації 1 мг/л цей показник становив 17 %. Згідно з результатами, наведеними на рис. 4.9–4.10, б, на всіх етапах спостереження ріст пагонів вівса посівного інгібувався, причому зменшення довжини коренів рослин вівса повністю корелювало з концентрацією кадмію (II) у розчині.

Відомо, що в разі надходження Cd(II) у рослину із середовища живлення, він накопичується в клітинних стінках, блокуючи таким чином ріст шляхом розтягнення за рахунок зниження інтенсивності клітинних поділів, зменшення кількості клітин на всіх фазах мітозу, збільшення тривалості окремих фаз чи всього мітотичного циклу [223]. Найвищий рівень гальмування росту пагонів відбувався за концентрації Cd(II) 100 мг/л. Усі ці чинники за рахунок прямої дії призводять до зменшення висоти пагонів, розмірів листкових пластинок та біомаси надземних органів. Ріст рослин може також сповільнюватися внаслідок

опосередкованої дії іонів кадмію, пов'язаної зі зміною гормонального балансу [173], порушеннями фотосинтезу [174], водного режиму [175], мінерального живлення [176], дихання [177].

Аналізуючи стійкість рослин до Cd(II), можна зробити висновок, що найбільш стійкою культурою до дії цих іонів виявилось жито посівне. Зокрема, за концентрації 1 мг/л відмічено стимулювання росту пагонів та коренів рослин жита на 21-шу добу інкубації. Даний факт зумовлений, очевидно, тим, що низькі концентрації кадмію здатні виконувати сигнальну роль активаторів ензимів цитокінінових метаболічних процесів, що стимулює ріст рослин [224]. Дія іонів кадмію (II) на ріст кореневої частини рослин жита посівного корелювала зі ступенем транспірації: за вищих концентрацій металу спостерігали інгібування росту коренів та зниження рівня транспірації. Даний факт, очевидно, на нашу думку, можна пояснити пригніченням наростання маси коренів через вплив кадмію на процес мітозу та подальшим інгібуванням проліферації клітин коренів жита посівного.

4.1.2. Дія Zn(II) на ростову та транспіраційну активність наземних рослин

Для дослідження впливу іонів цинку (II) на ростові характеристики жита посівного в досліді було використано чотири варіанти. Дев'ятидобові рослини розміщували в екзикаторах з водопровідною водою, у які додатково вносили Zn(II), $C_0 = 10$ мг/л, 50 мг/л, 100 мг/л. Згідно з [42] ГДК для Zn(II) = 10 мкг/л для I класу води із джерел централізованого водопостачання – поверхневих вод, для II класу – 10–100 мкг/л, для III класу – 101–1000 мкг/л. Контролем слугував водний розчин без цинку. Результати впливу іонів цинку (II) на ростові характеристики рослин жита посівного наведені на рис. 4.11 та 4.13.

Із рис. 4.11–4.12, б видно, що на всіх етапах дослідження ріст коренів жита посівного інгібувався. Так, на 7-му добу спостереження корені жита посівного відрізнялись від рослин контрольного варіанта на 43 %, 31 % та 5 % за концентрації Zn(II) 50 мг/л, 100 мг/л та 10 мг/л відповідно. На 14-ту добу

дослідження спостерігали прямо пропорційну залежність між концентрацією іонів цинку (II) та ступенем інгібування коренів рослин жита посівного. Встановлено, що на всіх етапах дослідження ріст пагонів жита інгібувався. Ситуація дещо відрізнялась на 7-му добу, коли відмічали певну стимуляцію росту стебел жита за концентрації цинку (II) 10 мг/л. Рівень токсичного впливу на рослини прямо пропорційно залежав від концентрації його іонів в інкубаційному розчині та становив приблизно однакове значення для варіантів досліду з концентрацією 50 мг/л та 100 мг/л.

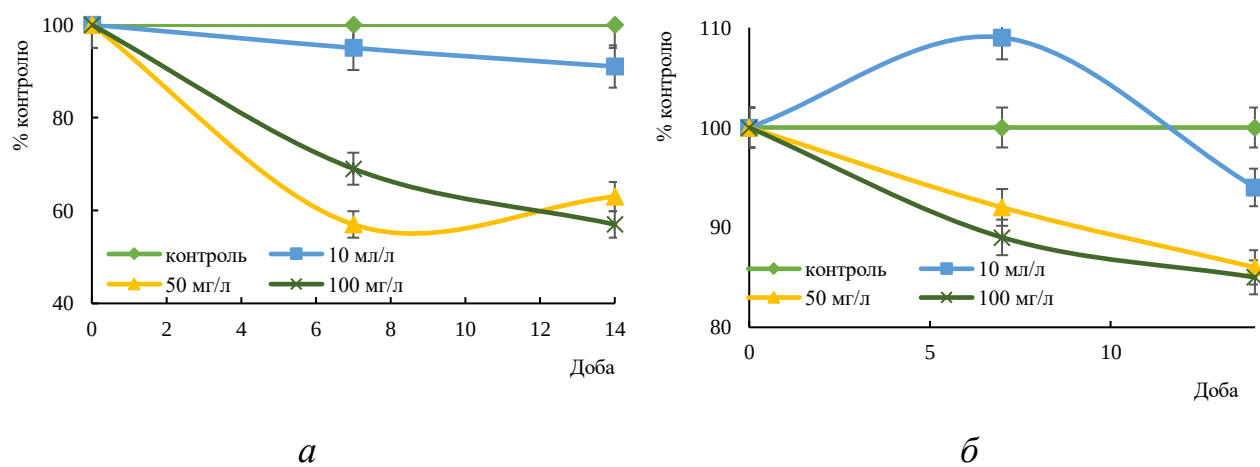


Рис. 4.11. Вплив тривалості інкубації рослин жита посівного на довжину їх коренів (а) та стебел (б) рослин за концентрації Zn(II), мг/л: 10, 50 та 100

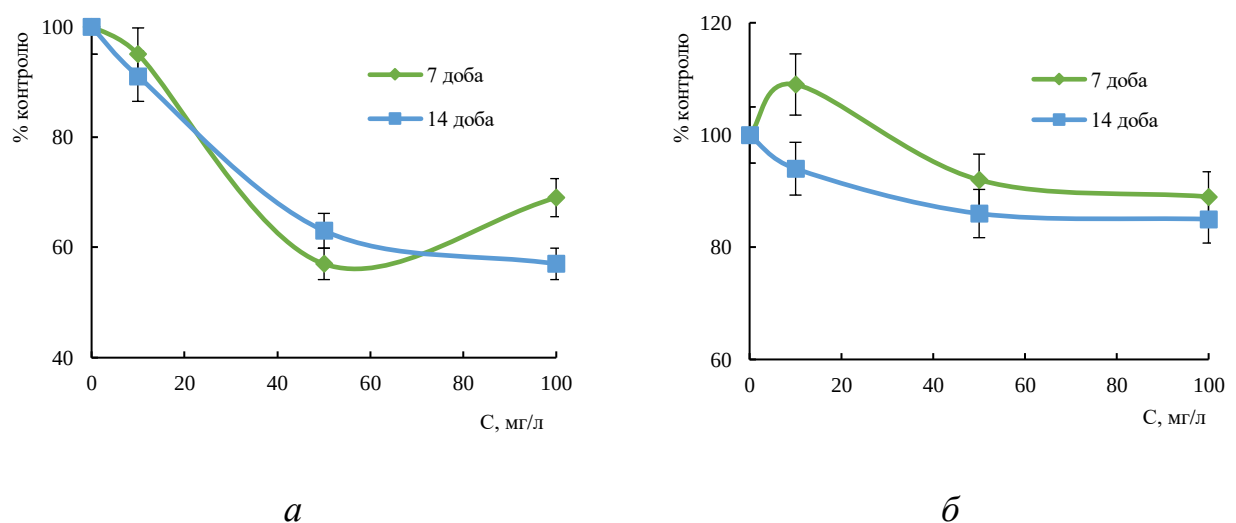


Рис.4.12. Вплив концентрацій Zn(II) на довжину коренів (а) та стебел (б) рослин жита при тривалості очищення води протягом 7 і 14 діб

Результати, подані на рис. 4.13, вказують на те, що іони цинку (II) знижували ступінь транспірації за всіх досліджуваних концентрацій металу. Зниження транспірації передусім зумовлено інгібуванням ростових процесів кореневої системи рослин жита посівного, зменшенням розмірів та кількості бічних коренів.

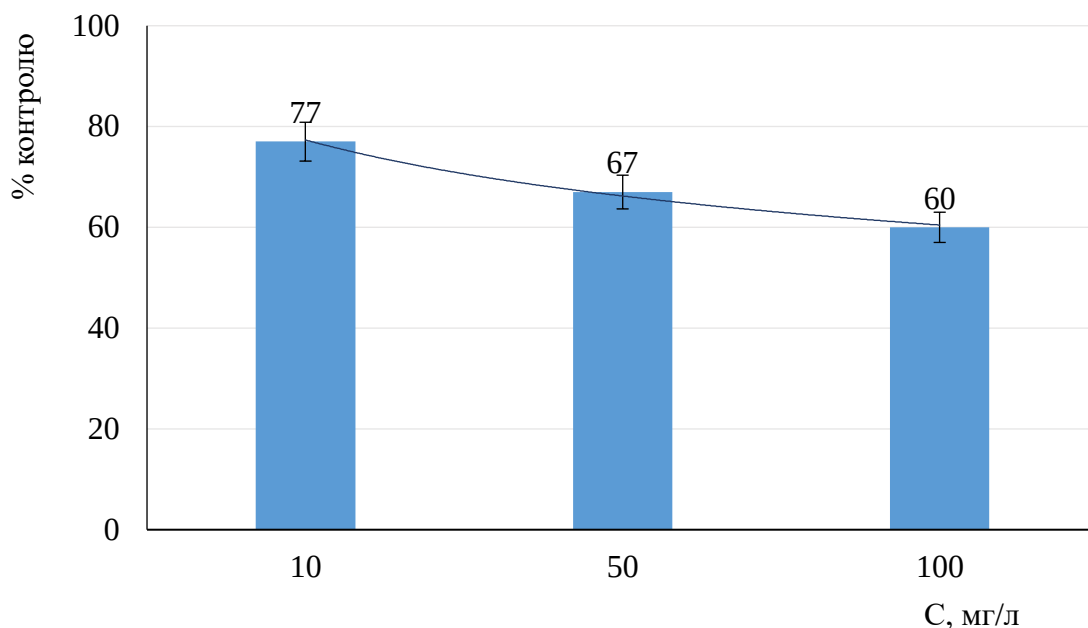


Рис. 4.13. Ступінь транспірації рослин жита за різних концентрацій Zn(II)

Токсична дія іонів цинку (II) на ростові процеси може бути пов'язана з інгібуванням поділу і розтягнення клітин, зменшенням розміру меристеми і кількості клітин у меристемі, що зумовлюється збільшенням тривалості клітинного циклу [159].

4.1.3. Дія Cr(VI) на ростову активність наземних рослин

Для дослідження впливу хрому (VI) на ростові характеристики рослин тимофіївки лучної та жита посівного в досліді було використано вісім варіантів. Тринадцятидобові рослини тимофіївки лучної та дев'ятидобові рослини жита посівного розміщували в ексікаторах з водопровідною водою, у які вносили Cr(VI), $C_0 = 0,5$ мг/л, 1 мг/л, 5 мг/л, 10 мг/л і 100 мг/л. Згідно з [42] ГДК для Cr(VI)

= 4 мкг/л для I класу води із джерел централізованого водопостачання – поверхневих вод, для II класу – 4–10 мкг/л, для III класу – 11–50 мкг/л. Контролем слугував водний розчин без хрому. Результати наведені на рис. 4.14–4.17.

Аналіз отриманих даних показав, що вплив Cr(VI) призводить до інгібування росту коренів тимофіївки. На 15-ту добу інкубації в розчині з $C_{Cr(VI)} = 5$ мг/л довжина коренів тимофіївки була меншою за контрольні на 12 %, за нижчих концентрацій Cr(VI) проростки мали кращі показники росту.

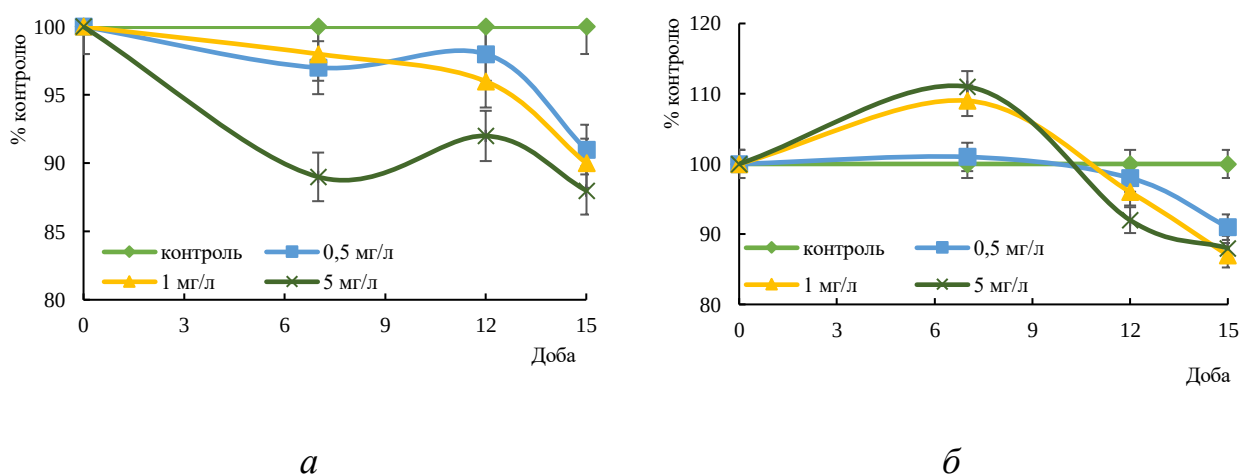


Рис. 4.14. Вплив тривалості інкубації рослин тимофіївки лучної на довжину їх коренів (а) та пагонів (б) рослин за концентрацій Cr(VI), мг/л: 0,5, 1 та 5

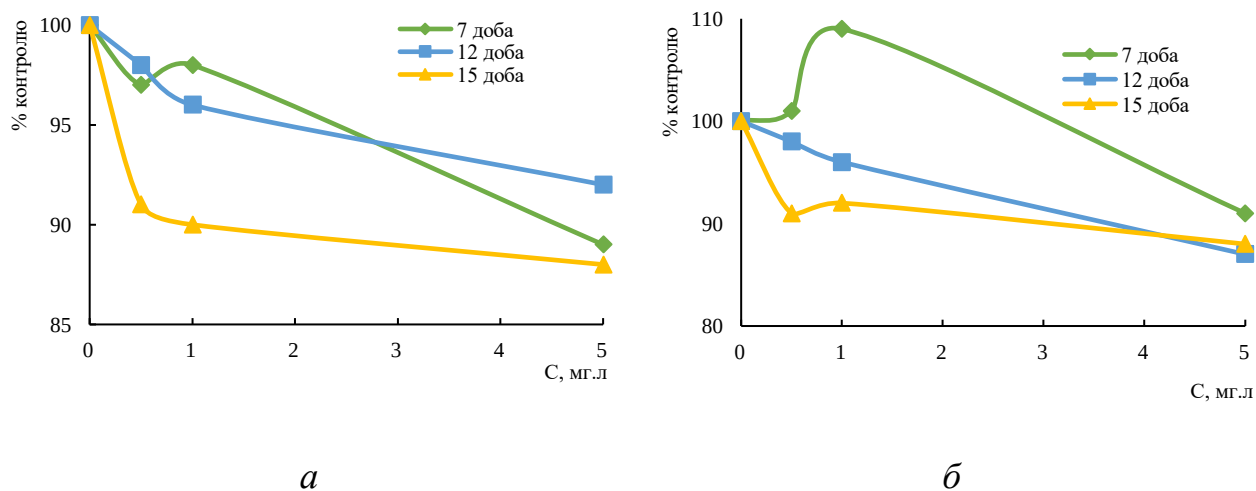


Рис. 4.15. Вплив концентрації Cr(VI) на довжину коренів (а) та стебел (б) рослин тимофіївки при тривалості очищення води протягом 7-ї, 12-ї та 15-ї діб, $\Delta = 5\%$

Із рис. 4.14–4.15, б видно, що протягом першого тижня інкубації рослин на розчині із хромом (VI) відбувалось стимулювання росту пагонів рослин тимофіївки, причому максимальний гормезисний ефект (111 %) зафіксовано за концентрації 5 мг/л, що відповідає рівню 1250 ГДК для I класу води [42]. Надалі ріст пагонів рослин тимофіївки інгібувався, рівень токсичного впливу хрому становив ~ 12 % за концентрацій вже 1 мг/л, а за нижчих концентрацій Cr(VI) показники росту пагонів були кращими [32].

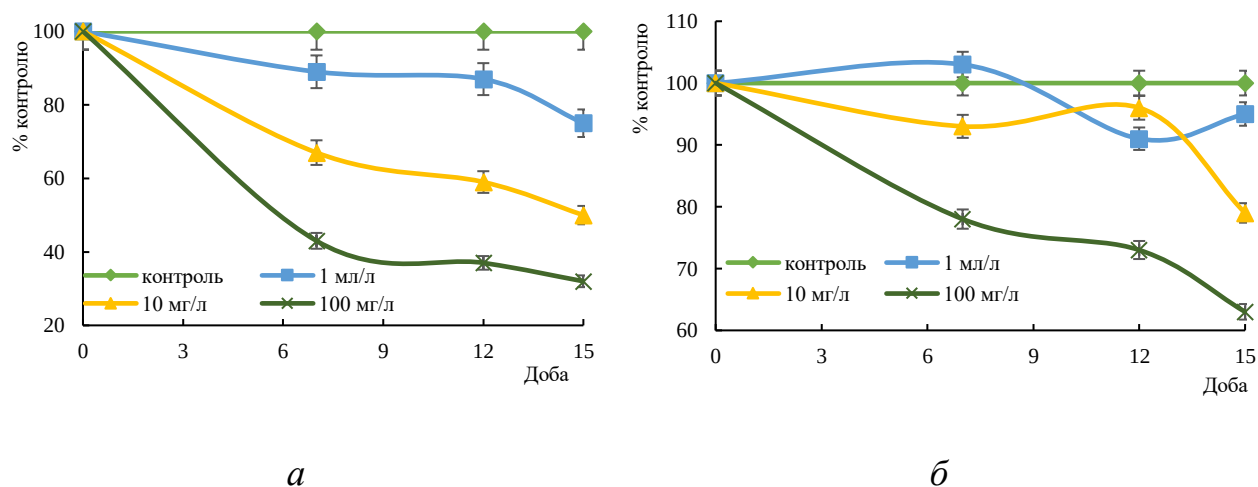


Рис. 4.16. Вплив тривалості інкубації жита посівного на довжину їх коренів (а) та стебел (б) за концентрацій Cr(VI), мг/л: 1, 10 та 100

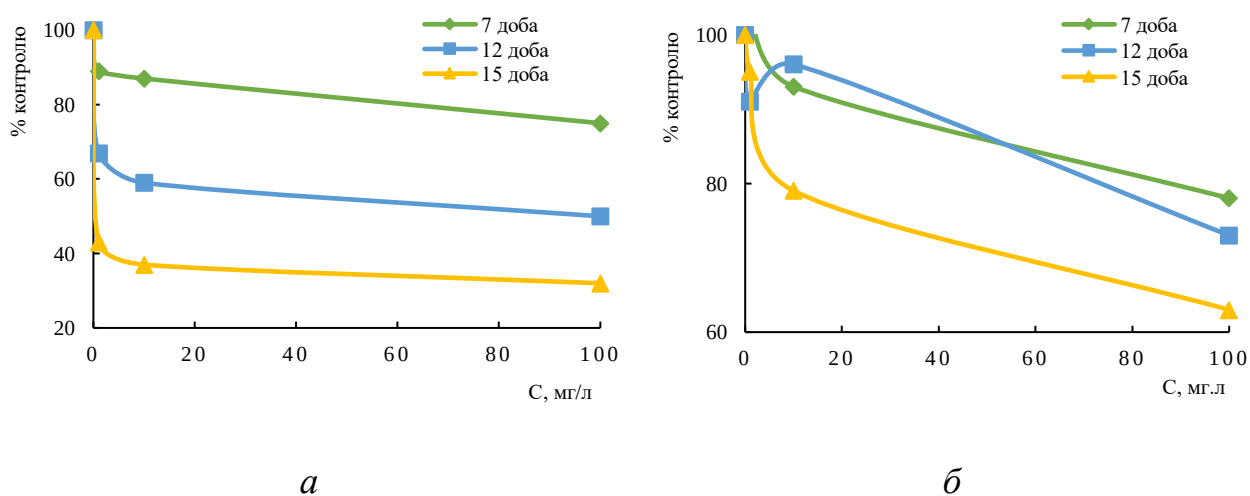


Рис. 4.17. Вплив концентрації Cr(VI) на довжину коренів (а) та стебел (б) рослин жита при тривалості очищення води протягом 7-ї, 12-ї та 15-ї діб, $\Delta = 5\%$

З аналізу рис. 4.16–4.17, *а* видно, що за всіх досліджуваних концентрацій іонів хрому (VI) ріст коренів рослин жита посівного інгібувався, причому спостерігали прямо пропорційну залежність між концентрацією металу та ступенем токсичності. Довжина коренів рослин жита посівного за концентрації 100 мг/л відрізнялась від контрольного варіанта на 68 %, а за концентрацій 1 мг/л та 10 мг/л – цей показник становив 25 % та 50 % відповідно. Дані, наведені на рис. 4.16–4.17, *б*, свідчать про зниження інтенсивності ростових процесів і у пагонів жита за всіх досліджуваних концентрацій хрому (VI). Ситуація дещо відрізнялась на сьому добу, коли за концентрації 1 мг/л спостерігали певне стимулювання росту пагонів рослин. На 15-ту добу інкубації рослин на розчині із хромом (VI) рівень токсичного впливу за концентрації 100 мг/л становив 37 %, за концентрацій 1 мг/л та 10 мг/л – цей показник становив 5 % та 21 % відповідно. Аналіз отриманих результатів дає підстави стверджувати, що більш стійкими до токсичного впливу хрому (VI) виявились рослини тимофіївки лучної.

Таким чином, усі іони ВМ інгібували ростові процеси досліджених рослин, але різною мірою. Очевидно, що ріст рослин, зумовлений поділом та розтягненням клітин, загалом визначається характером і особливостями пересування і розподілу іонів токсичних металів [225]. У результаті проведених досліджень було встановлено лінійний характер залежності «концентрація – ефект». Спостерігали сильніший токсичний вплив іонів металів на ріст коренів рослин порівняно з пагонами, оскільки коренева система рослин першою вступає у взаємодію із забруднюючою речовиною, що знаходиться у воді, та призводить до зменшення кількості бічних коренів, розмірів і біомаси кореневої системи і, як наслідок, пагонів рослин. Визначено діапазон концентрацій кадмію, цинку та хрому (1–100 мг/л), що відповідає для Cd(II) рівню від 10000 до 1000000 ГДК, для Zn(II) від 100 до 10000 ГДК, для Cr(VI) від 250 до 25000 ГДК, у якому ефективно відбувається процес очищення водного середовища досліджуваними рослинами.

Отримані дані свідчать, що запропоновану технологію фіторемедіації можна застосовувати в широкому діапазоні концентрацій іонів ВМ, який досягає

принаймні 1000 ГДК для I класу води із джерел централізованого водопостачання – поверхневих вод.

4.2. Сорбція іонів важких металів наземними рослинами

Враховуючи отримані результати дії токсичних металів на ростові процеси рослин-аккумуляторів, надалі досліджували власне біоаккумулятивну здатність різних видів наземних рослин щодо іонів Cd(II), Zn(II) та Cr(VI).

4.2.1. Дослідження сорбційної здатності наземних рослин щодо Zn(II)

Для дослідження поглинальної здатності наземних рослин щодо іонів Zn(II) було обрано такі культури: грястиця збірна, тимофіївка лучна, жито посівне, овес посівний, ячмінь звичайний, вівсяниця лучна та кукурудза звичайна. Дев'ятидобові рослини розміщували в ексикаторах з водопровідною водою ($V = 2,5$ л), в яких забезпечували концентрацію Zn(II) 6,5 мг/л. Результати дослідження наведені на рис. 4.18.

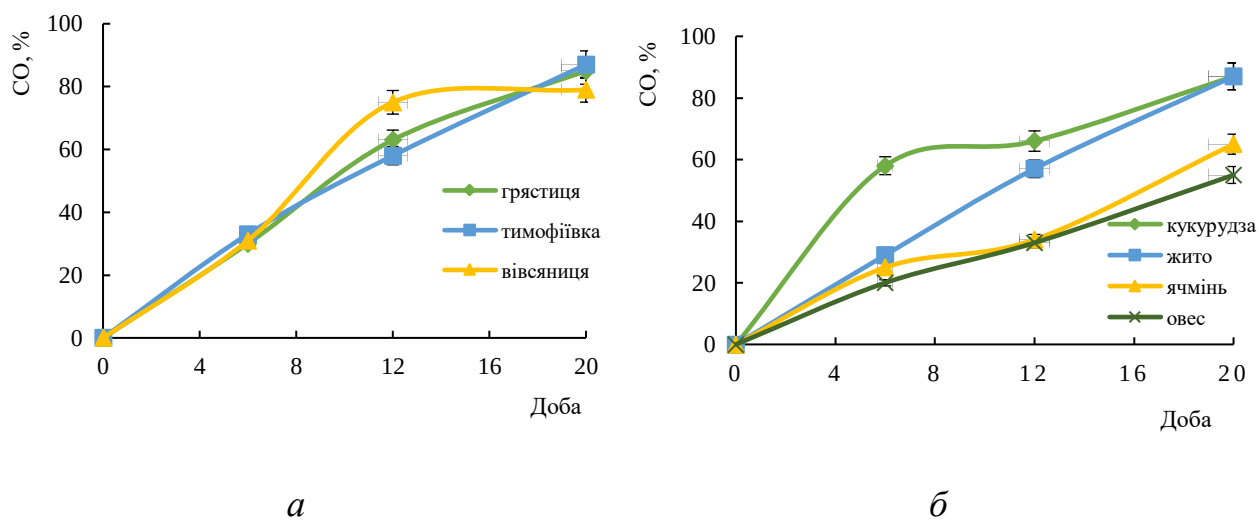


Рис. 4.18. Вплив тривалості процесу поглинання Zn(II) різними видами рослин, $C_0(\text{Zn}) = 6,5$ мг/л

На основі отриманих результатів встановлено (рис. 4.18, *a*), що на 12-ту добу кращі сорбційні властивості проявила вівсяниця – концентрація $Zn(II)$ знизилась на 75 %, в разі використання інших рослин ступінь очищення води становив приблизно однакове значення [32]. На 20-ту добу інкубації рослин на розчині цинку (II) їх вид на ступінь очищення істотно не впливав, проте під час використання грястиці та тимофіївки ефект очищення був вищим і досягав близько 87 %. Аналіз результатів, поданих на рис. 5.18, *б*, дає підстави стверджувати, що кукурудза та жито мають кращі поглинальні властивості – з використанням цих рослин ефект очищення води становив 87 % [13, 98, 132]. Ячмінь звичайний та овес посівний менш активно поглинали іони цинку (II).

Суттєвим є те, що трав'янисті види рослин продемонстрували майже такі самі рівні біосорбції, як і представники видів, які належать до продовольчих рослин ($KH=221-310$). Ця обставина є істотною з погляду практичного застосування запропонованого підходу у вигляді відповідної технології. Слід також зазначити, що високі рівні біосорбційних показників трав'янистих видів продемонстровано за суттєво меншого рівня транспіраційної активності, про що свідчать дані, подані на рис. 4.19.

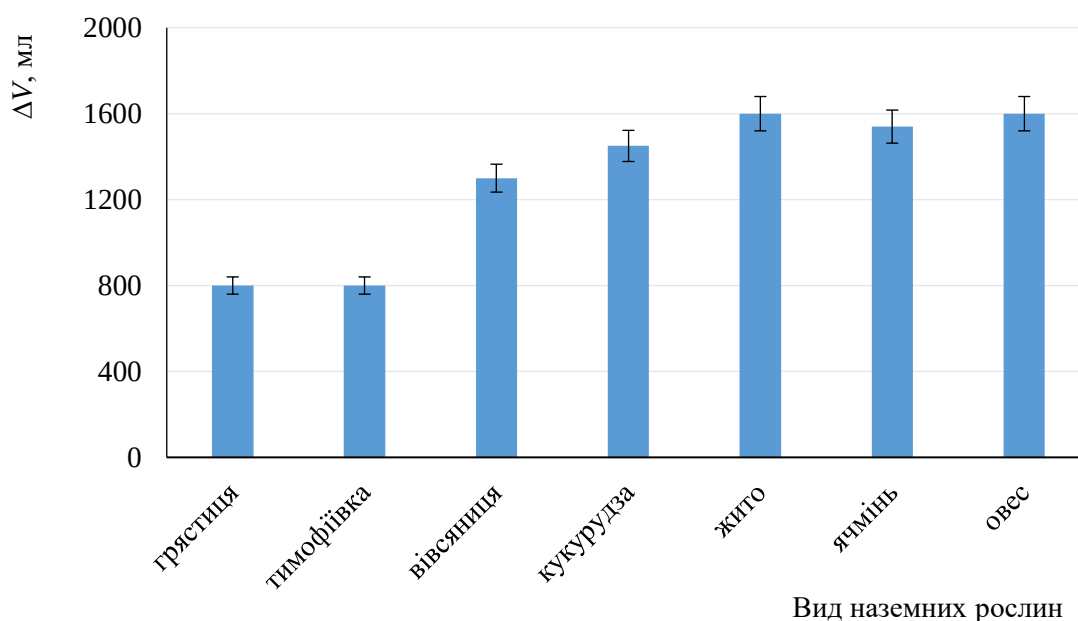


Рис. 4.19. Транспіраційна активність наземних рослин на 20-ту добу інкубації на розчині з $Zn(II)$

Спостерігали пряму залежність між транспіраційною активністю та розвитком біомаси рослин. Найвищі показники транспірації спостерігали у варіантах досліду зі злаковими культурами – жита посівного та вівса посівного, найнижчі – у тимофіївки лучної та грястиці збірної, що, очевидно, пов'язано зі значною різницею в масі рослин. Своєю чергою, залежність між ступенем очищення інкубаційного середовища та транспіраційною активністю різних видів рослин не прослідковувалась. Даний факт можна пояснити видовою характеристикою рослин, адже рослини мають різну сорбційну активність, яка не завжди корелює з поглинанням води та транспіраційною активністю.

4.2.2. Дослідження сорбційної здатності наземних рослин щодо Cd(II)

Враховуючи отримані результати сорбційних властивостей різних видів рослин щодо іонів цинку (II), було досліджено сорбційні властивості жита посівного, кукурудзи звичайної та тимофіївки лучної щодо іонів кадмію (II). Дев'ятидобові рослини розміщували в ексикаторах з водопровідною водою ($V = 2,5$ л), у яких забезпечували концентрацію Cd(II) $C_0 = 1$ мг/л. У даному дослідженні вирішено збільшити час інкубації рослин на розчині з іонами Cd(II) [13, 33, 98]. Результати наведені на рис. 4.20.

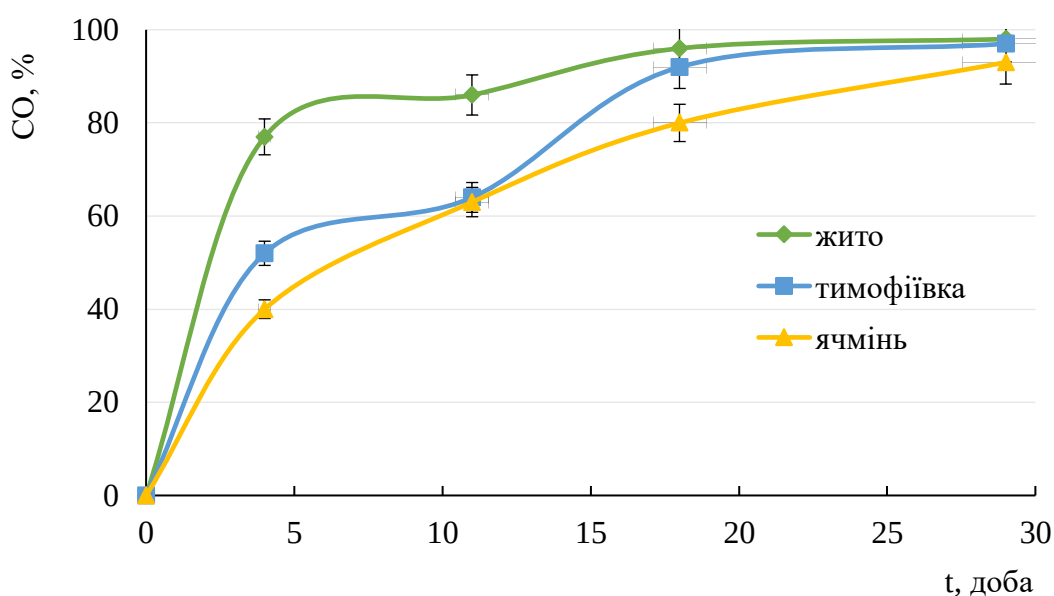


Рис. 4.20. Залежність ступеня очищення середовища від часу інкубації рослин на розчині Cd(II), $C_0 = 1$ мг/л

Із запропонованих даних видно, що найбільш високу швидкість сорбції спостерігали у варіанті дослід з використанням жита посівного, однак, у результаті сорбційна здатність наземних рослин практично зрівнялася ($KH=94-215$) і ступінь очищення інкубаційного водного середовища від $Cd(II)$ досягав $> 90 \%$ [32, 35].

4.2.3. Дослідження сорбційної здатності наземних рослин щодо $Cr(VI)$

Для досліду було використано рослини тимофіївки лучної, вівсяниці лучної, жита посівного та кукурудзи звичайної. Тринадцятидобові рослини розміщували в ексікаторах з водопровідною водою ($V = 2,5$ л), у якій концентрація $Cr(VI)$ становила 1 мг/л (рис. 4.21). Результати дослідження сорбційних властивостей рослин наведені на рис. 4.22.

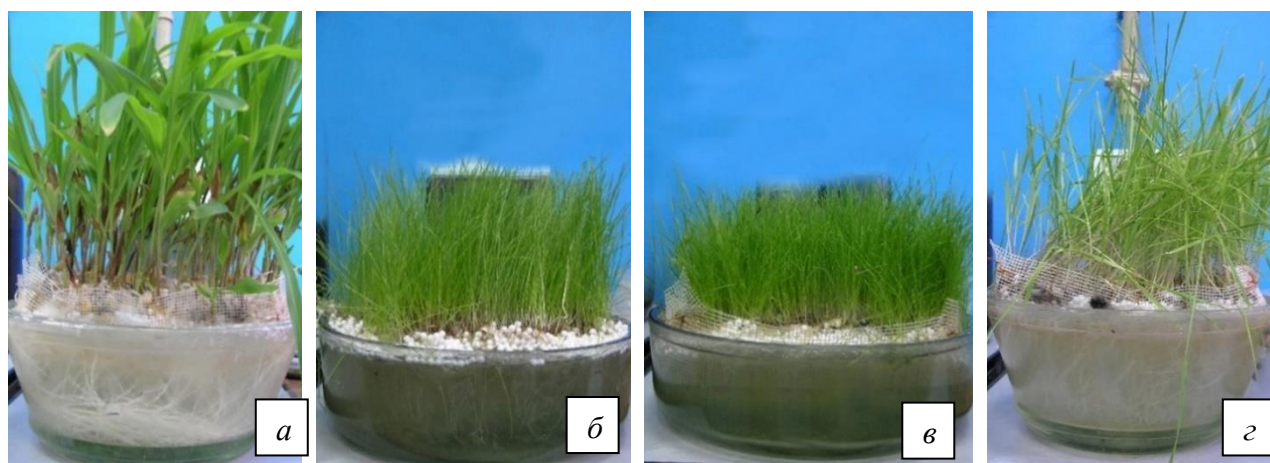


Рис. 4.21. Вигляд наземних рослин на 16-у добу інкубації на розчині з $Cr(VI)$:
а – кукурудза; б – вівсяниця; в – тимофіївка; г – жито

Таким чином, результати дослідження сорбційних властивостей рослин-аккумуляторів щодо модельних розчинів з іонами ВМ (рис. 4.22) свідчать про високі показники очищення води ($KH=145-255$) та дають підстави вважати за можливе практичне застосування даної методики для створення технології очищення щодо природних та техногенних водних об'єктів з використанням

трав'янистих видів, а не представників продовольчих культур, які були в роботі використані лише як модельні об'єкти [13, 39].

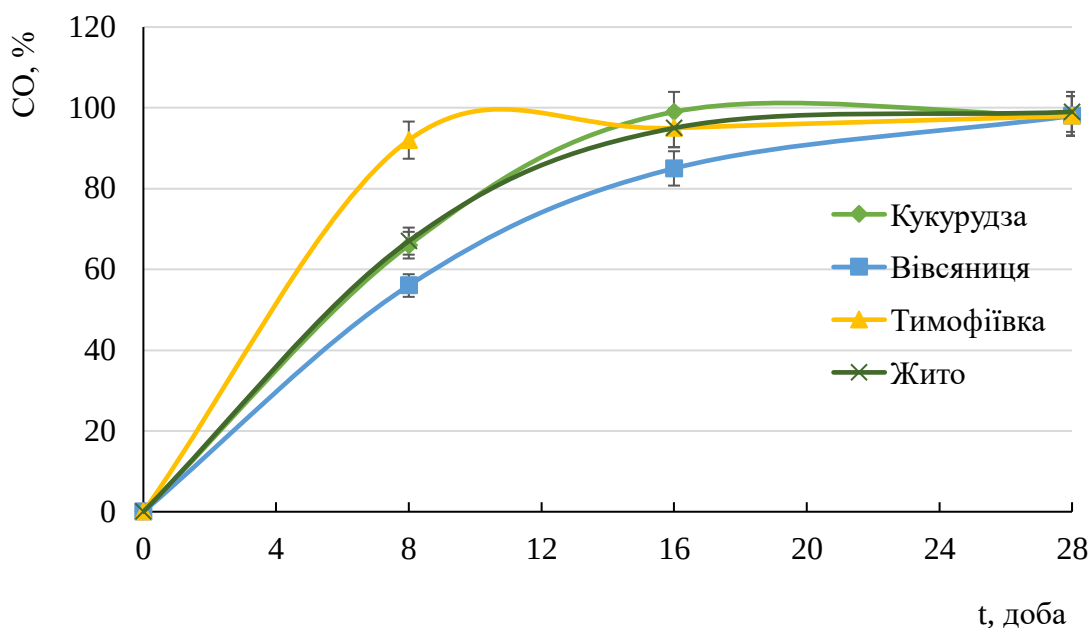


Рис. 4.22. Динаміка поглинання Cr(VI) різними видами рослин, $C_0 = 1$ мг/л

Аналіз залежності ступеня очищення води від видових сорбційних особливостей рослин вказує на те, що рослини по-різному накопичують іони токсичних металів. Це пов'язано із впливом великої кількості чинників, що визначають швидкість та концентрації накопичення ВМ, основними з яких є: процес поглинання іонів ВМ клітинами коренів рослин, симпластний рух металів переважно у вигляді хелатів до ксилеми, подальше переміщення ксилемою та надходження і локалізація в інших органах та органелах рослин.

Незважаючи на сам процес надходження іонів токсичних металів, у рослин також існують механізми захисту та детоксикації токсичних елементів, які зі свого боку впливають на ступінь очищення води. Враховуючи обмежений об'єм культурального середовища, використаного в досліді, у природних умовах процеси очищення води можуть мати більш повільний характер, хоча цю проблему можна вирішити збільшивши відношення фітомаси до об'єму водойми, яка потребує очищення. Також на ефективність даної технології, ймовірно, впливатимуть й інші процеси та чинники, що і буде висвітлено надалі.

У будь-якому випадку, результати наведених досліджень показують можливість використання суто технічних або кормових культур.

4.2.4. Порівняння сорбційних властивостей рослин тимофіївки щодо важких металів

З огляду на технологічність запропонованої конструкції гідрофітної споруди, перевага надається насамперед технічним або кормовим культурам для використання їх як біотичного компонента біоплато. Враховуючи отримані результати сорбційних властивостей наземних видів рослин щодо іонів ВМ, на наш погляд, перспективною культурою є тимофіївка лучна. На рис. 4.23 показано динаміку поглинання важких металів рослинами тимофіївки лучної.

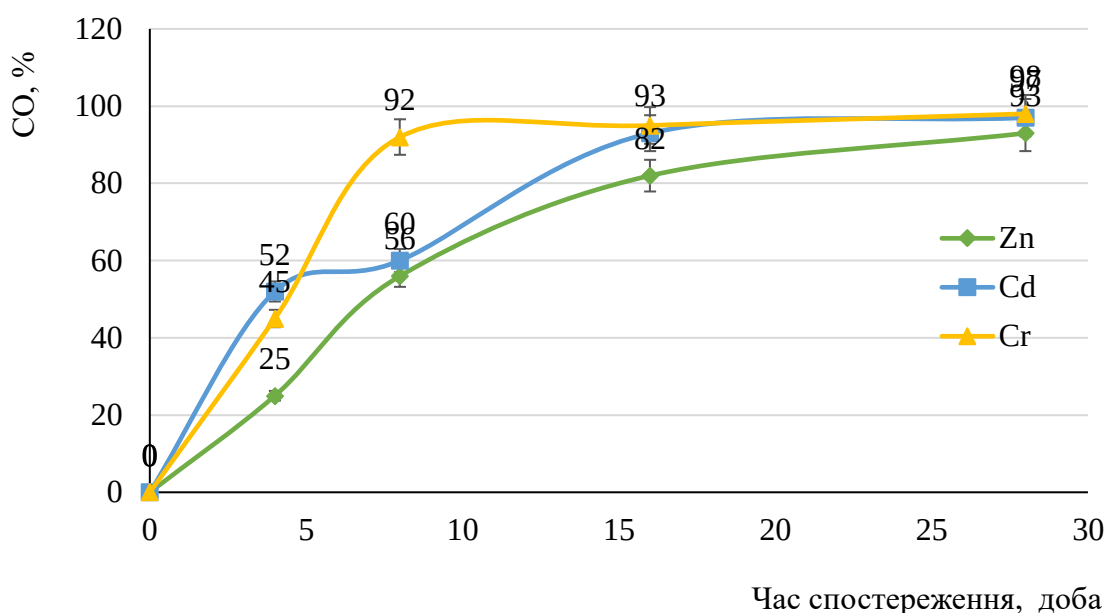


Рис. 4.23. Динаміка поглинання токсичних металів рослинами тимофіївки, $C_0 = 1$ мг/л

Встановлено, що на 4-й день дослідження швидше за все поглинався кадмій, на відміну від наступних етапів спостереження. Найповільніше поглинався хром. На 28-у добу інкубації біоплато на розчині з хромом (VI) ефект очищення води становив 98 %, а для Cd (II) і Zn (II) – 97 % і 93 % відповідно.

Таким чином, застосування тимофіївки лучної в конструкції біоплато є найбільш ефективним для очищення водойм від хрому (VI).

4.3. Вивчення розподілу поглинених рослинами важких металів по їх органах

Для технології фітореMediaції важливим питанням є дослідження розподілу важких металів по органах рослин. Для цього дев'ятидобові рослини тимофіївки лучної розміщували на розчині з металом – кадмієм (II) чи цинком (II). На 18-у добу інкубації досліджували вміст важких металів у коренях і пагонах рослин (рис. 4.24).

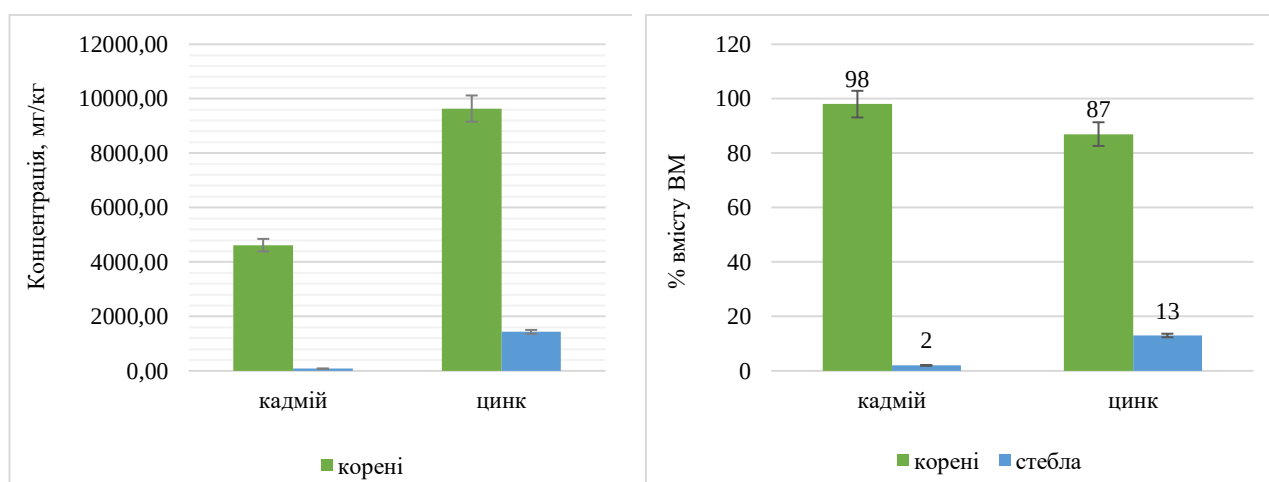


Рис. 4.24. Розподіл Cd(II) і Zn(II) в органах рослин тимофіївки, $C_0 = 50$ мг/л, статистична достовірність відмінностей між варіантами $p \leq 0,001$, $S_r = 0,02$

Встановлено, що основну частину іонів кадмію (II) і цинку (II) зосереджено в коренях рослин тимофіївки лучної. Отже, цинк інтенсивніше надходив до надземної частини рослин, що можна пояснити його біогенною природою.

4.4. Вплив щільності вирощування наземних рослин на сорбцію іонів важких металів

Як було вказано вище, сорбційну здатність наземних рослин можна підвищувати з метою збільшення сорбційних властивостей. Очевидно, що швидкість та ступінь очищення водного середовища за допомогою рослин

суттєво залежатиме від співвідношення між об'ємом води та масою рослинного компонента. У зв'язку з цим, для модифікації процесу очищення води було досліджено вплив щільності вирощування рослин на ефект очищення культурального середовища.

4.4.1. Вплив щільності вирощування рослин на сорбцію $Zn(II)$

Для вивчення ступеня очищення води від іонів $Zn(II)$ за допомогою наземних рослин з різною щільністю вирощування в досліді було використано шість варіантів з житом посівним та тимофіївкою лучною, при чому варіювали кількістю висіяного насіння рослин, (шт./м²): жито: 1 = 6500, 2 = 16 150, 3 = 25 800, тимофіївка: 1 = 183 500, 2 = 367 300, 3 = 734 600. Дев'ятидобові рослини розміщували в екзикаторах з водопровідною водою ($V = 2,5$ л), у які вносили $Zn(II)$, $C_0 = 10$ мг/л (рис. 4.25).

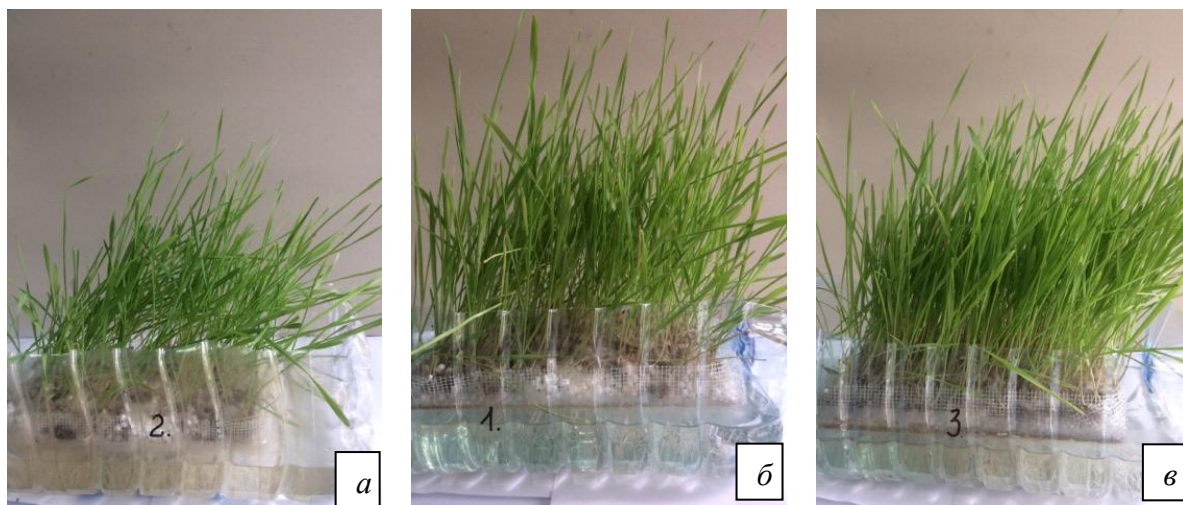


Рис. 4.25. Вигляд рослин жита посівного на 10-у добу інкубації на розчині з $Zn(II)$ залежно від щільності (шт./м²) рослин, $C_0=10$ мг/л: *a* = 6500; *б* = 16150; *в* = 25 800

Встановлено, що більша щільність вирощування рослин сприяла більшому механічному зв'язуванню субстрату конструкції.

Результати впливу щільності насіння та тривалості інкубації рослин на розчині із цинком наведені на рис. 5.26.

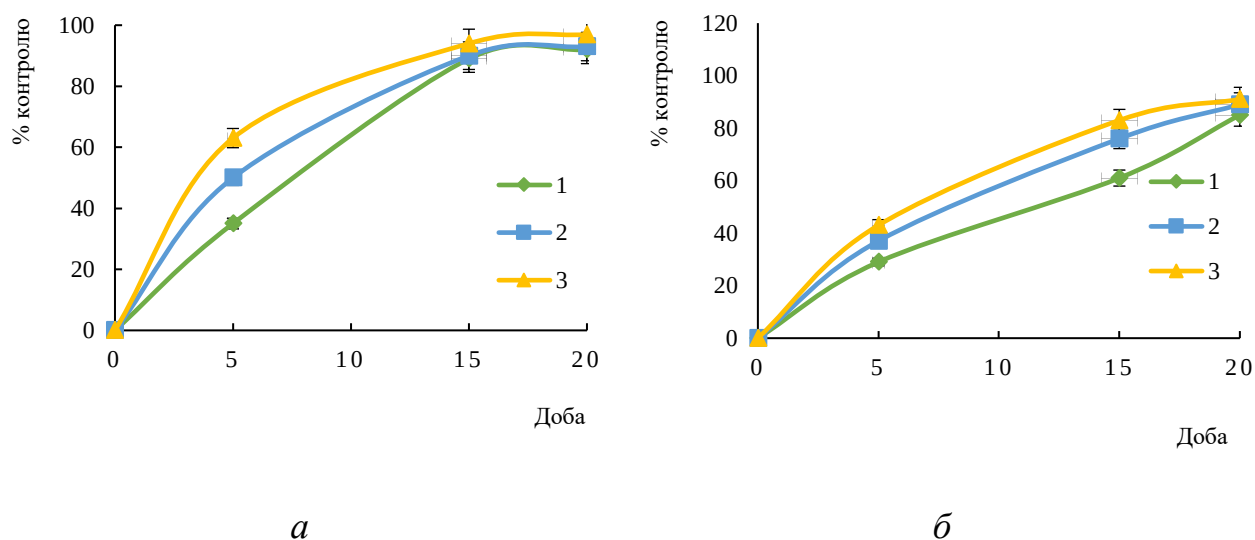


Рис. 4.26. Вплив тривалості інкубації та щільності рослин (шт./м²) жита (а) і тимофіївки (б) на ефективність очищення води від Zn(II): жито: 1 = 6500; 2 = 16 150; 3 = 25 800; тимофіївка: 1 = 183 500, 2 = 367 300; 3 = 734 600; C₀ (Zn) = 10 мг/л

Було встановлено, що найбільша сорбційна здатність спостерігалася у варіантах досліді з максимальною щільністю вирощування досліджених рослин (рис. 5.27) [226].

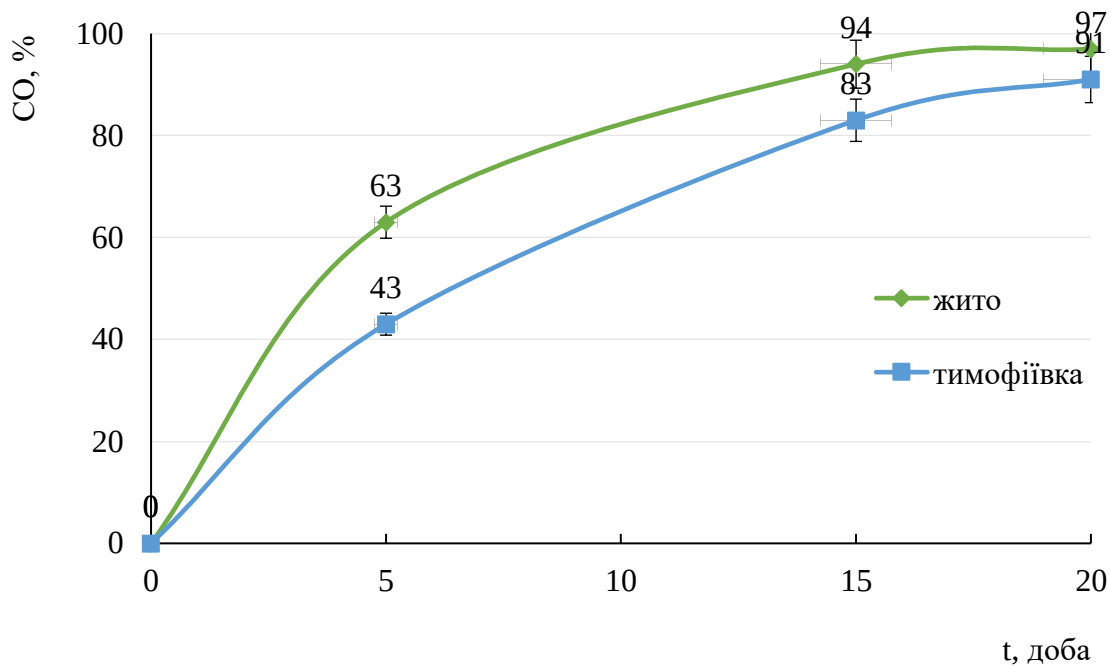


Рис. 4.27. Динаміка сорбції Zn(II) наземними рослинами, які вирощували з максимальною щільністю, C₀ (Zn) = 10 мг/л

З аналізу рис. 4.27 видно, що на всіх етапах спостереження дещо кращі сорбційні властивості проявило жито посівне, ніж тимофіївка лучна. Для водного об'єкта можна буде визначити необхідну площу конструкції з наземними рослинами, що дозволить у прийнятний час очистити воду до необхідного рівня [13, 33].

Зважаючи на те, що трав'янисті культури показали практично такий самий рівень сорбції, як і злакові культури, на практиці доцільніше використовувати технічні (трав'янисті) види рослин.

Для вивчення сорбційної активності рослин було визначено залишковий об'єм модельного розчину (V_2) та розраховано об'єм розчину, який був транспірований через рослини (ΔV) (рис. 4.28).

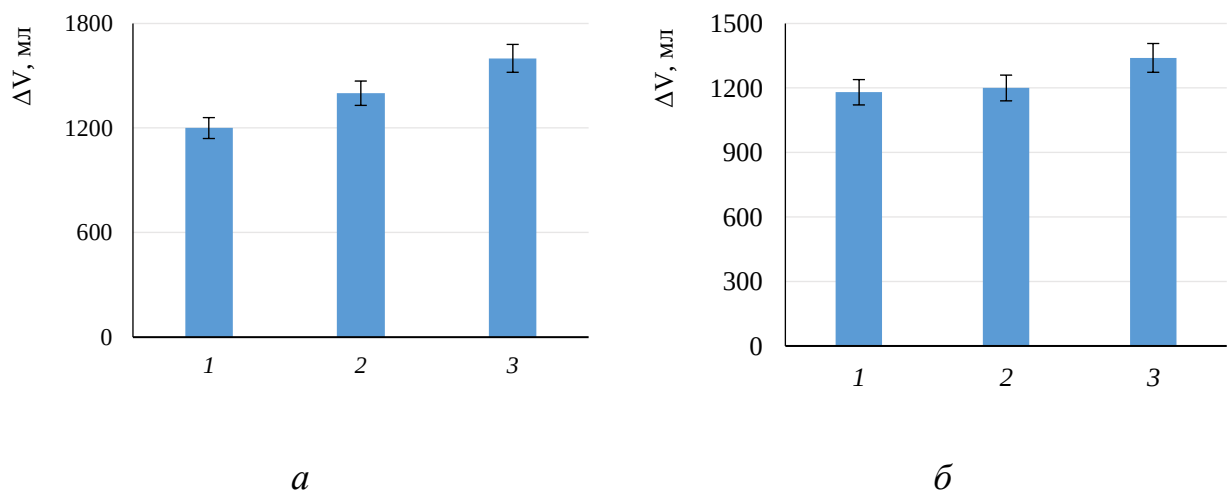


Рис. 4.28. Залежність між щільністю вирощування жита (*a*) і тимофіївки (*б*) та ступенем транспірації: 1, 2, 3 – найменша, середня та найбільша щільність відповідно

Видно, що спостерігається пряма залежність між транспіраційною активністю та розвитком біомаси рослин жита та тимофіївки: кількість біомаси визначає об'єм поглиненого розчину. Вищі показники транспірації спостерігали у варіантах дослідів з житом посівним, адже коренева система рослин жита посівного є розгалуженішою та має більшу площу зони всмоктування.

4.4.2. Вплив щільності вирощування рослин на сорбцію Cd(II)

Для визначення ступеня очищення води від Zn(II) з використанням наземних рослин з різною їх щільністю вирощування було досліджено шість варіантів з тимофіївкою лучною та житом посівним. Дев'ятидобові рослини розміщували в екзикаторах з водопровідною водою ($V = 2,5$ л), у які додатково вносили Cd(II), $C_0 = 1$ мг/л. Результати впливу щільності висіву насіння та тривалості інкубації рослин на розчині з іонами кадмію наведені на рис. 4.29.

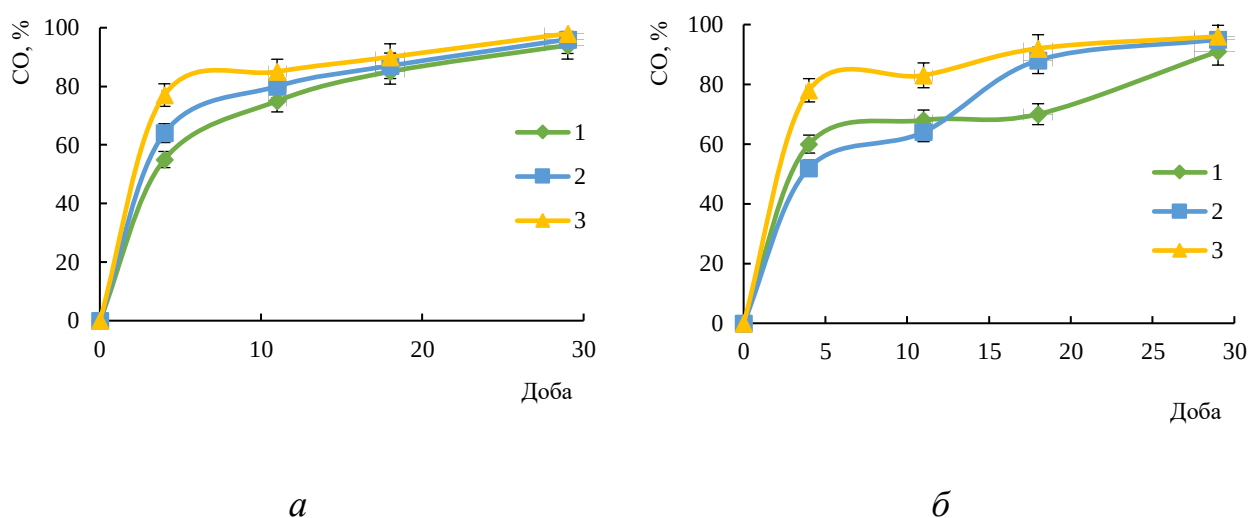


Рис. 4.29. Вплив тривалості інкубації та щільності рослин (шт/м²) жита посівного (а) і тимофіївки лучної (б) на ефективність очищення води від Cd(II): жито: 1 = 6500; 2 = 16 150; 3 = 25 800; тимофіївка: 1 = 183 500; 2 = 367 300; 3 = 734 600; C_0 (Cd) = 1 мг/л

Встановлено, що на початку (до 10 діб) спостереження кращу сорбційну здатність, яка становила понад 96 %, спостерігали для варіантів з максимальною щільністю вирощування рослин тимофіївки лучної та жита посівного [13, 33].

Таким чином, можна модифікувати (зокрема, інтенсифікувати) сорбційну здатність наземних рослин щодо іонів кадмію (II) шляхом зміни (збільшення) їх щільності культивування.

Під час дослідження сорбційної активності рослин також було виміряно залишковий об'єм розчину та розраховано об'єм розчину, який був транспірований через рослини (ΔV) (рис. 4.30).

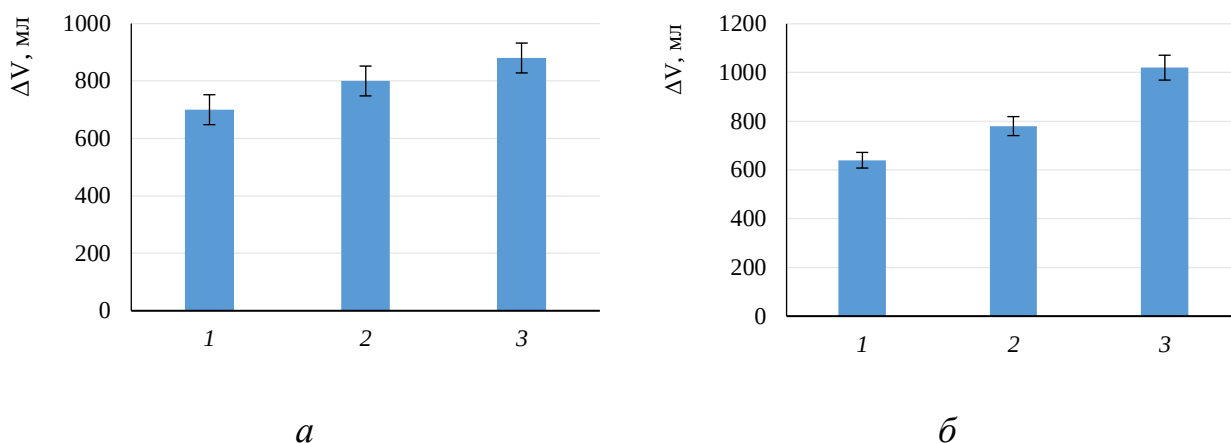


Рис. 4.30. Залежність між щільністю вирощування жита (*а*) та тимофіївки (*б*) і ступенем транспірації: 1, 2, 3 – найменша, середня та найбільша щільність відповідно

Спостерігали прямо пропорційну залежність між транспіраційною активністю та розвитком біомаси рослин: кількість біомаси визначала об'єм поглиненого розчину, переміщеного через ксилему в листки. Вищі показники транспірації спостерігали для варіанта з житом посівним.

4.5. Вплив рН середовища на сорбцію іонів важких металів

Для з'ясування оптимальних умов сорбції металів на прикладі Cd(II) було досліджено вплив рН модельного водного розчину на сорбційні показники рослин жита посівного. На дев'яту добу пророщування рослини розміщували в екзикаторах з водопровідною водою ($V = 2,5$ л) зі значенням рН в інтервалі 3–10, у які вносили Cd(II), $C_0 = 1$ мг/л. На 15-ту добу інкубації були відібрані зразки розчину (20 мл) і визначено залишковий об'єм культурального середовища. Результати подані на рис. 4.31.

Результати, наведені на рис. 4.31, вказують на існування прямої залежності між ступенем поглинання іонів кадмію та ступенем транспірації. Крім того, встановлено, що максимальні значення сорбції іонів Cd(II) досягаються в області рН розчину 7,5–9, а значення рН водопровідної води – 7,8. Цей інтервал рН максимального вилучення Cd(II) відповідає типовим значенням рН природних

поверхневих та підземних вод. Лужне середовище (у використаних межах значень рН) незначно інгібувало поглинання кадмію (II) на відміну від кислого, для якого спостерігали значне зниження рівнів очищення і транспірації [35]. Така картина впливу рН водного середовища на вилучення кадмію (II) зумовлена, очевидно, як формами знаходження кадмію (II) у водному середовищі, так і зміною сорбційних центрів наземних рослин.

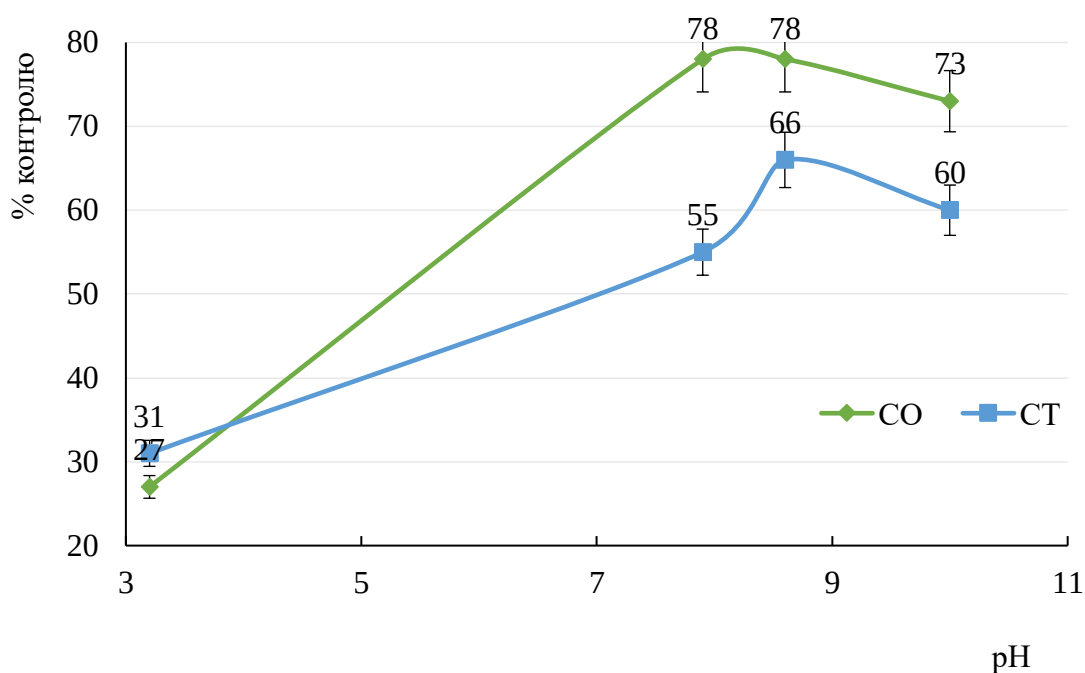


Рис. 4.31. Залежність ступеня очищення (CO) водного середовища від Cd(II) і ступеня транспірації (СТ) на 15-ту добу спостереження від рН середовища, $S_r=0,02$

Таким чином, для вибору оптимальних умов очищення забрудненого водного об'єкта від іонів токсичних металів можливий варіант модифікації рН середовища залежно від природи неорганічного токсиканта [37].

4.6. Вплив примусової аерації на сорбцію іонів важких металів

Очевидно, що водойми, які потребують очищення, мають різний кисневий режим, що може суттєво змінити показники сорбуючої здатності наземних

рослин. Саме тому нами проведено дослідження впливу рівня кисневого забезпечення кореневої системи рослин.

Для визначення впливу примусової аерації на біоаккумулятивну здатність рослин були використані рослини жита посівного. Дев'ятидобові рослини розміщували в екзикаторах з водопровідною водою ($V = 2,5$ л), у які вносили Cd(II) , $C_0 = 1$ мг/л, а також забезпечували примусову цілодобову аерацію за допомогою насоса Regent Calm RC- 004, потужністю 2,7 Вт. Результати наведені на рис. 4.32.

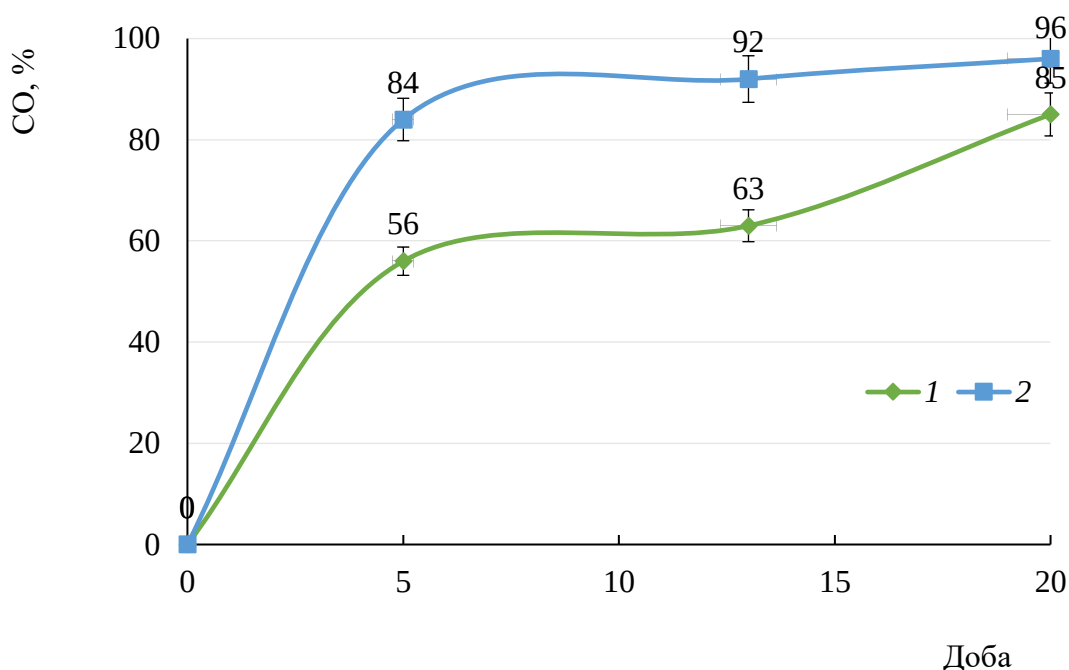


Рис. 4.32. Динаміка сорбційної здатності рослин жита посівного без (1) та з примусовою (2) аерацією, $C_{\text{Cd(II)}} = 1$ мг/л Cd(II)

Встановлено, що на всіх етапах спостереження примусова аерація пришвидшувала та збільшувала поглинання кадмію (II) рослинами жита посівного. На 20-ту добу інкубації рослин на розчині з іонами кадмію ступінь очищення з примусовою аерацією становив 96 %, в той час як без аерації – 85 % [35, 109]. Підвищення рівня аерації водного середовища призводило до збільшення концентрації розчинено кисню у водному середовищі, що позитивно

впливало на фізіологічні процеси в рослинах, а саме – на біоаккумуляцію токсичних металів.

Під час проведення дослідження сорбційної активності рослин було визначено залишковий об'єм змодельованого розчину (V_2) та розраховано об'єм розчину, транспірованого через рослини (ΔV) (рис. 4.33).

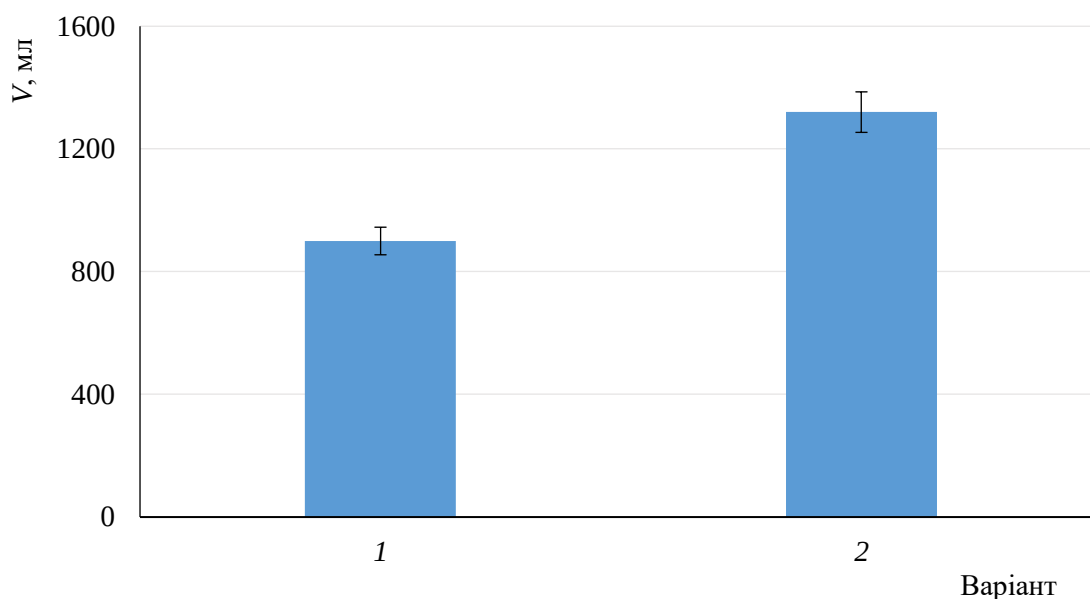


Рис. 4.33. Транспіраційна активність рослин жита посівного без (1) та з (2) примусовою аерацією, $C_{\text{Cd(II)}} = 1 \text{ мг/л}$

Таким чином, примусова аерація в процесі очищення водного середовища від Cd(II) збільшує ступінь транспірації, який повністю корелює зі ступенем очищення досліджуваного водного розчину від даного ксенобіотика – Cd(II) .

4.7. Вплив концентрацій важких металів на сорбційні властивості наземних рослин

Відомо, що концентрації токсичних металів у водоймах переважно в декілька разів перевищують ГДК, тому ВНР з погляду екологічності є перспективним методом очищення водних об'єктів. З огляду на непередбачувані аварійні ситуації важливим питанням для фіторемедіаційної технології

очищення водойм є з'ясування ефективності застосування наземних рослин за значно підвищених концентрацій ВМ, що досліджено на прикладі кадмію (II).

Для визначення ефективності вилучення кадмію (II) з водних розчинів досліджено вплив їх концентрації. Для цього були використані три варіанти досліду з рослинами жита посівного. Дев'ятидобові рослини розміщували в ексікаторах з водопровідною водою ($V = 2,5$ л), в які вносили Cd(II): $C_0 = 1$ мг/л, 10 мг/л, 100 мг/л. Результати наведені на рис. 4.34.

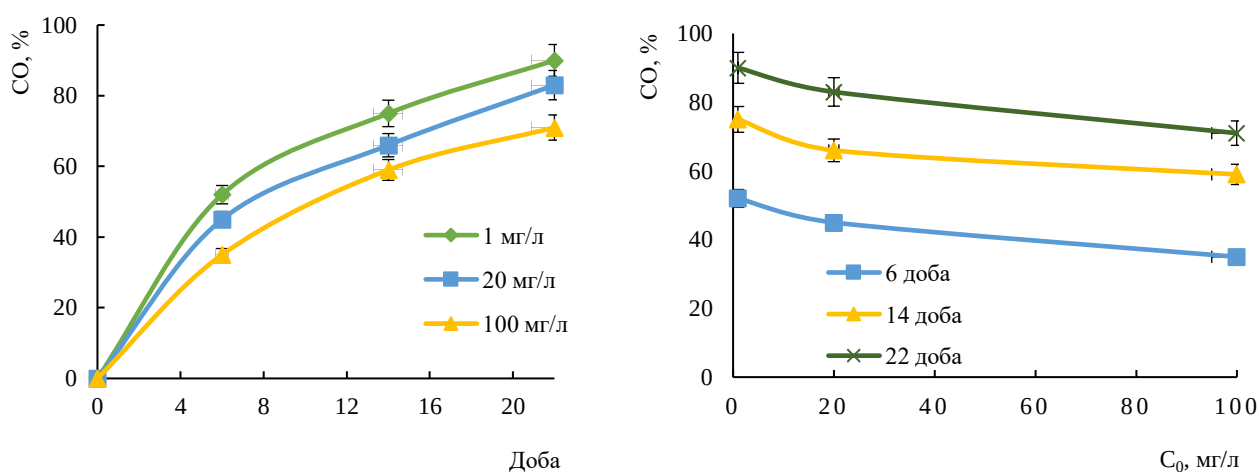


Рис. 4.34. Вплив тривалості очищення водного середовища та вихідної концентрації Cd(II) на ефективність процесу

Видно, що під час збільшення вихідного рівня концентрації (якщо за таку вважати концентрацію 1 мг/л) іонів кадмію в розчині сорбційна здатність рослин зменшувалась [36]. Якщо порівняти цей вплив із впливом відповідних концентрацій на ростову активність, то саме стимулюючий вплив іонів кадмію за концентрації 1 мг/л на ріст коренів рослин сприяв ефективнішому поглинанню іонів токсичних металів – ступінь очищення водного середовища становив 90 %.

Висновки до розділу 4

Досліджено дію іонів ВМ (Cd(II), Zn(II), Cr(VI)) на ростові показники деяких видів вищих наземних рослин. Встановлено, що стійкість до впливу

токсичних металів залежить від виду рослин, а низькі концентрації останніх можуть спричиняти гормезисну дію на ріст та розвиток рослин, причому між стійкістю та гормезисною дією встановлено пряму залежність. Визначено концентраційні діапазони іонів ВМ, у яких ефективно відбувається очищення водного середовища і доцільно використовувати запропоновану технологію.

Визначено сорбційну здатність наземних рослин щодо Cd(II) , Zn(II) та Cr(VI) : встановлено, що швидкість накопичення рослинами іонів токсичних металів різна, проте сумарний ефект сорбційної їх здатності приблизно ідентичний. Якщо враховувати тривалість сорбції іонів важких металів, то для очищення водойм від іонів кадмію слушно використовувати жито посівне та тимофіївку лучну, для очищення водойм від іонів цинку – вівсяницю лучну та кукурудзу звичайну, а для зменшення рівня забруднення водних об'єктів від Cr(VI) слід використовувати рослини тимофіївки лучної та кукурудзи звичайної.

Показано, що на процес очищення від іонів токсичних металів впливає рН середовища, щільність вирощування рослин, вихідний рівень забруднення води металом. Встановлено, що оптимальний ступінь очищення води рослинами досягається в області рН 7,5–9, що відповідає значенням рН природних вод, більшій щільності вирощування рослин та при концентраціях металів, які не спричиняють інгібування росту. Примусова аерація позитивно впливає на очищення водного середовища.

Визначено характеристики водного середовища (рН, концентрація ВМ) та наземних рослин, за яких можна досягати бажаних значень параметрів, що характеризують їх біоакумулюючу здатність.

Створення ефективної сорбційної споруди типу біоплато з вищими наземними рослинами для очищення водойм від іонів металів дозволить покращити стан водних об'єктів до рівня, що відповідає вимогам чинних нормативних документів для джерел питного водопостачання (1–3 клас якості води поверхневих водних об'єктів).

Основні положення цього розділу викладено у публікаціях автора: [13], [32]–[37], [39], [98], [109], [221], [226], [132].

РОЗДІЛ 5.

РОЗРОБЛЕННЯ ГІДРОФІТНОЇ СПОРУДИ ТИПУ БІОПЛАТО ДЛЯ ЦІЛЕЙ ФІТОРЕМЕДІАЦІЇ ВОДОЙМ

За сучасних темпів техногенної діяльності людства практично неможливо зберегти первинний стан природних джерел питного водопостачання. Природні чинники очищення зазначених джерел не можуть забезпечити високої їх якості у зв'язку з постійним підвищенням рівня забруднення довкілля. Тому виникає необхідність у додатковій обробці води для надання їй властивостей, що задовольняли б відповідні нормативи якості. Дотепер відомо і випробувано багато методів і технологій дезактивації водних об'єктів від забруднень: механічні, хімічні, фізичні, фізико-хімічні та біологічні [227]. Особливу увагу останнім часом надають біологічним методам через їх ефективність та економічність [228]. Зокрема, широке використання у світі та в Україні отримала фіторемедіація – комплекс методів очищення (або доочищення) від неорганічних і органічних забруднень за допомогою гідрофітних споруд, у яких використана природна здатність рослин і ризосферних мікроорганізмів розкладати та/або накопичувати різні ЗР [26, 12, 13, 22, 26, 32, 35, 93, 215].

Розрізняють декілька видів гідрофітних споруд: *ботанічні майданчики, фільтраційні пристрої, біологічні ставки з ВВР, штучно заболочені площі, біоінженерні споруди і біоплато*, остання серед яких є найбільш поширеною за рахунок ефективності та рентабельності. Зазвичай у біоплато як біотичний компонент використовують угруповання різних видів водяних організмів – ВВР, бактерії та водорості [26, 33].

Функціонування існуючих типів біоплато базується на пропусканні забрудненої води через систему біофільтрів, які розташовані на поверхні субстрату. Зрозуміло, що такий тип біоплато є обмеженим стосовно мобільності та потужності [39, 93].

Отримані результати сорбційної здатності наземних рослин щодо ^{137}Cs та токсичних металів створили наукове підґрунтя для розроблення

фіторе mediaційної технології очищення водойм. Оскільки на ефективність дезактивації водних об'єктів від зазначених забруднень впливає низка чинників, значну увагу приділено розробленню гідрофітної споруди типу біоплато. Для підвищення ефективності функціонування біоплато було запропоновано варіант плаваючої конструкції, біотичною складовою якої є ВНР. Механічну міцність таким конструкціям надає коренева система рослин, яка зростається з частками субстрату, який, зі свого боку, забезпечує плавучість усієї конструкції біоплато. Конструкції гідрофітної споруди типу біоплато будь-якої площі можна створювати в стаціонарних умовах [39, 93, 229].

Суттєвими перевагами біоплато є: будівництво споруд не потребує висококваліфікованих працівників і виконується місцевими будівельними організаціями з традиційними технічними засобами; експлуатація не потребує витрат електроенергії, хімічних реактивів; в період експлуатації споруд та нагляду за ними може виконувати 1 працівник з середнім рівнем кваліфікації.

Для підвищення ефективності технологій фіторе mediaції потрібно було вирішити принаймні два головні завдання:

- 1) використовувати рослини з максимально можливою здатністю поглинати (концентрувати) забруднення;
- 2) запропонувати метод утилізації рослин (чи всього біоплато) після певного періоду використання їх як радіоактивно забруднених сорбентів.

Що стосується першого завдання то його можна вирішити шляхом використання наземних рослин замість традиційно використовуваних водяних макрофітів (очерет, рогіз). Друге завдання можна було б легко вирішити, якщо використовувати такий субстрат для вирощування рослин, який би легко утилізувався, наприклад, шляхом спалювання [131].

Розглядаючи тільки один варіант фіторе mediaції, а саме, очищення водних об'єктів (промислових і побутових стоків, ставків, озер, річок, водойм-охолоджувачів АЕС та ін.), потрібно використовувати не тільки «легкозасвоюваний» субстрат, але і забезпечити йому плавучість [131].

З урахуванням сказаного, суть запропонованої технології полягає, по-перше, у використанні вищих наземних рослин і, по-друге, у застосуванні спалюваного субстрату, що крім цього, забезпечує плавучість біоплато. Перспективним може бути використання гранульованого пінополістиролу (пінопласту), який на етапі пророщування насіння змішується з ним, що зрештою дає змогу отримати своєрідний плавучий трав'яний покрив із необхідним рівнем плавучості [131, 230]. Рівень плавучості конструкції вважався достатнім, якщо вона забезпечувала можливість очищення водного середовища в експериментальних умовах до максимального рівня, тобто наближеного до 100 % [13].

У цьому розділі наведено результати скринінгу ВНР та субстрату, які є перспективними у застосуванні для конструювання гідрофітної споруди типу біоплато, та розглянуто різні варіанти комбінування субстрату і наземних рослин, а також випробувано плавучість біоплато. Також методом математичного моделювання спрогнозовано поведінку системи «експериментальна водойма – наземні рослини (біоплато)» в діапазоні концентрацій екотоксикантів, які не були досліджені раніше.

5.1. Скринінг наземних рослин та субстрату, придатних для конструювання біоплато

Для конструювання гідрофітної системи як біосорбційний матеріал передбачалося використання інтактних ВНР, які повинні відповідати таким вимогам [131]:

- холодостійкість;
- можлива кормова цінність стеблової частини рослин, що не критично забруднена поллютантами;
- розгалужена коренева система та високий ступінь механічного зв'язування її з субстратом гідрофітної споруди типу біоплато;
- можливість використання для створення газонів;

- водостійкість та стійкість до недостатчі кисню в кореневій зоні;
- високі сорбційні властивості щодо токсичних металів та/або радіонуклідів.

Перспективність застосування вищих наземних рослин у біоплато, на відміну від вищих водних рослин, полегшує етапи конструювання біоплато, його транспортування на значні відстані у вигляді рулону з метою розміщення на дзеркалах водних об'єктів, які потребують очищення від розчинних форм радіонуклідів та важких металів, і не руйнується протягом всього необхідного періоду дезактивації. Здатність отримати необхідну кількість біомаси наземних рослин набагато перевищує аналогічну можливість водяних рослин, що в свою чергу дає змогу значно підвищити ефективність дезактивації водойм за рахунок наземних рослин.

Рослинний матеріал як елемент біофільтра – це система, у якій використовуються сорбційні властивості кореневої системи інтактних рослин. Результати аналізу літературних даних щодо перспективних рослин-гіперакумуляторів РН і металів наведені в Додатку Л. [232].

Для подальших досліджень було обрано низку перспективних видів ВНР, а саме: жито посівне (*Secale cereale* L.), ячмінь звичайний (*Hordeum sativum* Jessen.), овес посівний (*Avena sativa* L.), пшениця звичайна (*Triticum aestivum* L.), вівсяниця лучна (*Festuca pratensis* Huds.), тимофіївка лучна (*Phleum pratense* L.), щириця звичайна (*Amaranthus retroflexus* L.), соняшник однорічний (*Helianthus annuus* L.), коноплі посівні (*Cannabis sativa* L.), конюшина лучна (*Trifolium pratense* L.), конюшина повзуча (*Trifolium repens* L.), тонконіг лучний (*Poa pratensis* L.), люцерна посівна (*Medicago sativa* L.), грястиця збірна (*Dactylis glomerata* L.), ріпак озимий (*Brassica napus* L.), кукурудза звичайна (*Zea mays* L.), льон – довгунець (*Linum usitatissimum* L.), просо звичайне (*Panicum miliaceum*), гірчиця біла (*Sinapis alba*).

Пошук перспективного субстрату для розвитку й росту рослин проводили відповідно до таких вимог [131, 230]:

- забезпечення плавучості біоплато;
- нетоксичність щодо рослин та водного середовища;

- максимальна пористість для забезпечення високого рівня механічної міцності субстрату за рахунок зв'язування з кореневою системою рослин;
- здатність забезпечити достатній повітрообмін для проростаючого насіння з метою виключення розвитку патогенної мікрофлори;
- відносно низька ціна;
- можливість утилізації або захоронення чи повторного використання.

З урахуванням перерахованих вимог перспективним вбачалося використання інертних у хімічному відношенні плавучих матеріалів, таких як: перліт, керамзит, гранульований пінопласт, вермикуліт та корок [131].

Для з'ясування найбільш придатного для використання у конструкції біоплато субстрату проводили комбінування різних субстратів та рослин льону, щиріці, вівсяниці та ячменю (рис. 5.1). Видно, що рівень схожості використаного в досліді насіння був доволі високим.

Дно посудини покривали субстратом (завтовшки близько 1–2 см), на поверхні якого розташовували насіння рослин. Результати тестування вибраних субстратів наведені в табл. 5.1.



Рис. 5.1. Вигляд біоплато з використанням різних типів плаваючого субстрату на 10-у добу спостереження

Таблиця 5.1

Результати тестування субстратів та рослин за їх здатністю утворювати біоплато заданих параметрів [131]

№	Варіант біоплато	Результати спостереження
1	Пінопласт + льон	Слабкий ефект зв'язування субстрату кореневою системою, низька плавучість біоплато
2	Пінопласт + ячмінь	Присутній ефект зв'язування субстрату кореневою системою, висока плавучість біоплато
3	Пінопласт + вівсяниця	Присутній ефект зв'язування субстрату кореневою системою, висока плавучість біоплато
4	Пінопласт + щиріця	Присутній ефект зв'язування субстрату кореневою системою, низька плавучість біоплато
5	Вермикуліт+ вівсяниця	Слабкий ефект зв'язування, плавучість біоплато не забезпечено
6	Вермикуліт + щиріця	Відсутнє зв'язування субстрату, плавучість біоплато не забезпечено
7	Коркова пробка + вівсяниця	Слабкий ефект зв'язування субстрату кореневою системою, плавучість біоплато не забезпечено
8	Коркова пробка + льон	Слабкий ефект зв'язування субстрату кореневою системою, плавучість біоплато не забезпечено
9	Керамзит + вівсяниця	Присутній слабкий ефект зв'язування субстрату кореневою системою, низька плавучість біоплато

Аналіз отриманих результатів дав змогу зробити висновок [35], що з випробуваних субстратів найкращим виявився пінопласт, а з рослин – ефективною вівсяниця (у комбінації з пінопластом), яка є представником трав'янистих видів. Тому надалі заплановано використовувати у зазначеній технології саме представників злакових, багато з яких, крім того, є багаторічними, що, без сумніву, повинно підвищити ефективність використання запропонованої конструкції біоплато.

Для отримання необхідної гідрофітної системи, яка би задовольняла низку вимог, а саме: формування біоплато шляхом зв'язування кореневою системою рослин субстрату, плавучість конструкції та максимальна сорбційна здатність рослин біоплато, проводили дослідження комбінування перспективних видів ВНР та субстрату [230].

На першому етапі досліджували варіант розміщення насіння *під шаром субстрату*. Використовували крупнонасінні види рослин, які забезпечували скріплення субстрату біоплато розвиненою кореневою системою, а саме – горох посівний, кукурудзу звичайну та ячмінь звичайний (рис. 5.2).

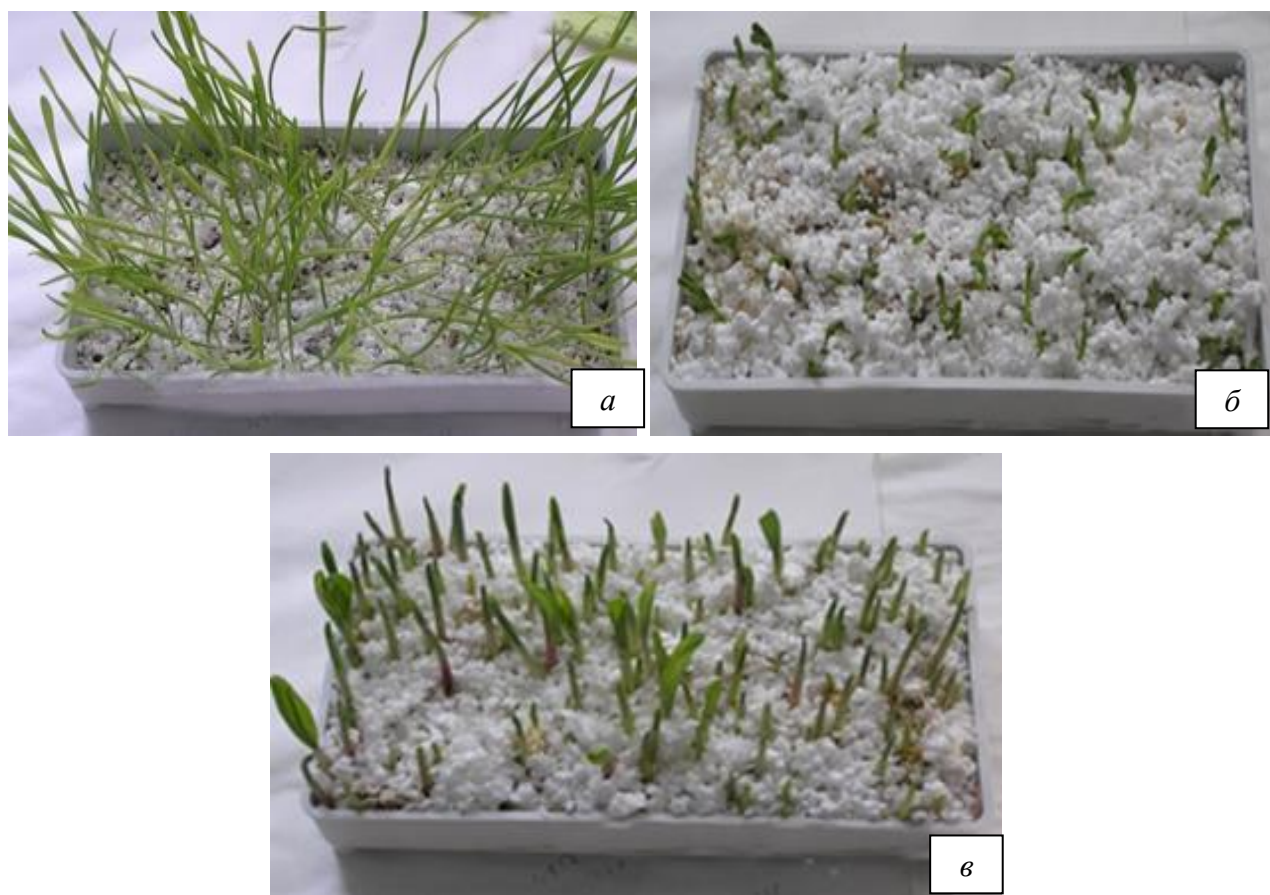


Рис. 5.2. Вигляд біоплато на 7-му добу інкубації з пророслим насінням: *а* – ячмінь, *б* – горох, *в* – кукурудза

Через три доби пророщування насіння гороху майже не проросло, кукурудзи та ячменю – почало проростати. Після семи діб інкубації ячменю звичайного довжина стебла дорівнювала в середньому 10 см; у варіанті біоплато

із проростками кукурудзи звичайної – близько 3–5 см. Горох посівний проріс до 3 см, спостерігалось деяке бактеріальне зараження рослин. При цьому насіння рослин погано зв'язувало субстрат.

Таким чином, конструювання біоплато шляхом пророщування насіння знизу субстрату не задовольняє вимоги гідрофітної споруди: субстрат біоплато кореневою системою рослин не зв'язувався необхідним чином, через що плавучість конструкції не забезпечувалась.

Дослідження варіанта пророщування насіння, *змішаного з субстратом*, проводили з рослинами гороху посівного та кукурудзи звичайної. Як субстрат обрано також пінопласт.

Як видно з рис. 5.3, на сьому добу стеблова частина кукурудзи звичайної досягала близько 3 см, а проростки гороху були інфіковані.

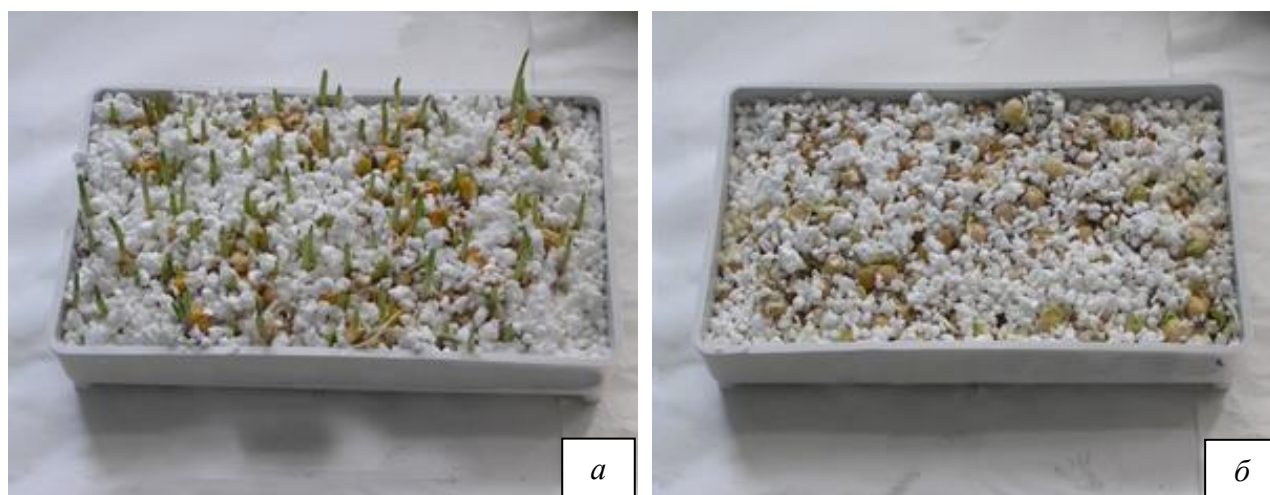


Рис. 5.3. Вигляд біоплато з рослинами кукурудзи (а) та гороху (б) на 7-му добу інкубації

Отже, конструювання біоплато методом перемішування насіння із субстратом також не відповідало вимогам щодо біоплато: субстрат конструкції не достатньо зв'язувався кореневою системою рослин для забезпечення необхідної плавучості біоплато.

Нами досліджено ще один варіант конструювання біоплато – пророщування насіння *поверх субстрату*, що, ймовірно, забезпечить високу

плавучість конструкції за рахунок зростання кореневої системи рослин із пінопластом (рис. 5.4).

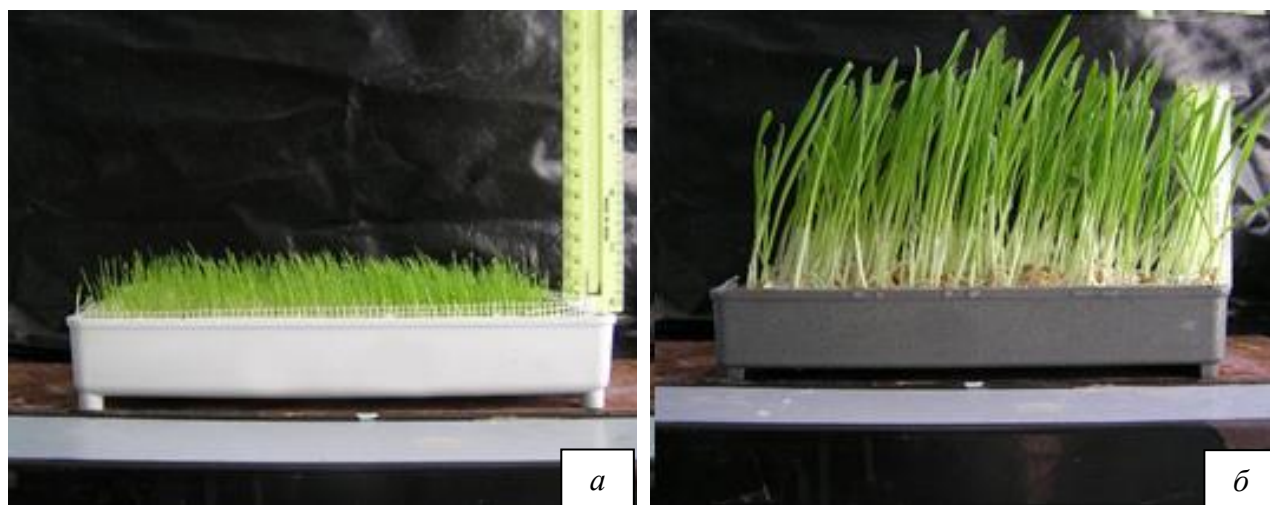


Рис. 5.4. Вигляд біоплато з рослинами тимопіївки (а) та ячменю (б) на 7-му добу інкубації

Результати відповідного досліджу показали (рис. 5.4), що поєднання пінопласту з поверхневим посівом насінням було ефективним з погляду максимального зв'язування субстрату з кореневою системою, що дозволяло також забезпечити високий рівень плавучості біоплато.

Суттєво менший ефект зв'язування субстрату з кореневою системою спостерігали під час використання вермикуліту як субстрату. Варіанти поєднання корку з рослинами також показали слабкий ефект зв'язування субстрату з кореневою системою, в результаті чого плавучість біоплато не забезпечувалась. Поєднання керамзиту з рослинами також показало слабкий ефект зв'язування субстрату і кореневої системи і, як наслідок, спостерігали низьку плавучість біоплато.

Результати тестування рівня схожості насіння досліджуваних видів рослин наведені в табл. 5.2. Видно, що рівень схожості використаного в досліді насіння був доволі високим. Очевидно, що використання насіння рослин певного виду на практиці потребує попереднього визначення схожості насіння, низький рівень якого завжди можна компенсувати збільшенням норми висіву [131, 230].

Таблиця 5.2

Результати тестування насіння різних видів рослин за схожістю

Назва рослини	Результати спостереження, рівень схожості насіння, %
<i>1</i>	<i>2</i>
Коноплі посівні	32
Гірчиця біла	81
Жито посівне	95
Овес посівний	95
Соняшник однорічний	85
Льон – довгунець	86
Просо звичайне	94
Ріпак озимий	11
Кукурудза звичайна	94
Тимофіївка лучна	88
Вівсяниця лучна	87
Ячмінь посівний	89
Щириця звичайна	98
Люцерна посівна	99
Грястиця збірна	86
Конюшина повзуча	98
Конюшина лучна	98
Тонконіг лучний	85

Таким чином, було встановлено, що розміщення насіння для проростання поверх субстрату є найкращим варіантом його пророщування з погляду можливості отримання біоплато з високим рівнем щільності. Дану схему взаємного розташування насіння та субстрату переважно використовували для подальших досліджень.

5.2. Біоплато з використанням сітки та перліту

Під час використання вказаної вище схеми конструювання біоплато виявився суттєвий недолік конструкції – невисока щільність біоплато по краях конструкції. Для досягнення мінімізації «крайового ефекту» (пухкості по краях біоплато) було вирішено застосовувати сітку з дрібним вічком, що, як передбачалося, дозволить досягти необхідного рівня щільності по всій площі біоплато [39]. Для цього під час конструювання біоплато на дно кювети спочатку розміщували сітку, а далі – пінопласт та насіння наземних рослин (рис. 5.4).



Рис. 5.4. Біоплато з використанням сітки

Для забезпечення більш повного контакту проростаючого насіння з субстратом був також використаний спучений перліт, який створював додатковий капілярний ефект, що і забезпечувало більш швидке проростання насіння. Зрештою, компоненти біоплато були розміщені в такій послідовності: сітка – пінопласт – перліт – насіння. Слід зазначити, що потреби у використанні сітки може не бути в разі пророщування насіння на площі із обмеженими сторонами.

Таким чином, сконструйована гідрофітна споруда відрізнялася від попередніх варіантів максимальною щільністю та однорідністю, що забезпечило

плавучість та легкість транспортування біоплато до водойм в наступному етапі наших дослідень. [131].

5.3. Використання біоплато в польових умовах

Оскільки передбачається застосовувати біоплато для очищення забруднених радіонуклідами і токсичними металами поверхневих водних об'єктів, одним із завдань було перевірити можливості транспортування запропонованого типу біоплато для розташування на водному дзеркалі водойм. Насамперед, важливою була мінімізація механічних пошкоджень рослин біоплато під час транспортування. Вирішили орієнтуватись на практику транспортування газонної трави у вигляді рулонів.

Дану роботу проводили з ячменем та кукурудзою. Передбачалося з'ясувати можливість скручування біоплато в рулон задля транспортування гідрофітної споруди типу біоплато до водних об'єктів. На рис. 5.5 показано, як виглядає скручене в рулон біоплато.



Рис. 5.5. Біоплато, підготовлене для транспортування

Вирощування рослин з використанням сітки дало бажаний результат: біоплато було достатньо щільне за рахунок того, що коренева система добре зв'язувала субстрат, що, своєю чергою, дозволяло легко скручувати його в рулон

і транспортувати на необхідну відстань за майже відсутніх механічних пошкоджень рослин [26].



Рис. 5.6. Розташування біоплато на водоймі

Сконструйоване в лабораторних умовах плаваюче рулонне біоплато, розроблене для очищення водних об'єктів, було успішно транспортоване і практично випробуване у відкритій поверхневій водоймі. На рис. 4.6 показано розміщення гідрофітної споруди типу біоплато на одному зі ставків Голосіївського каскаду (м. Київ) [13, 131].

5.4. Дослідження розподілу ^{137}Cs за складовими біоплато

В реальних умовах застосування технології фітореMediaції треба знати характер розподілу радіонуклідів між компонентами біоплато і, зокрема, розподіл між органами рослин, що дозволяє здійснити вибір конкретної технології утилізації компонентів біоплато досліджували розподіл ^{137}Cs за окремими компонентами біоплато і органами рослин шляхом визначення окремо питомої радіоактивності на п'яту добу інкубації біоплато в розчині хлориду ^{137}Cs : коренів та пагонів рослин тимофіївки лучної, перліту та пінопласту шляхом гамма-спектрометрії повітряно-сухих зразків (рис. 5.7–5.8). Вихідна питома активність водного розчину за ^{137}Cs становила 2,0 кБк/л.

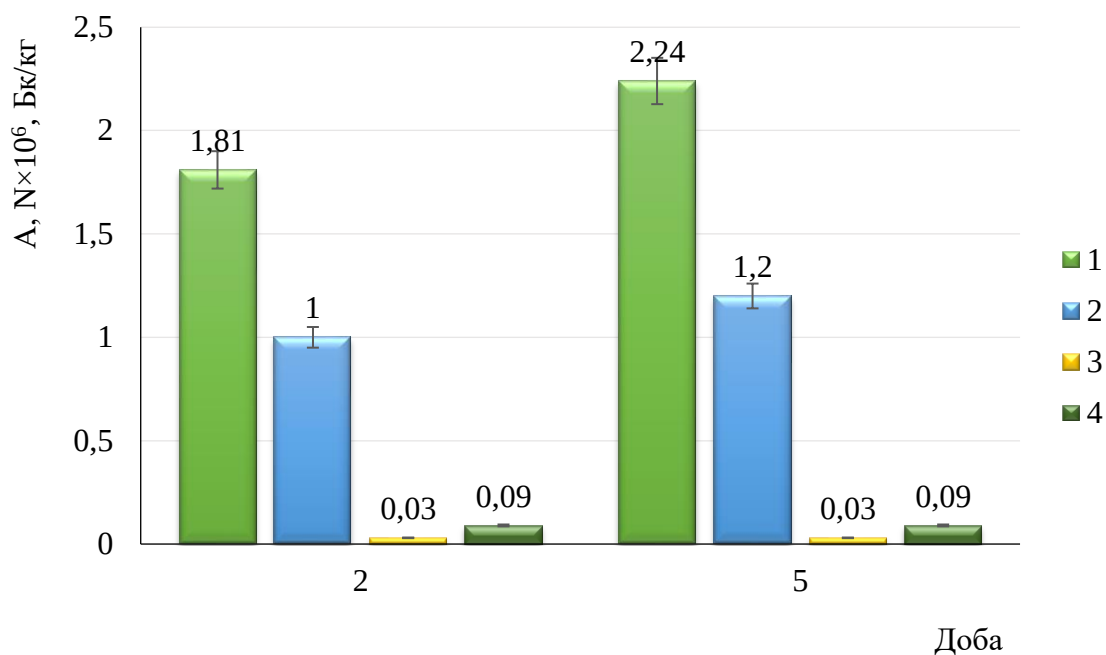


Рис. 5.7. Питома радіоактивність компонентів біоплато з рослинами тимопіївки: 1 – корені; 2 – стебла; 3 – пінопласт; 4 – перліт; $A(^{137}\text{Cs}) = 2,0 \text{ кБк/л}$; $p \leq 0,001$

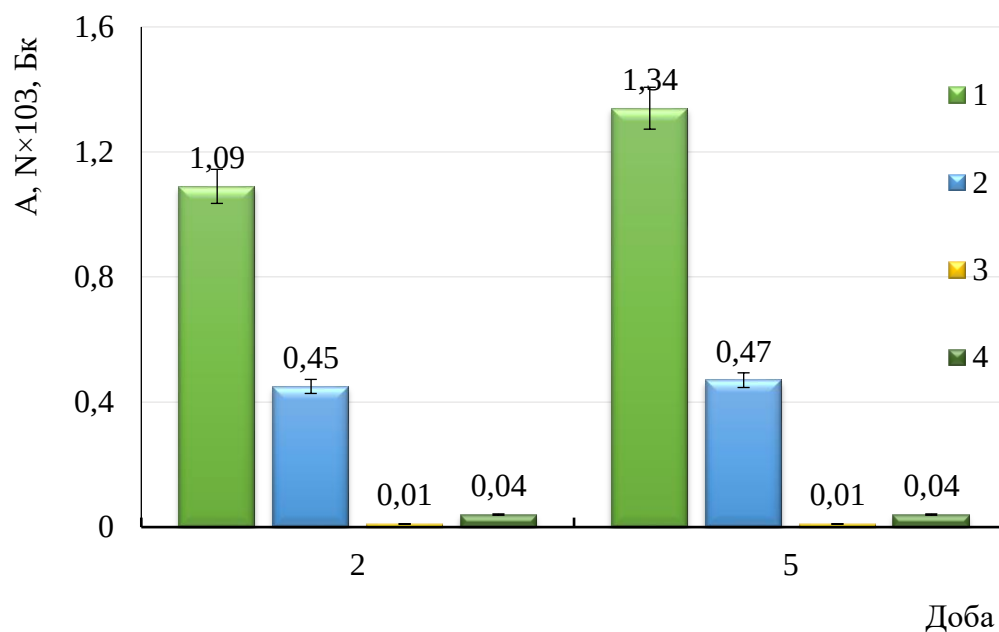


Рис. 5.8. Сумарна радіоактивність компонентів біоплато з рослинами тимопіївки: 1 – корені; 2 – стебла; 3 – пінопласт; 4 – перліт; $A(^{137}\text{Cs}) = 2,0 \text{ кБк/л}$; $p \leq 0,001$

Встановлено, що поглинання ^{137}Cs відбувається переважно рослинним компонентом біоплато. Домінуюча роль у поглинанні радіонуклідів належала

кореневій системі. До моменту завершення експерименту (5 діб) у пагонах рослин тимофіївки виявилося $\sim 25\%$ всієї радіоактивності. Ймовірно, ця частка і надалі збільшувалася би. Перліт і пінополістирол суттєвої ролі в поглинанні ^{137}Cs не відігравали [26, 113].

Тому можна зробити висновок, що очищення водойм від ^{137}Cs переважно відбуватиметься лише наземними рослинами біоплато і, як показали, результати дослідів, наведених вище (див. підрозділ 3.1.2), навіть видова специфіка проявляється лише на перших етапах спостереження, а далі вона нівелюється. Отримані результати розподілу ^{137}Cs між органами рослин підтверджуються також літературними даними [1].

Таблиця 5.3

Питома радіоактивність коренів та стебел рослин тимофіївки залежно від питомої радіоактивності (А) водного розчину за ^{137}Cs

Тривалість процесу очищення, діб	A_0 водного середовища, Бк/л	А стебел, Бк/кг	Коефіцієнт накопичення (K_n) в стеблах	А коренів, Бк/кг	Коефіцієнт накопичення (K_n) в коренях
2	$2,0 \times 10^3$	1×10^6	500	$1,81 \times 10^6$	905
5	$2,0 \times 10^3$	$1,2 \times 10^6$	600	$2,24 \times 10^6$	1120

Слід зазначити, що доволі високі коефіцієнти накопичення ^{137}Cs пагонами і коренями рослин тимофіївки лучної (табл. 5.3) зіставлявані лише з деякими відповідними коефіцієнтами накопичення вищих водяних рослин (табл. 5.4). Ця обставина вказує на перспективність використання вищих наземних рослин для технології фітодезактивації водних об'єктів. Зокрема, вищі наземні рослини суттєво легше культивувати у складі запропонованої конструкції гідрофітної споруди типу біоплато, дають можливість більш широкого скринінгу з метою підбору рослин з високою сорбційною здатністю та полегшують етап транспортування гідрофітної споруди типу біоплато до забрудненого водного об'єкта.

Таблиця 5.4

**Середні значення КН радіонуклідів вищими водяними рослинами водойм
зони відчуження ЧАЕС за 1997–2005 рр. (Гудков та ін., 2008)**

Рослини	Коефіцієнт накопичення
Куга озерна	131
Сальвінія плаваюча	146
Стрілолист стрілолистий	180
Спіродела багатокоренева	207
Жабурник звичайний	209
Рогіз вузьколистий	212
Рдесник блискучий	225
Рогіз широколистий	334
Глечики жовті	366
Кушир занурений	409
Пухирник малий	452
Очерет звичайний	681
Ситник мілководний	1306
Осока	1616

Оцінювання дозового навантаження від поглинутого ^{137}Cs проводили з метою виявлення можливого впливу опромінення на рослини конструкції біоплато. На 5-ту добу інкубації потужність поглиненої дози від внутрішнього опромінювання коренів рослин тимофіївки лучної становила $6,98 \cdot 10^{-8}$ Гр/с, стебел – $3,74 \cdot 10^{-8}$ Гр/с. Прогнозована доза потенційного опромінення рослин тимофіївки лучної за пів року становить 1,6 Гр.

Отже, розрахована доза опромінення досить незначна, щоб брати до уваги радіобіологічний вплив на наземні рослини, який би зміг вплинути на біопродуктивність і, як наслідок, на поглинальну здатність наземних рослин щодо радіоцезію.

5.5. Моделювання динаміки накопичення ^{137}Cs у системі «експериментальна водойма – рослини (фітокомпонент біоплато)»

Для опису процесу очищення і міграції ^{137}Cs в екосистемі «експериментальна водойма – рослини» застосовували метод камерних моделей [218], за допомогою якого весь ланцюг переходу радіонукліда ділять на камери: активність у воді, коренях та пагонах рослин, а взаємодію між камерами задають за допомогою коефіцієнтів (рис. 5.8).

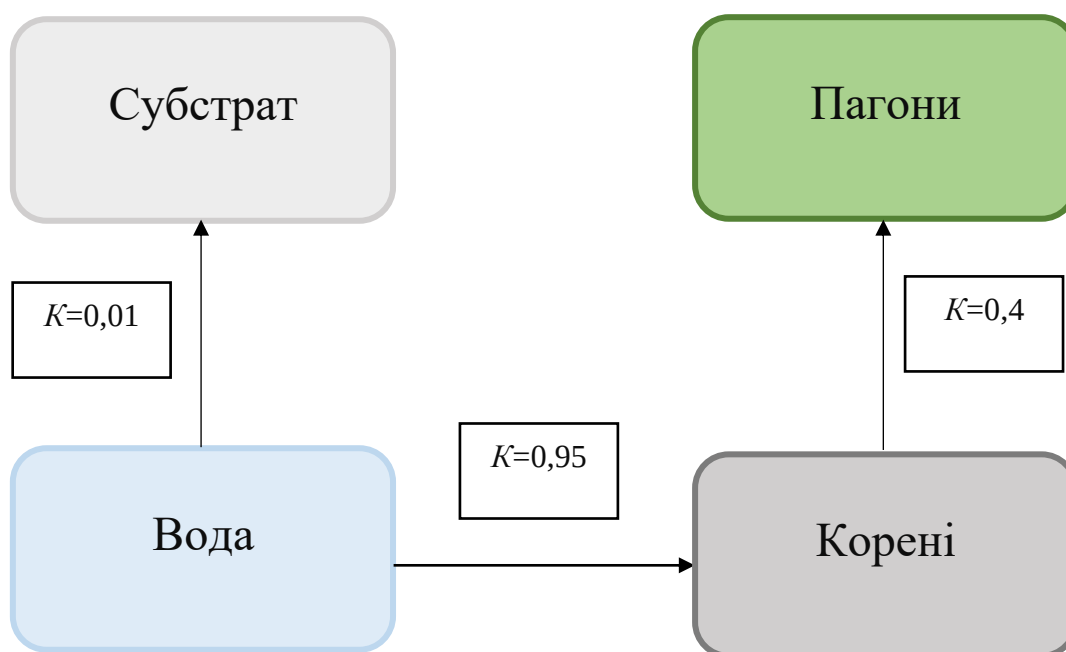


Рис. 5.8. Камерна модель перенесення ^{137}Cs за складовими біоплато

Як видно з рис. 5.8, майже вся активність ^{137}Cs переходить у наземні рослини ($K = 0,95$), надалі, враховуючи отримані результати перерозподілу ^{137}Cs за органами рослин (рис. 4.7–4.8), активність ^{137}Cs надходить у надземну частину рослин. З огляду, що дана модель отримана на п'яту добу інкубації біоплато на розчині із ^{137}Cs , відбуватиметься збільшення активності пагонів та зменшення активності коренів наземних рослин.

За допомогою математичного моделювання динаміки накопичення ^{137}Cs в екосистемі «експериментальна водойма – рослини» зроблено прогноз перерозподілу активності ^{137}Cs за пагонами та коренями рослин.

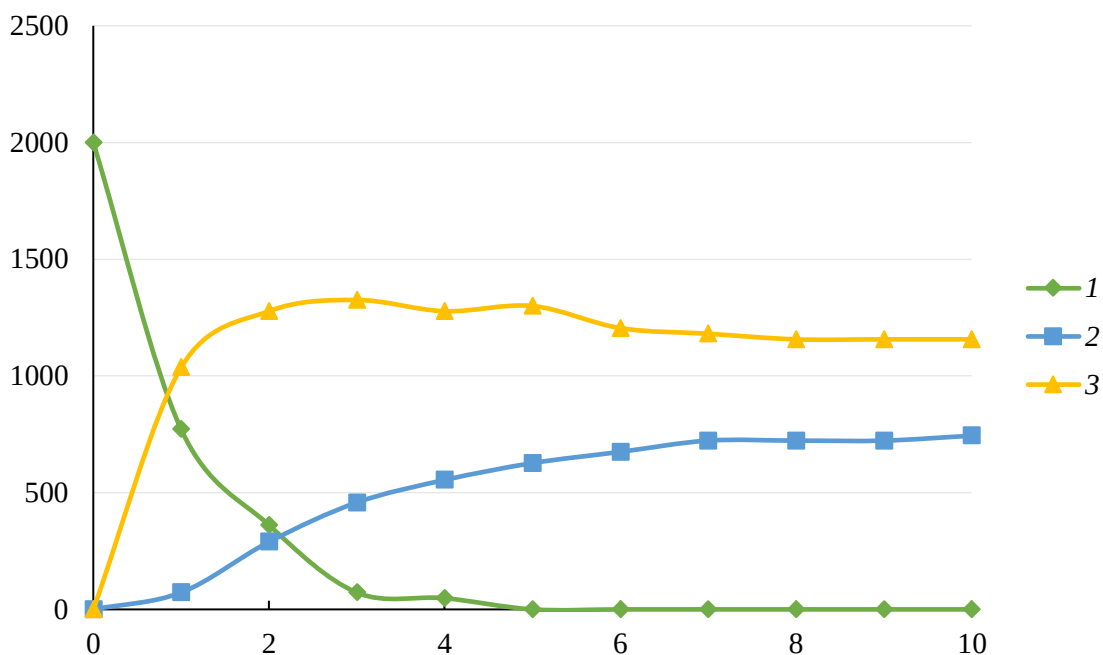


Рис. 5.9. Результати моделювання динаміки накопичення ^{137}Cs в компонентах системи «експериментальна водойма – рослини (біоплато)»: 1 – активність ^{137}Cs у воді; 2 – активність ^{137}Cs у пагонах; 3 – активність ^{137}Cs у коренях; $A_0(^{137}\text{Cs}) = 2,0 \text{ кБк/л}$

Із рис 5.9 видно, що активність ^{137}Cs у водному середовищі стрімко зменшується. Це свідчить про ефективний процес дезактивації водного середовища за рахунок поглинання ^{137}Cs кореневою системою, а далі радіонукліди поступово надходять в надземну частину рослин, що ми і спостерігали в експерименті. Дана модель дає змогу оцінити (прогнозувати) поведінку системи дезактивації водних середовищ у діапазоні концентрацій, не використаних в експерименті, а також передбачити подальшу поведінку біоплато в разі здійснення технології очищення, а саме – визначити, яку частину наземних рослин (або все біоплато) видаляти і на якому етапі процесу дезактивації [13, 26, 126, 231].

Також встановлено [12, 13, 33, 98], що вищі наземні рослини як біотичний компонент біоплато мають низку переваг, одна з головних – це зручність в експлуатації гідрофітної споруди: для очищення водного об'єкта не потрібно облаштовувати додаткову ділянку для розміщення біоплато з ВВР, достатньо

проростити насіння на субстраті та розмістити конструкції на поверхні водного об'єкта, який потрібно очистити [13, 34, 221].

Висновки до розділу 5

Розроблено новий спосіб конструювання плаваючої конструкції біоплато для очищення водойм (показано на прикладі дезактивації води від ^{137}Cs), біотичною складовою якої є наземні рослини.

На основі проведеного пошуку перспективних видів наземних рослин-гіперакумуляторів ^{137}Cs виявлено рослини, які відповідають необхідним вимогам щодо конструкції гідрофітної споруди типу біоплато.

Проведені випробування декількох типів плавучих субстратів показали, що найбільш оптимальним для використання є гранульований пінополістирол. Використання перліту в комбінації з пінопластом створювало додатковий капілярний ефект, завдяки чому насіння проростало швидше. Необхідну щільність біоплато, зокрема ущільнення країв біоплато, було забезпечено за допомогою сітки з дрібним вічком.

Параметри отриманих в експериментах біоплато дають змогу транспортувати їх у вигляді рулону з метою розміщення на поверхні водойм, які потребують очищення від розчинних форм забруднюючих речовин, зокрема, ^{137}Cs .

На підставі дослідження розподілу ^{137}Cs за складовими біоплато встановлено, що поглинання радіонукліда відбувається переважно рослинним компонентом біоплато, при чому домінуючу роль відіграє коренева система наземних рослин. Поглинальна здатність пінопласту та перліту була практично відсутня.

Завдяки моделюванню динаміки накопичення ^{137}Cs в системі «експериментальна водойма – рослини (біоплато)» можна прогнозувати поведінку системи в діапазоні концентрацій, що не були використані в експерименті.

Показано перспективність застосування гідрофітної споруди типу біоплато.

За результатами дослідження розподілу екотоксикантів за органами рослин та враховуючи особливості субстрату гідрофітної споруди типу біоплато запропоновано такі варіанти перероблення чи утилізування відпрацьованого матеріалу:

- повторне використання гідрофітної конструкції шляхом видалення, власне, зеленої маси рослин чи відокремлення пінопласту від біотичної складової для його повторного використання у конструкції гідрофітної споруди типу біоплато;

- рослинний матеріал можна використовувати шляхом компостування, як органічне добриво для удобрення ґрунту, попередньо вилучивши небезпечні метали, а також термохімічною газифікацією або термічною переробкою рослинної біомаси в газоподібне паливо (біогаз) чи за рахунок піролізу, що дає можливість отримати рідкі масла (так зване піропаливо, біопаливо, смоли), кокс і гази. При цьому токсичні метали залишаються в коксі, який використовується, як паливо в промисловості, де передбачено фільтри для поглинання токсичних металів та газів;

- компоненти біоплато можуть бути використані як наповнювачі для будівельних матеріалів промислового призначення;

- утилізування біоплато, яке було застосовано для очищення води, забрудненої ^{137}Cs , шляхом спалювання чи попереднього пресування з подальшим захороненням в геологічних структурах на глибині 300–500 м із дотриманням багатобар'єрного захисту, або з термічним переробленням з фільтрами для поглинання радіонуклідів.

Основні положення цього розділу викладено у публікаціях автора: [12], [13], [26], [32]–[35], [39], [93], [98], [113], [121], [126], [139], [131], [215], [230], [231].

ВИСНОВКИ

У дисертації обґрунтовано та розв'язано актуальне науково-практичне завдання – дослідження поглинальної здатності вищих наземних рослин щодо ^{137}Cs та важких токсичних металів – Zn(II) , Cd(II) , Cr(VI) і створення гідрофітної споруди типу біоплато, яка поєднує в собі екологічність та економічність, високу селективність і сорбційну здатність до екотоксикантів, що дозволяє ефективно використовувати її в технологіях очищення природних та техногенних водних об'єктів.

Висунуто ідею, що зниження негативних наслідків техногенного впливу на екологічний стан водних об'єктів може бути досягнуто шляхом застосування технології фіторемедіації, а саме – використання гідрофітної споруди з вищими наземними рослинами для очищення водних середовищ від радіонуклідів та важких металів.

На підставі результатів дослідження можна зробити такі висновки:

1. За допомогою скринінгових досліджень виявлено сорбційні властивості наземних видів трав'янистих рослин (*Secale cereale* L. (сорт Забава), *Hordeum vulgare* L. (сорт Ластер), *Phleum pratense* L. (сорт Люлинецька 1), *Triticum vulgare* L. (сорт Миронівська 808), *Festuca pratensis* Huds. (сорт Діброва), *Pisum sativum* L. (сорт Ароніс), *Dactylis glomerata* L. (сорт Муравка), *Avena sativa* L. (сорт Саргон) та *Zea mays* L. (сорт Достаток) стосовно іонів ^{137}Cs та металів (Cd(II) , Zn(II) , Cr(VI)) у водному середовищі. Всі перелічені види досліджуваних рослин зберігали здатність до росту у водному середовищі ($V = 2,5$ л) протягом 30 діб. Коефіцієнти накопичення загальної фітомаси становили: ^{137}Cs (1000–1720), Zn(II) (221–310), Cd(II) (94–215) та Cr(VI) (123–245).

2. Вплив конкуруючих іонів на вилучення ^{137}Cs із водного розчину рослинами *Zea mays* L. зростав в ряду $\text{Mg}^{2+} < \text{Ca}^{2+} < \text{Na}^{+} < \text{K}^{+}$. Зі збільшенням діапазону твердості води (3,5–19 мг-екв/л) ступінь очищення середовища від ^{137}Cs практично не змінювався.

3. Сорбційна здатність рослин стосовно ^{137}Cs та металів (Zn(II) , Cd(II)) підвищується за рахунок УФ-С-опромінення та збільшення щільності

виросування рослин. Вплив УФ-С-опромінення (0,25–0,5 кДж/м²) рослин *Zea mays L.* та збільшення щільності вирощування рослин *Secale cereale L.* (6500–25800 шт./м²), *Phleum pratense L.* (183 500–734 600 шт./м²) та *Pisum sativum L.* (1130–6780 шт./м²) збільшувало фітосорбційну здатність на 8–22 %.

4. Визначено діапазон концентрацій Cd(II), Zn(II) та Cr(VI) (1–100 мг/л), у якому ефективно відбувається процес очищення водного середовища досліджуваними рослинами (*Secale cereale L.*, *Phleum pratense L.*, *Avena sativa L.*).

5. Ефективність вилучення металів з водних розчинів залежала від рН середовища. Найменша концентрація токсичних металів у воді була зафіксована при рН 7,5–9. Примусова аерація водного середовища (насос Regent Calm RC-004 потужністю 2,7 Вт) підвищувала показники фітосорбції Cd(II) на 11 % рослинами *Secale cereale L.* Найвищі показники фітосорбції *Secale cereale L.* зафіксовано за концентрації Cd(II) у водному середовищі на рівні 1 мг/л.

6. Запропоновано конструкцію плаваючої гідрофітної споруди на основі гранульованого пінополістиролу з вищими наземними рослинами, застосування яких у споруді, на відміну від вищих водних рослин, полегшує етапи конструювання біоплато, його транспортування на значні відстані з метою розміщення на дзеркалах водних об'єктів, які потребують очищення від розчинних форм радіонуклідів та токсичних металів, і не руйнується протягом всього необхідного періоду дезактивації.

На підставі проведених досліджень можна визначати перспективні напрями вдосконалення технологічних прийомів для поліпшення якості поверхневих вод у разі виникнення аварійних ситуацій, значного антропогенного навантаження на джерела питного водопостачання із застосуванням найбільш екологічно доцільної технології фіторемедіації.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Водні ресурси на рубежі ХХІ ст.: проблеми раціонального використання та відтворення / За ред. проф. М. А. Хвесика. Київ: РВПС України, НАН України, 2005. 564 с.
2. Верниченко Г. А. Вода: хімія і екологія: навч посібник. Северодонецьк: «Цветков», 2018. 658 с.
3. Экологические аспекты современных технологий охраны водной среды / Под ред. В. В. Гончарука. Київ: Наукова думка, 2005. 400 с.
4. Сокол Л. М., Підліснюк В. В. Аналіз водокористування в Україні на відповідність сталим підходам. Екологічна безпека. 2009. № 3. С. 49–55.
5. Екологічні основи управління водними ресурсами: навч. посіб. / А. І. Томільцева та ін.; Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування. Київ, 2017. 200 с.
6. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ : Ніка-Центр, 2011. 264 с.
7. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради «Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики» від 23 жовтня 2000 року // [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/994_962.
8. Шунков В. С. Ефективні та селективні сорбційні матеріали для вилучення з водних середовищ екологічно небезпечних іонів: дис....канд. техн. наук: 21.06.01 / Інституту колоїдної хімії та хімії води ім. А. В. Думанського НАН України. Київ, 2018. 218 с.
9. І. М. Гудков. Радіобіологія: підручник для вищ. навчальних закладів / НУБіП України. Київ, 2016. 485 с.

10. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року від 25.02.2019, № 2594-VIII. Відомості Верховної ради України. 2018. № 44. С. 360.

11. Evangelioua N., Balkanski Y., Cozic A., Moller A. Global and local cancer risks after the Fukushima Nuclear Power Plant accident as seen from Chernobyl: A modeling study for radiocaesium (^{134}Cs & ^{137}Cs). *Environment International*. 2014. Vol. 64. P. 17–27.

12. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Маджд С. М. Біологічне очищення водних об'єктів від Cs-137. *Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія*. 2019. Т. 75, № 1. С. 68–73.

13. Міхєєв О. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Кулинич Я. І. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод: монографія. Київ: Центр учбової літератури, 2018. 171 с.

14. Соботович Э. В., Бондаренко Г. Н., Кононенко Л. В., Долин В. В., Садолько И. В. Геохимия техногенных радионуклидов. Київ: Наукова думка, 2002. 333 с.

15. Василенко И. Я., Василенко О. И. «Радиоактивный цезий». *Энергия: экономика, техника, экология*. 2001. № 7. С. 16–22.

16. Беляев И. К., Жорова Е. С., Калистратова В. С., Нисимов П. Г., Парфенова И. М., Тищенко Г. С. Радиоактивный цезий. Сообщение 1. Метаболизм и биологическое действие. *Медицинская радиология и радиационная безопасность*. 2012. Т. 57, № 4. С. 62–70.

17. Галыш В. В. Сорбционное извлечение ионов цезия из водных растворов. *Поверхность*. 2015. Т. 22, Вып. 7. С. 94–110.

18. Кузьменко М. І. Радіонуклідна аномалія. Київ: Видавничий дім «Академперіодика», 2013. 394 с.

19. Василенков С. В. Предотвращение вторичного загрязнения воды радионуклидом цезия в водоемах. *Гидравлика, гидрология, водные ресурсы*. 2011. № 1. С. 68–72.

20. Ewing R. C. Nuclear fuel cycle: environmental impact. *MRS Bull.* 2008. Vol. 33. P. 338–340.
21. Демчук В. В., Мартинюк О. В., Федоренко О. В., Троян Л. В. Джерела радіаційного забруднення довкілля, дози опромінення та їх біологічні наслідки. *Довкілля та здоров'я.* 2010. № 2. С. 50–57.
22. MacKenzie A. B. Environmental radioactivity: experience from the 20th century – trends and issues for the 21st century. *Science of The Total Environment.* 2000. Vol. 249, No. 1–3. P. 313–329.
23. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Очищення водних об'єктів від Cs-137 за допомогою гідрофітної споруди типу біоплато. *Чиста вода і ремедіаційні технології. Наголос на Чорнобильській катастрофі та інших антропогенних забрудненнях: матеріали семінару з міжнародною участю (23 квітня, 2019).* Київ, 2019. С. 7.
24. Носовский А. В., Васильченко В. Н., Ключников А. А., Пристер Б. С. Авария на Чернобыльской АЭС: Опыт преодоления. Извлеченные уроки. Київ: Техніка, 2006. 264 с.
25. Дашкевич Т. В., Герменчук М. Г. Научно-методические обоснования оценки радиоактивного загрязнения окружающей среды. *Экологический вестник.* 2012. № 1. С. 32–38.
26. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Дезактивація водних об'єктів від ^{137}Cs за допомогою біоплато. *Ядерна фізика та енергетика.* 2019. Т. 20, № 3. С. 304–310.
27. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Національна доповідь України. Київ: КІМ, 2011. 380 с.
28. Войцехович О. В. Управление качеством поверхностных вод в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Київ: Віпол, 2001. 136 с.
29. Коваленко Г. Д., Волошин В. С. Основы радиационной экологии. Маріуполь.: Рената, 2009. 298 с.
30. Nordberg G. F. Cadmium and health in the 21st century-historical remarks and trends for the future. *Biometals.* 2004. Vol.17, N 5. P. 485–489.

31. Нигматуллина А. А., Фазлыева Г. И. Тяжелые металлы как фактор загрязнения окружающей среды. *Экология и природопользование: прикладные аспекты*: материалы VIII Международной научно-практической конференции. Уфа: Аэтерна, 2018. С. 246–250.

32. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Біоплато для очищення водних об'єктів від важких металів. *Доповіді Нац. Академії наук України*. 2019. № 9. С. 77–81.

33. Lapan O. V., Mikheev O. M., Madzhd S. M. Development of a new method of rhizofiltration purification of water objects of Zn(II) and Cd(II). *Journal of water chemistry and technology*. 2019. Vol. 41, No. 1. P. 52–56.

34. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Вплив іонів кадмію (II) на ростові характеристики рослинного компоненту біоплато. *Фізіологія рослин і генетика*. 2019. Т. 51, № 4. С. 338–346.

35. Lapan O. V., Mikhyeyev O. M., Madzhd S. M., Dmytrukha T. I., Cherniak L. M., Petrusenko V. P. Water Purification from Ions of Cadmium (II) Using a Bio-Plateau. *Journal of Ecological Engineering*. 2019. Vol. 20. Iss. 11. P. 29–34.

36. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив вихідної концентрації іонів Cd(II) на сорбційні властивості біоплато. *Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення*: матеріали XV Міжнародної науково-практичної конференції (м. Миколаїв – с. Коблево, 6–9 червня 2019). Миколаїв, 2019. С. 58.

37. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив рН середовища на ефективність поглинання іонів кадмію (II) біоплато. *Біотехнологія XXI століття*: матеріали XIII Всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених присвяченої 185-річчю від дня народження Дмитра Івановича Менделєєва, (19 квітня 2019). Київ, 2019. С. 121.

38. Илларионова Е. А., Сыроватский И. П. Химико-токсикологический анализ тяжелых металлов: учебное пособие ГФБОУ ВО ИГМУ Минздрава России, кафедра фармацевтической и токсикологической химии. Иркутск: ИГМУ, 2016. 58 с.

39. Mikheev A. N., Lapan O. V., Madzhd S. M. Development of a new method of garment filtering purification of water objects of chrome (VI). *Journal of water chemistry and technology*. 2018. Vol. 40, No. 3. P. 157–159.
40. Pan J., Plant J. A., Voulvoulis N., Oates C. J., Ihlenfeld C. Cadmium levels in Europe: implications for human health. *Environ. Geochem. Health*. 2010. V. 32. P. 1–12.
41. Гомеля М. Д., Шаблій Т. О., Копілевич В. А., Галімова В. М., Лаврик Р. В., Суровцев І. В. Екологічна безпека водних екосистем і моніторинг якості води: навч. посібник / за заг. ред. М. Д. Гомеля, 2013. 143 с.
42. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. Київ : Держспоживстандарт України, 2007. 36 с.
43. Иванищев В.В., Минайчев В.В., Кузнецов Д.А. Проектная деятельность в школе по биологии растений: монография. Саарбрюккен: LAP LAMBERT Academic Publishing, 2016. 111 с.
44. Disante K. B., Fuentes D., Cortina J. Response to drought of Zn stressed *Quercus suber* L. seedlings. *Env. Exp. Bot*. 2010. Vol. 70. P. 96–103.
45. Peck A. W., McDonald G. K. Adequate zinc nutrition alleviates the adverse effects of heat stress in bread wheat. *Plant Soil*. 2010. Vol. 337. P. 355–374.
46. Tsonev T., Lidon F.J.C. Zinc in plants – An overview. *Emir. J. Food Agric*. 2012. Vol. 24(4). P. 322–333.
47. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році / Міністерство екології та природних ресурсів України. Київ, 2017.
48. Яцик А. В., Волкова Л. А., Яцик В. А., Пашенюк І. А. Водні ресурси: використання, охорона, відтворення, управління: підручник для студентів вищих навч. закладів. Київ: Талком, 2014. 406 с.
49. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року від 25.02.2019, № 2594-VIII. Відомості Верховної ради України. 2018. № 44. С. 360.

50. Моисеев А. А. Цезий-137. Окружающая среда. Человек. Москва: Атомиздат, 1985. 120 с.
51. Ягодин Б.А. Тяжелые металлы и здоровье человека. *Химия в сельском хозяйстве*. 1995. № 4. С. 18–20.
52. Оспанова Ж.Х., Хантурин М.Р. Фиторемедиация нефтезагрязненной сточной воды. *Вестник ОГУ*. 2010. № 2. С. 74–77.
53. Борисова, С. Д. Доочистка сточных вод химического предприятия от неорганических веществ с использованием элодеи и роголистника: дис. ...канд. техн. наук: 03.02.08 / Казанский государственный технологический университет. Казань, 2011. 155 с.
54. Хоан Куок Чан, Мельник И. В., Карапун М. Ю. Динамика концентраций меди (Cu^{2+}) и хрома (Cr^{6+}) в воде в присутствии макрофитов. *Вестник АГТУ. Серия: Рыбное хозяйство*. Астрахань, 2011. № 2. С. 63–68.
55. Соломонова, Е. А., Остроумов С. А. Оценка допустимых нагрузок загрязняющих веществ на макрофиты в водной среде с использованием метода рекуррентных добавок. *Водное хозяйство России*. 2014. № 2. С. 88–101.
56. Калинина, Е. В. Снижение содержания биогенных элементов в процессе биологической очистки городских сточных вод высшими водными растениями: дисс.... канд. техн. наук: 03.00.19 / Пермский государственный технический университет. Пермь, 2007. 176 с.
57. Ульрих Д. В. Биоинженерные сооружения для очистки загрязненных поверхностных стоков. *Инженерный вестник Дона*. 2017. Vol. 45, No. 2. Р. 148–159.
58. Заболотских В. В., Васильев А. В., Кутмина С. В. Проблема загрязнения Саратовского водохранилища через регулируемую ёмкость «Копань» и возможные решения: материалы международной конференции «Экологические проблемы бассейнов крупных рек». 2018. С. 92–94.
59. Яковлев С. В., Воронов Ю. В. Водоотведение и очистка сточных вод. Москва: АСВ, 2002. 704 с.

60. Weile Y., Andrew A. Herzing, Christopher J. Kiely, Wei-xian Zhang Nanoscale zero-valent iron (nZVI): Aspects of the core-shell structure and reactions with inorganic species in water. *Journal of Contaminant Hydrology*. 2010. Vol. 18. P. 96–104.
61. Пшинко Г. М., Гончарук В. В. Наукові засади прогнозування поведінки радіонуклідів у довкіллі та при дезактивації водних середовищ: монографія. Київ: Наукова думка, 2019. 407 с.
62. Anaya N., Ramachandra T.V., Kanamadi R.D. Biosorption of Heavy Metals. *Res. J. Chem. Environ*. 2003. Vol. 7, No. 4. P. 71–9.
63. Большанина С. Б., Гурець Г. М., Балабуха Д. С., Міляєва Д. В. Очищення стічних вод гальванічних виробництв сорбційними методами. *Екологічна безпека*. 2014. Вип. 1. С. 114–118.
64. Сорокина И. Д., Дресвянников А. Ф. Технология получения железо-алюминиевого коагулянта для очистки воды. *Водоочистка*. 2010. № 6. С. 23–24.
65. Ісаєнко В. М., Маджд С. М., Панченко А. О., Бондар А. М. Водоохоронні заходи для підвищення екологічної безпеки виробничих стічних вод промислових підприємств. *Наукоємні технології*. 2018. №4. С. 437–442.
66. Vukcevic M., Pejic B., Kalijadis A., PajicLijakovic I., Kostic M., Lausevic Z., Lausevic M. Carbon materials from waste short hemp fibers as a sorbent for heavy metal ions – Mathematical modeling of sorbent structure and ions transport. *Chemical Engineering Journal*. 2014. V. 235, № 1. P. 284–292.
67. Khaydarov R. A., Khaydarov R. R., Gapurova O. Water purification from metal ions using carbon nanoparticle-conjugated polymer nanocomposites. *Water Research*. 2010. Vol. 44, No. 6. P. 1927–1933.
68. Филатова Е. Г. Обзор технологий очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов, основанных на физико-химических процессах. *Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология*. 2015. Т. 13, №. 2. С. 97–109.
69. Лукашевич О. Д., Усова Н. Т. Сорбент из железистого шлама для очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов. *Вестник Томского*

государственного архитектурно-строительного университета. 2018. №1. С. 148–159.

70. Дьячкова Т. Ю., Климов Е. С., Давыдова О. А., Бузаева М. В., Макарова И. А., Кривошеева Я. С., Судьин Ю. И., Подольская З. В. Модифицирование природного цеолита углеродными нанотрубками для улучшения сорбционных свойств. *Вестник ЮУрГУ. Серия «Химия»*. 2018. Т. 10, № 3. С. 5–15.

71. Медяник Н. Л., Тусупбаев Н. К., Варламова И. А., Гиревая Х. Я., Калугина Н. Л. Удаление тяжелых металлов из растворов методом ионной флотации. *Вестник Магнитогорского государственного технического университета им. Г. И. Носова*. 2016. Т. 14, № 1. С. 18–26.

72. Лин М. М., Фарносова Е. Н., Каграманов Г. Г. Очистка сточных вод от тяжелых металлов методами нанофильтрации и ионного обмена. *Химическая промышленность сегодня*. 2017. №. 8. С. 30–35.

73. Степанов С. В., Панфилова О. Н., Абдугаффарова К. К. Доочистка сточных вод от ионов тяжелых металлов новым сорбентом на основе модифицированных глин. *Водоснабжение и санитарная техника*. 2018. №. 1. С. 46–50.

74. Маунг Л. М., Шитова В. О., Каграманов Г. Г. Очистка сточных вод от тяжелых металлов методом ионного обмена. *Успехи в химии и химической технологии*. 2016. Т. 30, №. 2. С. 109–110.

75. Орлов Д. В., Степанова С. В. Альтернативный флокулянт из отходов злаковых культур для очистки сточных вод от ионов железа: сборник научных трудов IX Молодежной экологической конференции «Северная Пальмира» (22–23 ноября 2018 г.). Санкт-Петербург: НИЦЭБ РАН, 2018. 277 с.

76. Шестаков К. В., Лазарев С. И., Хорохорина И. В., Лазарев Д. С. Возможности применения мембранных методов в процессе очистки промышленных сточных вод производства печатных плат. *Вестник Тамбовского университета. Серия: Естественные и технические науки*. 2016. Т. 21, №. 1. С. 290–296.

77. Саванина Я. В., Барский Е. Л., Лобакова Е. С. Методология очистки сточных вод с использованием смешанно-раздельных культур микроорганизмов. *ИТНОУ: информационные технологии в науке, образовании и управлении*. 2018. №. 4 (8). С. 57–62.

78. Черникова М. Н., Зубарева Г. И. Технологические схемы глубокой очистки сточных вод гальванического производства от ионов тяжелых металлов с применением флотации. *Экология и промышленность России*. 2015. №. 5. С. 24–25.

79. Яцик Б. П. Вилучення урану (VI) та важких металів з водних середовищ сорбційними та баромембранними методами: дис... канд. хім. наук: 21.06.01 / Яцик Богдан Петрович. Київ, 2017. 162 с.

80. Пшинко Г. Н., Пузырная Л. Н. Шунков В. С., Косоруков А. А., Демченко В.Я. Извлечение радиоцезия из водных сред слоистым двойным гидроксидом цинка и алюминия, интеркалированным гексацианоферратом меди (II). *Радиохимия*. 2018. Т.60, № 4. С. 340–343.

81. Шунков В. С., Пузырная Л. Н., Пшинко Г. Н. Косоруков А. А., Демченко В. Я. Извлечение Co(II), Ni(II) и Cd(II) из водных растворов магнитными сорбентами. *Химия и технология воды*. 2018. Т.40, № 5. С. 523–532.

82. Исхакова И. О., Ткачева В. Э. Инновационные методы очистки сточных вод современного гальванического производства. *Вестник Казанского технологического университета*. 2016. Т. 19, №. 10. С. 143–146.

83. Пшинко Г. М. Наукові засади прогнозування поведінки радіонуклідів в довкіллі та дезактивації об'єктів природного середовища: дис... докт. хім. наук: 21.06.01 / Пшинко Галина Миколаївна. Київ, 2010. 312 с.

84. Volkova Y. N., Belyayev V. V., Gudkov D. I., Prishlyak S. P., Parkhomenko A. A. ^{137}Cs in higher aquatic plants and fish of water bodies of Ukraine. *Hydrobiological Journal*. 2019. Vol. 55, No. 3. P. 86–94.

85. Volkova O. M., Belyaev V. V., Pryshlyak S. P., Parkhomenko O. O. Dying out of the helophytes as the factor of migration of ^{137}Cs in water bodies. *Nuclear Physics and Atomic Energy*. 2018. Vol. 19, No. 1. P. 56–62.

86. Volkova Ye. N., Beliayev V. V., Pryshliak S. P. Several aspects of forming of the absorbed dose of emerged aquatic plants. *Hydrobiological Journal*. 2017. Vol. 53, No. 6. P. 68–76.
87. Стольберг Ф. В. Экология города: учебник. Київ: Либра, 2000. 464 с.
88. Mixyeyev O. M., Udod V. M., Madzhd S. M., Lapan O. V., Kulynych Ya. I. Increasing of natural subsystems bufferness to minimize anthropogenic pressure on hydrological ecosystems. *East European Scientific Journal*. 2016. Vol. 1, No. 9 (13) part 1. P. 10–14.
89. Тимофеева С. С., Ульрих Д. В. Инновационные фитотехнологии реабилитации загрязненных горными предприятиями территорий на Южном Урале. 2018. 192 с.
90. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Маджд С. М. Використання гідрофітної системи типу біоплато для відновлення якості забруднених важкими металами та радіонуклідами вод. *Радіаційно і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення: матеріали XIV Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Миколаїв – м. Очаків, 2–6 червня 2018)*. Миколаїв, 2018. С. 54–55.
91. Sharma S., Singh B., Manchanda V. K. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. *Environmental Science and Pollution Research*. 2015. Vol. 22. P. 946–962.
92. Строганов С. Н. Биологическая очистка сточных вод. Москва: Л. ОНТИ-Госстройиздат, 1934. 162 с.
93. Mikheev A. N., Lapan O. V., Madzhd S. M. Experimental foundations of a new method for rhizofiltration treatment of aqueous ecosystems from ^{137}Cs . *Journal of water chemistry and technology*. 2017. Vol. 39, No. 4. P. 245–249.
94. Маджд С. М. Досвід експлуатації гідрофітних споруд в Україні та світі. *Наукоємні технології*. 2016. № 2. С. 228–231.
95. Окснюк О. П., Стольберг Ф. В. Управление качеством воды в каналах. Київ: Наук. думка, 1988. 230 с.

96. Mikhieiev O. M., Lapan O. V., Ovsiannikova L. H. Water bodies treatment from radionuclides and chemical pollution. *Shevchenkivska vesna: bioscience advances: materials XV International conference of students and young scintists* (Kyiv, 18–21 April 2017). Kyiv, 2017. P. 12–13.
97. Ладиженский В. А. Фітотехнології – ефективний і економічний метод очищення стічних вод, відновлення і підтримки якості природних вод. URL: <http://www.eo.net.ua>.
98. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Фіторемедіаційний метод очищення водних об'єктів від важких металів та радіонуклідів. *Доповіді Нац. Академії наук України*. 2019. № 4. С. 81–85.
99. Boog, J., Kalbacher, T., Nivala, J., Forquet, N., van Afferden, M., Müller, R.A. Modeling the relationship of aeration, oxygen transfer and treatment performance in aerated horizontal flow treatment wetlands. *Water Research*. 2019. Vol. 157, No. 15. P. 321–334.
100. Nivala J., Zehnsdorf A., van Afferden M., Muller R. A. Green infrastructure for increased resource efficiency in urban water management. *Future City*. 2018. Vol. 10. P. 133–143.
101. Cao A., Cappai G., Carucci A., Muntoni A. Selection of plants for zinc and lead phytoremediation. *Journal of Environmental Science and Health*. 2004. Vol. 39, № 4. P. 1011–1024.
102. Gaur N., Flora G., Yadav M., Tiwari A. A review with recent advancements on bioremediation-based abolition of heavy metals. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 2014. Vol. 16. P.180–193.
103. Xie W. Y., Huang Q., Li G., Rensing C., Zhu Y. G. Cadmium accumulation in the rootless macrophyte *Wolffia globosa* and its potential for phytoremediation. *Int. J. Phytoremediation*. 2013. Vol. 15. P. 385–397.
104. Романенко В. Д., Крот Ю. Г., Киризій Т. Я., Коваль І. М., Кіпніс Л. С., Потрохов О. С., Зінковський О. Г., Леконцева Т. І. Природні і штучні біоплато. Фундаментальні та практичні аспекти. К.: Наук. думка, 2012. 110 с.

105. Маджд С. М., Панченко А. О., Бондар А. М. Роль вищих водних рослин у деструкції забруднювачів в біоінженерних гідрофітних спорудах. *Наукоємні технології*. 2017. №1. С. 89–93.
106. Локшин Э. И., Михалева Т. А. Применение биоинженерных сооружений для защиты водных объектов от загрязнения. Всероссийский конгресс работников водного хозяйства: тез. докл. М., 2003. 308 с.
107. Heike Hoffmann, Christoph Platzer, Martina Winker, Elisabeth von Muench Technology review of constructed wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH Eschborn, 2011. P. 36.
108. Kayombo S., Mbwette T. S. A., Katima J. H. Y., Ladegaard N., Jorgensen S. E.. Waste Stabilization Ponds and Constructed Wetlands - Design Manual. UNEP-IETC/Danida, Dar es Salaam, TZ/Copenhagen, Denmark, 2004. P. 54.
109. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив примусової аерації на фітосорбцію іонів Cd(II) з водного розчину. *Біотехнологія: завершення та надії*: матеріали VIII Міжнародної науково-практичної онлайн конференції студентів, аспірантів та молодих вчених (15 листопада 2019 року). Київ: НУБІП, 2019. С. 91–92.
110. Нефедьева У. Э., Сиволобова Н. О., Кравцов М. В., Шайхiev И. Г. Доочистка сточных вод с помощью фиторемедиации. *Вестник технологического университета*. 2017. Т. 20, № 10. С. 145–148.
111. . Wu H., Zhang J., Ngo H. H., Guo W., Hu Z., Liang S., Fan J., Liu H. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. *Bioresour. Technol.* 2015. Vol. 175. P. 594–601.
112. Семенова, О. І., Шпякіна А. І. Використання біоплато для очистки стічних вод харчової промисловості. *Інноваційні технології та інтенсифікація розвитку національного виробництва*: матеріали II Міжнародної науково-практичної інтернет-конференції, м. Тернопіль, 20–21 жовтня 2015 р. С. 114–116.
113. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Біоплато для очищення водних об'єктів від радіонуклідів. *7-й з'їзд Радіобіологічного товариства України*: тези доповідей (1–4 жовтня 2019). Київ, 2019. С. 94.

114. Ульрих Д. В., Тимофеева С. С. Фитофильтры для очистки сточных вод. *Вестник Казанского технологического университета*. 2016. Т. 19. С. 162–166.
115. Ульрих Д.В., Брюхов М.Н. Возможности использования фиторемедиационных сооружений в очистке сточных вод. Наука ЮуРГУ: материалы 66-й научной конференции. С. 1050–1054.
116. Evdokimova G. A., Ivanova L. P., Mozgova N. P., Myazin V. A., Fokina N. V. Floating bioplato for purification of waste quarry waters from mineral nitrogen compounds in the Arctic. *Journal of Environmental Science and Health*. 2016. Part A. 51. P. 1–6.
117. Vymazal J. Constructed Wetlands for wastewater treatment. *Water*. 2010. P. 530–549.
118. Щеголькова Н. М., Рыбка К. Ю., Диас В., Криксунов Е. А. Природный механизм с техническими элементами. Применение фито-сооружений для очистки сточных вод в различных климатических зонах. *Вода Magazine*. 2014. № 12 (88). С. 12–18.
119. Garcia J., Rousseau D. P. L., Morat J., Lesage E., Matamoros V., Bayona J. M. Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review [Text]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2010. Vol. 40, No. 7. P. 561–661.
120. Будьоний О. П., Шкура О. В. Біоплато – це природний фільтр та високопродуктивна екосистема. *Сучасні технології у промисловому виробництві: матеріали науково-технічної конференції викладачів, співробітників, аспірантів і студентів фак-ту технічних систем та енергоефективних технологій*, м. Суми, 23-26 квітня 2013 р.: у 2-х ч. / Ред.кол.: О. Г. Гусак, В. Г. Євтухов. Суми: СумДУ, 2013. Ч. 2. С. 177–178.
121. Василюк Т. П. Дослідження процесів очищення стічних на біофільтрах з водними рослинами роду Ейхорнія. *Меліорація і водне господарство*. 2008. Т. 96. С. 234–244.

122. Филипчук В. Л., Бондар О. І., Курилюк М. С., Анієфіок Айайа, Кривошей П. П., Курилюк О. М., Почтар О. В. Очищення води у фільтраційно-регенераційних біоплато. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Технічні науки*. 2016. Вип. 2. С. 193–204.
123. Романенко В. Д., Крот Ю. Г. Биотехнологическое направление исследований в Институте гидробиологии НАН Украины. *Гидробиологический журнал*. 2015. Т. 51, № 2. С. 23–33.
124. Ладыженский В. Н., Саратов И. Е. Защита водных объектов от загрязнения поверхностным стоком с территории полигонов ТБО. *I Конференция с международным участием «Сотрудничество для решения проблемы отходов»*, 6 февраля 2004, г. Харьков, Украина. С. 6–7.
125. Удод В. М., Діренко Г. О. Вирішення проблем екологічної безпеки навколишнього середовища при очистці поверхневого стоку з урбанізованих територій. *Екологічна безпека та природокористування: зб. наук. пр.* Київ, 2008. Вип. 1. С. 86–97.
126. Лапань О. В., Кудрявцева Д. О. Досвід використання гідрофітних споруд в Україні. *Сучасна гідроекологія. Місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем: матеріали V Науково-практичної конференції для молодих вчених (14–15 листопада 2018)*. Київ, 2018. С. 31–32.
127. Кравець В. В., Остапенко Н. В. Використання біологічних ставків з вищими водяними рослинами в практиці очищення стічних вод. *Інформаційний бюлетень Держбуду*. Київ, 2002. № 4. С. 38.
128. Завацький С. В., Котельчук Л. С., Котельчук А. Л. Біоінженерні споруди для очищення стічних вод малої продуктивності. *Чернігівський науковий часопис Чернігівського державного інституту економіки і управління. Сер. 2: Техніка і природа*. 2012. Вип. 1. С. 57–63.
129. Станкевич В. В., Тарабарова С. Б., Береза А. Ю. Використання біоплато для доочищення стічних вод від малих населених пунктів. *Гігієна населених місць*. 2015. №. 65. С. 108–113.
130. Kumar S, Dutta V. Constructed wetland microcosms as sustainable

technology for domestic wastewater treatment: an overview. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2019 Apr; Vol. 26(12). P. 11662–11673.

131. Mixyeyev O. M., Madzhd S. M., Lapan O. V. New method of floating bioplato construction for phytodesactivation of water bodies of civil aviation enterprises. *East European Scientific Journal*. 2016. Vol. 3, No. 5(9). P. 135–142.

132. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Очистка водних об'єктів від важких металів за допомогою гідрофітної споруди типу біоплато. *Біотехнологія XXI століття: матеріали XII Всеукр. наук.-практ. конф., присвяч. 100-річчю з дня народження Артура Корнберга (20 квітня 2018)*. Київ, 2018. С. 114.

133. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Маджд С. М. Новий метод конструювання біоплато для цілей ризофільтрації. *Вода: проблеми та шляхи вирішення: матер. Всеукр. наук.-практ. конф. (6–8 липня 2016)*. Житомир, ЖДУ ім. І. Франка, 2016. С. 154–158.

134. Baker A. J. M. Accumulators and Excluders-Strategies in Response of Plants to Heavy Metals. *J. Plant Nutr.* 1981. Vol. 3. P. 643–654.

135. Ильин В. Б. Биогеохимия и агрохимия микроэлементов в южной части Западной Сибири. Новосибирск. Наука. 1973. 389 с.

136. Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва-растения. Новосибирск: Наука Сиб отд-ние, 1991. 151 с.

137. Безсонова В. П. Вплив важких металів на пігментну систему листка. *Український ботанічний журнал*. 1992. Т. 49. С. 63–66.

138. Baker D. E., Chesnin L. Chemical monitoring of soil for environmental quality animal and health. *Advances in Agronomy*. 1975. Vol. 27. P. 306–366.

139. Cottenie A., Dhaese A., Camerlynck R. Plant quality response to the uptake of polluting elements. *Qual. Plantarum*. 1976. Vol. 26, No. 3. P. 293–319.

140. Lux A., Martinka M., Vaculík M., White P. J. Root responses to cadmium in the rhizosphere: a review. *J. Exp. Bot.* 2011. Vol. 62, No. 1. P. 21–37.

141. Kudo H., Kudo K., Ambo H. et al. Cadmium sorption to plasma membrane isolated from barley roots is impeded by copper association onto membranes. *Plant Sci*. 2011. Vol. 180. P. 300–3005.

142. Ishimaru Y., Takahashi R., Bashir K., Shimo H., Senoura T., Sugimoto K., Ono K., Yano M., Ishikawa S., Arao T., Nakanishi H., Nishizawa N. Characterizing the role of rice NRAMP5 in manganese, iron and cadmium transport. *Sci. Rep.* 2012. 2, 286; DOI: 10.1038/srep00286.
143. Sasaki A., Yamaji N., Yokosho K., Ma J. F. Nramp5 is a major transporter responsible for manganese and cadmium uptake in rice. *Plant Cell.* 2012. Vol. 24. P. 2155–2167.
144. Hart J. J., Welch R. M., Norvell W. A. et al. Characterization of cadmium binding, uptake and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. *Plant Physiol.* 1998. Vol. 116. P. 1413–1420.
145. Gussarsson M., Adalsteinsson S., Jensen P., Asp H. Cadmium and copper interactions on the accumulation and distribution of Cd and Cu in birch (*Betula pendula* Roth) seedlings. *Plant Soil.* 1995. Vol. 171. P. 185–187.
146. Lux A., Sotnikova A., Opatrna J., Greger M. Differences in structure of adventitious roots in *Salix* clones with contrasting characteristics of cadmium accumulation and sensitivity. *Physiol. Plant.* 2004. Vol. 120. P. 537–545.
147. Мейчик Н. Р., Ермаков И. П., Прокопцева О. С. Диффузия органического катиона в клеточных стенках корня. *Биохимия.* 2003. Т. 68, № 1. С. 926–940.
148. Redjala T., Sterckeman T., Morel J. L. Cadmium uptake roots: contribution of apoplast and of high- and low-affinity membrane transport system. *Environ. Exp. Bot.* 2009. Vol. 67. P. 235–242.
149. Hussain D., Haydon M. J., Wang Y. et al. P-type ATPase heavy metal transporters with roles in essential zinc homeostasis in *Arabidopsis*. *Plant Cell.* 2004. Vol. 16. P. 1327–1339.
150. Yamaji N., Xia J., Mitani-Ueno N. et al. Preferential delivery of zinc to developing tissues in rice is mediated by P-type heavy metal ATPase OsHMA2. *Plant Physiol.* 2013. Vol. 162. P. 927–939.

151. Andres-Colas N., Sancenon V., Rodriguez-Navarro S. et al. The Arabidopsis heavy metal P-type ATPase HMA5 interacts with metallochaperones and functions in copper detoxification of roots. *Plant J.* 2006. Vol. 45. P. 225–236.
152. Clemens S., Palmgren M. G., Krämer U. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends Plant Sci.* 2002. Vol. 7, No. 7. P. 309–315.
153. Uraguchi S., Mori S., Kuramata M., Kawasaki A., Arao T., Ishikawa S. Root-to-shoot Cd translocation via the xylem is the major process determining shoot and grain cadmium accumulation in rice. *Journal of Experimental Botany.* Vol. 60, Iss. 9. P. 2677–268.
154. Fujimaki S., Suzui N., Ishioka N. S. et al. Tracing cadmium from culture to spikelet: noninvasive imaging and quantitative characterization of absorption, transport and accumulation of cadmium in an intact rice plant. *Plant Physiol.* 2010. Vol. 152. P. 1796–1806.
155. Cakmak I., Welch R. M., Hart J. et al. Uptake and retranslocation of leaf-applied cadmium (^{109}Cd) in diploid, tetraploid and hexaploid wheats. *J. Exp. Bot.* 2000. Vol. 51, No. 343. P. 221–226.
156. Verbruggen N., Hermans C., Schat H. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants. *Curr. Opin. Plant Biol.* 2009. Vol. 12. P. 364–372.
157. Trampczynska A., Küpper H., Meyer-Klaucke W. et al. Nicotianamine forms complexes with Zn (II) in vivo. *Metallomics.* 2010. Vol. 2, No. 1. P. 57–66.
158. Серегин И. В., Иванов В. Б. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения. *Физиология растений.* 2001. Т. 48, № 4. С. 606–630.
159. Серегин И. В. Распределение тяжелых металлов в растениях и их действие на рост: дисс... докт. биол. наук:03.00.12 / Ин-т физиологии растений им. К. А. Тимирязева. М., 2009. 423 с.
160. Серегин И. В., Кожевникова А. Д. Физиологическая роль никеля и его токсическое действие на высшие растения. *Физиология растений.* 2006. Т. 53, № 2. С. 285–308.

161. Репкина Н. С., Таланова В. В., Топчиева Л. В., Батова Ю. В., Титов А. Ф. Влияние кадмия на экспрессию генов транскрипционных факторов CBF1 и DREB1 в листьях проростков пшеницы. *Тр. КарНЦ РАН. Сер. Экспериментальная биология*. 2012. № 2. С. 113–118.
162. Иванов В. Б., Быстрова Е. И., Серегин И. В. Сравнение влияния тяжелых металлов на рост корня в связи с проблемой специфичности и избирательности их действия. *Физиология растений*. 2003. Т. 50, № 3. С. 445–454.
163. Лайдинен Г. Ф., Казнина Н. М., Батова Ю. В., Титов А. Ф. Способность к накоплению кадмия у *Bromopsis inermis* и *Setaria viridis* (Poaceae). *Раст. ресурсы*. 2011. Вып. 3. С. 64–72.
164. Казнина Н. М., Титов А. Ф., Топчиева Л. В., Лайдинен Г.Ф., Батова Ю. В. Влияние возрастных различий на реакцию растений ячменя на действие кадмия. *Физиология растений*. 2012. Т. 59, № 1. С. 74–79.
165. Metwally A., Finkemeier I., Georgi M., Dietz K. J. Salicylic acid alleviates the cadmium toxicity in barley seedlings. *Plant Physiol*. 2003. Vol. 132. P. 272–281.
166. Villiers F., Ducruix C., Hugouvieux V. et al. Investigating the plant response to cadmium exposure by proteomic and metabolomic approaches. *Proteomics*. 2011. Vol. 11. P. 1650–1663.
167. Liu H., Zhang J., Christie P., Zhang F. Influence of iron plaque on uptake and accumulation of Cd by rice (*Oryza sativa* L.) seedlings grown in soil. *Sci. Total Environ*. 2008. Vol. 394. P. 361–368.
168. Titov A. F., Talanova V. V., Boeva N. P. Growth responses of barley and wheat seedlings to lead and cadmium. *Biol. Plant*. 1996. Vol. 38, No. 3. P. 431–436.
169. Батова Ю. В., Лайдинен Г. Ф., Казнина Н. М., Титов А. Ф. Влияние загрязнения кадмием на рост и семенную продуктивность однолетних злаков. *Агрохимия*. 2012. № 6. С. 79–83.

170. Khurana N., Singh M. V., Chatterjee C. Copper stress alters physiology and deteriorates seed quality of rapeseed. *J. Plant. Nutr.* 2006. Vol. 29, No. 1. P. 93–101.
171. Veselov D., Kudoyarova G., Symonyan M., Veselov St. Effect of cadmium on ion uptake, transpiration and cytokinin content in wheat seedlings. *Bulg. J. Plant Physiol.* 2003. Special issue. P. 353–359.
172. Khudsar T., Mahmooduzzafar, Iqbal M., Sairam R. K. Zinc-induced changes in morpho-physiological and biochemical parameters in *Artemisia annua*. *Biol. Plant.* 2004. Vol. 48, No. 2. P. 255–260.
173. Veselov D., Kudoyarova G., Symonyan M., Veselov St. Effect of cadmium on ion uptake, transpiration and cytokinin content in wheat seedlings. *Bulg. J. Plant Physiol.* 2003. Special issue. P. 353–359.
174. Vassilev A., Yordanov I., Tsonev T. Effect of Cd^{2+} on the physiological state and photosynthetic activity of young barley plants. *Photosynthetica.* 1997. Vol. 34. P. 293–302.
175. Barceló J., Poschenrieder C. Plant water relations as affected by heavy metal stress: A review. *J. Plant Nutr.* 1990. Vol. 13. P. 1–37.
176. Siedlecka A. Some aspects of interactions between heavy metals and plant mineral nutrients. *Acta Soc. Bot. Pol.* 1995. Vol. 64, No. 3. P. 262–272.
177. Pavlovkin J., Luxová M., Mistríková I., Mistrík I. Short- and long-term effects of cadmium on transmembrane electric potential (E_m) in maize roots. *Biol. Bratislava.* 2006. Vol. 61, No. 1. P. 109–114.
178. Серегин И. В., Кожевникова А. Д. Физиологическая роль никеля и его токсическое действие на высшие растения. *Физиология растений.* 2006. Т. 53, № 2. С. 285–308.
179. Казнина Н. М., Лайдинен Г. Ф., Титов А. Ф. Влияние кадмия на апикальные меристемы стебля растений ячменя. *Онтогенез.* 2006. Т. 37, № 6. С. 444–448.

180. Титов А. Ф., Лайдинен Г. Ф., Казнина Н. М. Влияние ионов свинца на рост и морфофизиологические показатели растений ячменя и овса. *Физиология и биохимия культ. растений*. 2001. Т. 33, № 5. С. 387–393.
181. Alkhatib R., Maruthavanan J., Ghoshroy S. et al. Physiological and ultrastructural effects of lead on tobacco. *Biol. Plant*. 2011. Vol. 56, No. 4. P. 711–716.
182. Khudsar T., Mahmooduzzafar, Iqbal M. Cadmium-induced changes in leaf epidermis, photosynthetic rate and pigment concentrations in *Cajanus cajan*. *Biol. Plant*. 2001. Vol. 44, No. 1. P. 59–64.
183. DalCorso G., Farinati S., Maistri S., Furini A. How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression. *J. Integr. Plant Biol*. 2008. Vol. 50, No. 10. P. 1268–1280.
184. Baryla A., Carrier P., Franck F. et al. Leaf chlorosis in oilseed rape plants (*Brassica napus*) grown on cadmium-polluted soil: causes and consequences for photosynthesis and growth. *Planta*. 2001. Vol. 212. P. 696–709.
185. Siedlecka A., Krupa Z. Cd/Fe interaction in higher plants – its consequences for the photosynthetic apparatus. *Photosynthetica*. 1999. Vol. 36, No. 3. P. 321–331.
186. Romanowska E., Igamberdiev A. V., Parys E., Gardestrom P. Stimulation of respiration by Pb^{2+} in detached leaves and mitochondria of C3 and C4 plants. *Physiol. Plant*. 2002. Vol. 116, No. 2. P. 148–154.
187. Chugh L. K., Sawhney S. K. Effect of cadmium on activities of some enzymes of glycolysis and pentose phosphate pathway in pea. *Biol. Plant*. 1999. Vol. 42, No. 3. P. 401–407.
188. Heyno E., Klose C., Krieger-Liszkay A. Origin of cadmium-induced reactive oxygen species production: mitochondrial electron transfer versus plasma membrane NADPH oxidase. *New Phytol*. 2008. Vol. 179. P. 687–699.
189. Neill S., Barros R., Bright J., Desikan R. Nitric oxide, stomatal closure, and abiotic stress. *J. Exp. Bot*. 2008. Vol. 59. P. 165–176.

190. Kholodova V., Volkov K., Abdeyeva A., Kuznetsov V. Water status in *Mesembryanthemum crystallinum* under heavy metal stress. *Environ. Exp. Bot.* 2011. Vol. 71. P. 382–389.
191. Міхєєв О. М. Надклітинні механізми онтогенетичної радіадаптації рослин: дис... д-ра біол. наук: 03.00.01 / Міхєєв Олександр Миколайович; НАН України, Ін-т клітин. біології та генет. інженерії. Київ, 2007. 337 с.
192. Тихенко О. М., Міхєєв О. М. Дослідження поглинальної здатності рослин в умовах впливу стресорів за допомогою методу залишкової радіоактивності. *Вісник НАУ*. 2012. № 3. С. 126–130.
193. Сальє Г. На уровне целого организма. Москва: Наука, 1972. 123 с.
194. Сальє Г. Стресс без дистресса. Москва: Прогресс, 1982. 128 с.
195. Костюк А. Н., Остаплюк А. Н., Левенко Б. А. Ответная реакция растений на солевой стресс. *Физиология и биохимия культурных растений*. 1994. Т. 26, № 6. С. 81–92.
196. Петин В. Г., Пронкевич М. Д. Радиационный гормезис при действии малых доз ионизирующего излучения. *Обниск: ИАТЭ НИЯУ МИФИ*, 2012. 73 с.
197. Calabrese E. J., Baldwin L. A. Radiation hormesis: origins, history, scientific foundation. *Hum. Exp. Toxicol.* 2000. Vol. 19(1). P. 41–75.
198. Кузин А. М. Идеи радиационного гормезиса в атомном веке. Москва: Наука. 1995. 158 с.
199. Васильев И. М. Действие излучений на растения. Москва: Изд-во АН СССР, 1962. 224 с.
200. Гродзинський Д. М. Радиобиология растений. Монография. Київ: Наук. думка, 1989. 384 с.
201. Гродзинський Д. М., Михеев А. Н., Малиновский Ю. Ю. Савчук С. А. Модификация восстановительных процессов у гамма-облученных проростков гороха в условиях хронического облучения. *Информ. Бюл. Научн. Совет по пробл. Радиобиол. АН СССР*. Москва: 1988. С. 85–86.
202. Гродзинський Д. М. Радіобіологія. Київ: Либідь, 2000. 448 с.

203. Гудков И. Н. Клеточные механизмы пострadiационного восстановления растений. К. : Наук. Думка, 1985. 224 с.
204. Кузин А. М. Стимулирующее действие ионизирующего излучения на биологические процессы. Москва: Атоиздат, 1977. 136 с.
205. Ikushima T. Chromosomal responses to ionizing radiation reminiscent of an adaptive response in cultured Chinese hamster cell. *Mutation research*. 1987. Vol. 180. No. 2. P. 215–221.
206. Гераськин С. А. Критический анализ современных концепций и подходов к оценке биологического действия малых доз ионизирующего излучения. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 1995. Т. 35, № 5. С. 563–571.
207. Гродзинский Д. М., Душенков С., Михеев А. Н., Прохневский А. И., Ручко М. В., Сорочинский Б. В. Модификация доступности почвенного цезия-137 для растений. *Доповіди НАНУ*. 1997. № 10. С. 179–182.
208. Календо Г. С. Ранние реакции клеток на ионизирующее излучение и их роль в защите и сенсibilизации. Москва: Энергоиздат, 1982. 86 с.
209. Гродзинский Д. М. Надежность растительных систем. К. : Наук. думка, 1983. 384 с.
210. Яковлев Н. Н. Биохимия физических упражнений и спорта. Москва: Физкультура и спорт, 1969. 320 с.
211. Алексеева А. С. Влияние применения нетрадиционных органических удобрений на накопление тяжелых металлов и биологическую эффективность дерново-подзолистых супесчаных почв: диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук: 06.01.04 / Алексеева Анна Станиславовна. Москва, 2002. 145с.
212. Титов Ю. Ф. Эффект группы у растений. Л. : Наука, 1978. 151 с.
213. Козлов В. Ф. Справочник по радиационной безопасности. Москва: Энергоатомиздат, 1991. 352 с.
214. Хавезов И., Цалев Д. Атомно-абсорбционный анализ. Л. : Химия, 1983. 144 с.

215. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Овсяннікова Л. Г., Маджд С. М. Використання нового типу біоплато для очищення водних об'єктів від радіонуклідного та хімічного забруднення. *Матеріали XXIV щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України* (Київ, 10–13 квітня 2017). Київ: Ін-т ядерн. дослідж., 2017. С. 240–241.

216. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10). Київ: МОЗ України, 2010. 46 с.

217. Cornell R. M. Adsorption of cesium on minerals: a review. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 1993. Vol. 171, No. 2. P. 483–500.

218. Водяницький Ю. Н. Об опасных тяжелых металлах/металлоидах в почвах. *Бюлл. Почвенного ин-та им. В. В. Докучаева*. 2011. Вып. 68. С. 56–81.

219. Клебанов, Д. О., Осадча Н. М. Оцінка виносу сполук важких металів водами р. Дунай у сучасний період. *Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту*. 2012. Вип. 263. С. 131–151.

220. Серегин И. В., Иванов В. Б. Физиологические аспекты действия кадмия и свинца на высшие растения. *Физиология растений*. 2001. Т. 48. С. 606–630.

221. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив іонів Cd(II) на фізіологічні параметри рослин. *Сьогодення біологічної науки: матеріали II Міжнародної наукової конференції* (09–10 листопада 2018). Суми, 2018. С.140–142.

222. Smirnov O, Taran N, Kosyan A, Kosyk O. Challenging action of lowdose aluminium on physiological condition of Tartary Buckwheat (*Fagopyrum tataricum* Gaertn.) plants. *The Journal of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series: biology*. 2014. Iss. 23. P. 107–115.

223. Bardacova M, Maglovski M, Gregorova Z, Konotop Y, Hornik M, Moravcikova J, Kraic J, Mihalik D, Matusikova I. The activity of cell-wall modifying β -1,3-glucanases in soybean grown in presence of heavy metals. *NBC*. 2016. Vol. 15(2). P. 114–121.

224. Паршикова Т. Фізіологія рослин. Практикум. Луцьк: ВМА «Терен», 2010. 420 с.
225. Ochonogor, R. O., Atagana H. I. Phytoremediation of heavy metal contaminated soil by *Psoralea pinnata*. Atagana. *Int. J. Environ. Sci. Devel-op.* 2014. № 5. P. 440.
226. Лапань О.В. Вплив щільності вирощування наземних рослин на ступінь очищення водного середовища від іонів Zn(II). *Біологічні дослідження – 2020: матеріали XI всеукраїнської науково-практичної конференції (21–23 березня 2020 р.)*. Житомир, 2020. С. 346–348.
227. Дикаревский В. С., Курганов А. М., Нечаев А. П., Алексеев М. И. Отведение и очистка поверхностных сточных вод: учебное пособие для вузов. Л.: Стройиздат, 1990. 224 с.
228. Бех Л. І., Ходаківський С. К. Біологічна очистка стічних вод, обґрунтування методів. Харків. нац. ун-т ім. В.Н. Каразіна. Харків, 2001. 290 с.
229. Міхєєв О. М., Овсяннікова Л. Г., Маджд С. М., Лапань О. В. Розробка технології деконтамінації одних об'єктів від радіонуклідного та хімічного забруднення. *Біотехнологія XXI століття: матер. X Всеукр. наук.-практич. конф., присвяч. 135-й річниці від дня народж. Олександра Флемінга (Київ, 22 квітня 2016)*. К.: НТУУ «КПІ», 2016. С. 155.
230. Михеев А. Н., Лапань О. В., Маджд С. М., Пчеловская С. А. Новый способ конструирования биоплато для очистки водоемов от радионуклидов. *Современные тенденции развития науки и технологий: материалы VIII Международной научно-практической конференции (г. Белгород, 30 ноября 2015)*. Белгород, 2015. С. 107–113.
231. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Очищення водойм від ^{137}Cs наземними рослинами. *Проблеми функціонування та підвищення біопродуктивності водних екосистем: матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (Дніпро, 25–27 березня 2020 року)*, Дніпро, С. 120–121.
232. Панченко Л. В., Муратова А. Ю., Дубровская Е. В., Голубев С. Н., Березуцкий М. А., Турковская О. В. Атлас растений-фиторемедиантов. Ин-т

биохимии и физиологии растений и микроорганизмов РАН. Саратов: Научная книга, 2015. 560 с.

233. Кутлахмедов Ю. А., Петрусенко В. П. Аналіз ефективності контрзаходів для захисту екосистем на схилових ландшафтах методом камерних моделей. *Вісник Національного авіаційного університету*. 2006. № 4. С.163–165.

Додаток А

Акт впровадження результатів науково-дослідницької роботи в проектну документацію ТОВ «БІЗНЕС АБСОЛЮТ»

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Директор

Інституту клітинної біології та генетичної

Інженерії НАН України

М. В. Кучук

«11» лютого 2020 р.



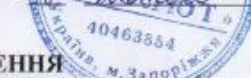
«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Директор

ТОВ «БІЗНЕС АБСОЛЮТ»

О.А. Лисиця

«11» лютого 2020 р.



АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ результатів науково-дослідницької роботи

Ми, що нижче підписалися, представники Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України завідувач відділу біофізики та радіобіології д.б.н., с.н.с. Кравець О. П., д.б.н., с.н.с. Міхєєв О. М., здобувач Лапань О. В. з однієї сторони та представники Товариства з обмеженою відповідальністю «БІЗНЕС АБСОЛЮТ», 70410, Запорізька обл., Запорізький район, с. Лукашеве, вул. Центральна, буд. 7-А

(повна назва підприємства, організації, адреса)

в особі директора Лисиці О.А., інженера з охорони навколишнього середовища Попазова А.В.

(посада, прізвище та ініціали)

склали цей акт про те, що результати наукової тематики «Теорія, методи та алгоритми управління радіоємністю та надійністю біосистем засобами фітореємедіації з метою мінімізації екологічних ризиків» (державний реєстраційний номер 0118U003155, 2018-2021 рр.) у вигляді «Комплексної біоінженерної системи для очищення водойм» застосовані у науково-дослідницькій роботі ТОВ «БІЗНЕС АБСОЛЮТ» та впроваджені у проектну документацію та під час розроблення очисних споруд промислових підприємств.

Назва впровадженого результату	Документи, які свідчать про новизну і практичну цінність наукової роботи	Досягнутий фактичний результат	
		Соціальний, технічний, організаційний та ін.	Економічний (грн за рік)
«Комплексна біоінженерна система для очищення водойм»	Комплексна біоінженерна система для очищення водойм: Пат. 117067 UA, МПК C02F 3/32 (2006.01), E02B 15/00 (2006.01), № u 201700555; заяв. 20.01.2017; опубл. 12.06.2017, Бюл. № 11, 2017.	Створено науково-методичні основи щодо розроблення комплексної біоінженерної системи для очищення стічних вод від важких металів. Система дає змогу зменшити концентрацію важких металів у стічних водах підприємства на 95%.	Не розраховувався

Від Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України

О. П. Кравець

О. М. Міхєєв

О. В. Лапань



Від ТОВ «БІЗНЕС АБСОЛЮТ»

О.А. Лисиця

Попазов А.В.

Попазов А.В.



Додаток Б

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Директор

Інституту клітинної біології та генетичної
інженерії НАН України

М.В. Кучук

«13» березня 2020 р.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Директор

ДУ «Інститут геохімії навколишнього
середовища НАН України»

Ю.К. Забулонов

2020 р.

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

результатів дисертаційної роботи Лапань Оксани Володимирівни
на тему «Очищення водойм від ^{137}Cs та важких металів наземними рослинами»

Ми, що нижче підписалися, представники Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України завідувач відділу біофізики та радіобіології д.б.н., с.н.с. Кравець О.П., д.б.н., с.н.с. Міхеев О.М., здобувач Лапань О.В. з однієї сторони

(науковий керівник, відповідальний виконавець, П.І.Б.)

та представники ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України» 03680, м. Київ, пр. Академіка Палладіна, 34а

(повна назва підприємства, організації, адреса)

завідувач відділу технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки д.т.н., с.н.с. Попов О.О., д.т.н., с.н.с. Яцишин А. В. та к.т.н. Ковач В.О. з іншої сторони

(посада, прізвище та ініціали)

склали цей акт про те, що результати дисертаційної роботи Лапань О.В. за темою «Очищення водойм від ^{137}Cs та важких металів наземними рослинами» у вигляді «Комплексної біоінженерної системи для очищення водойм» впроваджені у науково-практичну роботу відділу технологій захисту довкілля та радіаційної безпеки ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України». Це дало можливість значно підвищити ефективність роботи підрозділу у вирішенні актуальних задач екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів України.

Назва впровадженого результату	Досягнутий фактичний результат	
	Соціальний, технічний, організаційний тощо	Економічний (грн за рік)
«Комплексна біоінженерна система для очищення водойм» патент №117067	Модернізація технологічної схеми очисних споруд та підвищення ефективності очищення стічних вод промислових підприємств	Не розраховувався

Від Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України

О.П. Кравець

О.М. Міхеев

О.В. Лапань

Від ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України»

О.О. Попов

А.В. Яцишин

В.О. Ковач

Додаток В

«УЗГОДЖЕНО»

Проректор з навчальної
роботи

А. Г. Гудманян

«19» грудня 2019 р.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Ректор НАУ

В. М. Ісаєнко

«19» грудня 2019 р.



А К Т

**упровадження виконаної науково-дослідної
та дослідно-конструкторської роботи у навчальний процес
Національного авіаційного університету**

Ми, що нижче підписалися, декан Факультету екологічної безпеки, інженерії та технологій, доктор технічних наук, професор Бойченко С.В., завідувач кафедри екології, доктор технічних наук Фролов В.Ф., кандидат технічних наук, доцент кафедри екології Радомська М.М., доктор біологічних наук, старший науковий співробітник відділу біофізики і радіобіології Інституту клітинної біології і генетичної інженерії НАН України Міхєєв О.М., аспірант відділу біофізики і радіобіології Лапань О.В. склали цей акт про те, що результати дисертаційного дослідження Лапань Оксани Володимирівни під назвою «Очищення водойм від ^{137}Cs та важких металів наземними рослинами» у вигляді лабораторної роботи «Прогнозування міграції радіонуклідів у рослин» з дисципліни «Радіоекологія» використовуються у навчальному процесі Національного авіаційного університету на кафедрі екології.

Назва результату НДР, що упроваджується	Форма упровадження (монографія, підручник, навчальний посібник, конспект лекцій, методична розробка, лабораторний практикум, програма курсу, постановка лабораторної роботи, програма, продовження розробки у курсовій, дипломній роботі та ін.)	Ефект від упровадження
Лабораторна робота «Прогнозування міграції радіонуклідів у рослин»	Постановка лабораторної роботи використовується під час викладання навчальної дисципліни «Радіоекологія» для студентів спеціальності 101 «Екологія»	Постановка нової лабораторної роботи формує у студентів навички застосування сучасних методик. Лабораторна робота є інструментом підвищення рівня підготовки фахівців з 75% до 95%.

Декан ФЕБІТ

С.В. Бойченко

Завідувач кафедри екології ФЕБІТ

В.Ф. Фролов

Доцент кафедри екології ФЕБІТ

М.М. Радомська

Старший науковий співробітник відділу
біофізики і радіобіології ІКБГІ НАНУ

О.М. Міхєєв

Аспірант відділу біофізики і радіобіології ІКБГІ

О.В. Лапань

Погоджено
Зас. декана ФЕБІТ

Л.В. Гудманян

С.В. Бойченко

В.Ф. Фролов

Додаток Г

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Директор

Інституту клітинної біології та генетичної

Інженерії НАН України


 М. В. Кучук
 «14» лютого 2020 р.


«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Проректор з наукової роботи

ДЗ «Державна екологічна академія

післядипломної освіти та управління»


 О. А. Машков
 «13» лютого 2020 р.

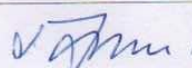

А К Т

**упровадження виконаної науково-дослідної
та дослідно-конструкторської роботи у навчальний процес
ДЗ «Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління»**

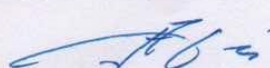
Ми, що нижче підписалися, Перший проректор з науково-педагогічної роботи доктор фіз.-мат. наук, професор Фінін Г. С., директор Навчально-наукового інституту екологічної безпеки та управління, доктор геологічних наук, доцент Улицький О. А., завідувач лабораторії радіаційної епігенетики, доктор біологічних наук, старший науковий співробітник відділу біофізики і радіобіології Інституту клітинної біології і генетичної інженерії НАН України Міхєєв О. М., аспірант відділу біофізики і радіобіології Лапань О. В. склали цей акт про те, що результати дисертаційного дослідження Лапань Оксани Володимирівни під назвою «Очищення водойм від ^{137}Cs та важких металів наземними рослинами» у вигляді лабораторної роботи «Накопичення і розподіл важких металів у органах рослин» з дисципліни «Біологічна безпека» використовуються у навчальному процесі ДЗ «Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління» на кафедрі екологічної безпеки.

Назва результату НДР, що упроваджується	Форма упровадження (монографія, підручник, навчальний посібник, конспект лекцій, методична розробка, лабораторний практикум, програма курсу, постановка лабораторної роботи, програма, продовження розробки у курсовій, дипломній роботі та ін.)	Ефект від упровадження
Лабораторна робота «Накопичення і розподіл важких металів у органах рослин»	Постановка лабораторної роботи використовується під час викладання навчальної дисципліни «Біологічна безпека» для студентів спеціальності 101 «Екологія»	Постановка нової лабораторної роботи формує у студентів навички застосування сучасних методик. Лабораторна робота є інструментом підвищення рівня підготовки фахівців з 75% до 95%.

Перший проректор з науково-педагогічної роботи

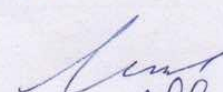
 Г. С. Фінін

Директор ННІЕБУ



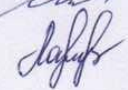
О. А. Улицький

Завідувач лабораторії радіаційної епігенетики ІКБГІ НАНУ



О. М. Міхєєв

Аспірант відділу біофізики і радіобіології ІКБГІ НАНУ



О. В. Лапань

Додаток Д

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ АВІАЦІЙНИЙ УНІВЕРСИТЕТ

О.М. Міхеєв, С.М. Маджд,
О.В. Лапань, Я.І. Кулинич

**ВИКОРИСТАННЯ ГІДРОФІТНИХ СИСТЕМ
ДЛЯ ВІДНОВЛЕННЯ ЯКОСТІ ЗАБРУДНЕНИХ ВОД**

Монографія

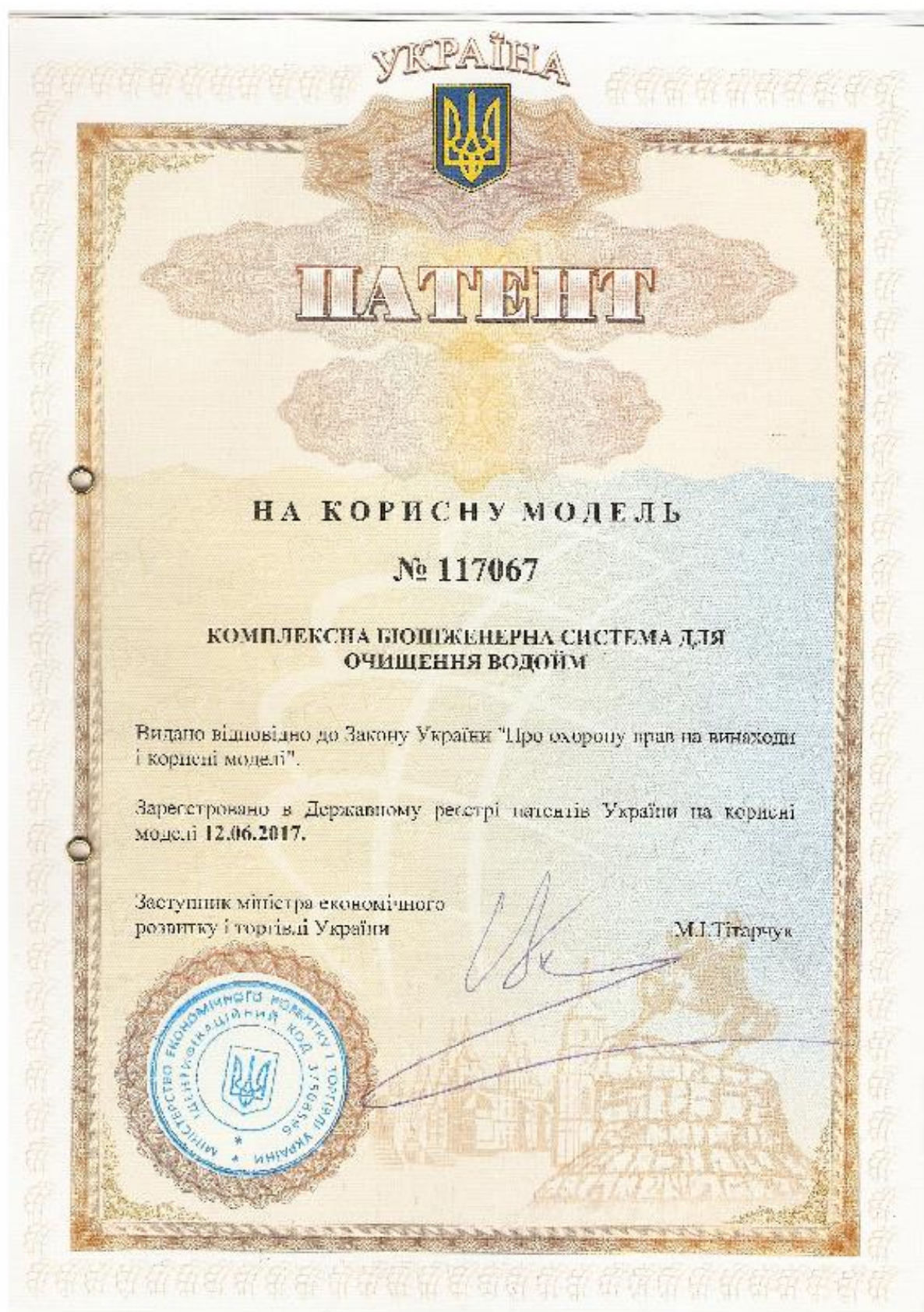


Видавництво
«Центр учбової літератури»
Київ – 2018

Додаток Е



Додаток Ж



Додаток 3

СПИСОК НАУКОВИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Міхєєв О. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Кулинич Я. І. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод: монографія. Київ: Центр учбової літератури, 2018. 171 с.

Особистий внесок: підготувала розділ 2 «Гідрофітні системи та їх роль у відновленні якості забруднених вод» та розділ 7 «Використання наземних рослин у цілях фіторе mediaції».

2. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Дезактивація водних об'єктів від ^{137}Cs за допомогою біоплато. *Ядерна фізика та енергетика*. 2019. Т. 20, № 3. С. 304–310.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила вплив щільності вирощування рослин на їхню сорбційну здатність щодо іонів ^{137}Cs , дослідила розподіл активності ^{137}Cs по структурних компонентах біоплато, оформила статтю.

3. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Маджд С. М. Біологічне очищення водних об'єктів від Cs-137. *Наукові записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія*. 2019. Т. 75, №1. С. 68–73.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо ^{137}Cs , провела моделювання динаміки накопичення ^{137}Cs у системі «експериментальна водойма – наземні рослини», оформила статтю.

4. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Дія іонів кадмію на ростові процеси рослинного компонента біоплато. *Фізіологія рослин і генетика*. 2019. Т. 51, №4. С. 338–346.

Особистий внесок: провела літературний пошук за темою публікації, дослідила вплив Cd(II) на фізіологічні параметри рослин, оформила статтю.

5. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Фіторемедіаційний метод очищення водних об'єктів від важких металів та радіонуклідів. *Доповіді Нац. Академії наук України*. 2019. № 4. С. 81–85.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо ^{137}Cs та важких металів, оформила статтю.

6. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Біоплато для очищення водних об'єктів від важких металів. *Доповіді Нац. Академії наук України*. 2019. № 9. С. 77–81.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила статтю.

7. Mixyeyev O. M, Udod V. M., Madzhd S. M., Lapan O. V., Kulynych Ya. I. Increasing of natural subsystems bufferness to minimize anthropogenic pressure on hydrological ecosystems. *East European Scientific Journal*. 2016. Vol. 1, No. 9 (13) part 1. P. 10–14.

Особистий внесок: проаналізувала антропогенні чинники та особливості їх впливу на стан водойм, оформила статтю.

8. Mixyeyev O. M, Madzhd S. M., Lapan O. V. New method of floating bioplato construction for phytodesactivation of water bodies of civil aviation enterprises. *East European Scientific Journal*. 2016. Vol. 3, No. 5(9). P. 135–142.

Особистий внесок: провела скринінг наземних рослин-гіперакумуляторів ^{137}Cs , оформила статтю.

9. Mikheev A. N., Lapan O. V., Madzhd S. M. Experimental foundations of a new method for rhizofiltration treatment of aqueous ecosystems from ^{137}Cs . *Journal of water chemistry and technology*. 2017. Vol. 39, No. 4. P. 245–249.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, провела скринінг наземних рослин-гіперакумуляторів ^{137}Cs , дослідила різні види субстрату, що забезпечують високу плавучість та щільний зв'язок з кореневою системою рослин, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо ^{137}Cs , оформила статтю.

10. Mikheev A. N., Lapan O. V., Madzhd S. M. Development of a new method of garment filtering purification of water objects of chrome (VI). *Journal of water chemistry and technology*. 2018. Vol. 40, No. 3. P. 157–159.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, провела скринінг наземних рослин-гіперакумуляторів ^{137}Cs , дослідила різні види субстрату, що забезпечують високу плавучість та щільний зв'язок з кореневою системою рослин, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо Cr(VI) , оформила статтю.

11. Lapan O. V., Mikheev O. M., Madzhd S. M. Development of a new method of rhizofiltration purification of water objects of Zn(II) and Cd(II) . *Journal of water chemistry and technology*. 2019. Vol. 41, No. 1. P. 52–56.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо Zn(II) та Cd(II) , дослідила вплив щільності вирощування рослин на їхню сорбційну здатність щодо Zn(II) та Cd(II) , оформила статтю.

12. Lapan O. V., Mikhyeyev O. M., Madzhd S. M., Dmytrukha T. I., Cherniak L. M., Petrusenko V. P. Water Purification from Ions of Cadmium (II) Using a Bio-Plateau. *Journal of Ecological Engineering*. 2019. Vol. 20. Iss. 11. P. 29–34.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо Cd(II) , дослідила вплив рН середовища та примусової аерації на сорбційну здатність наземних рослин, оформила статтю.

які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

13. Михеев А. Н., Лапань О. В., Маджд С. М., Пчеловская С. А. Новый способ конструирования биоплато для очистки водоемов от радионуклидов. *Современные тенденции развития науки и технологий: материалы VIII Международной научно-практической конференцией* (г. Белгород, 30 ноября 2015). Белгород, 2015. С.107–113.

Особистий внесок: дослідила різні види субстрату, що забезпечують високу плавучість та щільний зв'язок з кореневою системою рослин, брала

участь у конструюванні біоплато для очищення водойм, оформила тези (заочна участь).

14. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Маджд С. М. Новий метод конструювання біоплато для цілей ризофільтрації. *Вода: проблеми та шляхи вирішення*: матер. Всеукр. наук.-практ. конф. (Житомир, 6–8 липня 2016). Житомир, ЖДУ ім. І. Франка, 2016. С. 154–158.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо ^{137}Cs , брала участь у конструюванні біоплато для очищення водойм, оформила тези (заочна участь).

15. Міхєєв О. М., Овсяннікова Л. Г., Маджд С. М., Лапань О. В. Розробка технології деконтамінації одних об'єктів від радіонуклідного та хімічного забруднення. *Біотехнологія XXI століття*: матер. X Всеукр. наук.-практич. конф., присвяч. 135-й річниці від дня народж. Олександра Флемінга (Київ, 22 квітня 2016). К.: НТУУ «КПІ», 2016. С. 155.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила тези (стендова доповідь).

16. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Овсяннікова Л. Г., Маджд С. М. Використання нового типу біоплато для очищення водних об'єктів від радіонуклідного та хімічного забруднення. *Матеріали XXIV щорічної наукової конференції Інституту ядерних досліджень НАН України* (Київ, 10–13 квітня 2017). Київ: Ін-т ядерн. дослідж., 2017. С. 240–241.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила тези (усна доповідь).

17. Mikhieiev O. M., Lapan O. V., Ovsiannikova L. H. Water bodies treatment from radionuclides and chemical pollution. *Shevchenkivska vesna: bioscience advances: materials XV International conference of students and young scintists* (Kyiv, 18–21 April 2017). Kyiv, 2017. P. 12–13.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила тези (заочна участь).

18. Міхєєв О. М., Лапань О. В., Маджд С. М. Використання гідрофітної системи типу біоплато для відновлення якості забруднених важкими металами та радіонуклідами вод. *Радіаційно і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення*: матеріали XIV Міжнар. наук.-практ. конф. (м. Миколаїв – м. Очаків, 2–6 червня 2018). Миколаїв, 2018. С. 54–55.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила тези (усна доповідь).

19. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Очистка водних об'єктів від важких металів за допомогою гідрофітної споруди типу біоплато. *Біотехнологія XXI століття*: матеріали XII Всеукр. наук. – практ. конф., присвяч. 100-річчю з дня народження Артура Корнберга (Київ, 20 квітня 2018). Київ, 2018. С. 114.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо важких металів, оформила тези (усна доповідь).

20. Лапань О. В., Кудрявцева Д. О. Досвід використання гідрофітних споруд в Україні. *Сучасна гідроекологія. Місце наукових досліджень у вирішенні актуальних проблем*: матеріали V Науково-практичної конференції для молодих вчених (Київ, 14–15 листопада 2018). Київ, 2018. С. 31–32.

Особистий внесок: провела пошук літератури за темою публікації, оформила тези (усна доповідь).

21. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив іонів Cd(II) на фізіологічні параметри рослин. *Сьогодення біологічної науки*: матеріали II Міжнародної наукової конференції (Суми, 09–10 листопада 2018). Суми, 2018. С. 140–142.

Особистий внесок: дослідила вплив Cd(II) на фізіологічні параметри рослин, оформила тези (заочна участь).

22. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив рН середовища на ефективність поглинання іонів кадмію (II) біоплато. *Біотехнологія XXI століття*: матеріали XIII Всеукраїнської науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих вчених присвяченої 185-річчю від дня народження Дмитра Івановича Менделєєва, (Київ, 19 квітня 2019). Київ, 2019. С. 121.

Особистий внесок: дослідила вплив рН середовища на сорбційну здатність наземних рослин, оформила тези (усна доповідь).

23. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Очищення водних об'єктів від Cs-137 за допомогою гідрофітної споруди типу біоплато. *Чиста вода і ремедіаційні технології. Наголос на Чорнобильській катастрофі та інших антропогенних забрудненнях:* матеріали семінару з міжнародною участю (Київ, 23 квітня, 2019). Київ, 2019. С. 7.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність наземних рослин щодо ^{137}Cs , оформила тези (усна доповідь).

24. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив вихідної концентрації іонів Cd(II) на сорбційні властивості біоплато. *Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення:* Матеріали XV Міжнародної науково-практичної конференції (м. Миколаїв – с. Коблево, 6–9 червня 2019). Миколаїв, 2019. С. 58.

Особистий внесок: дослідила вплив вихідної концентрації Cd(II) на сорбційні властивості наземних рослин, оформила тези (заочна участь).

25. Міхєєв О. М., Лапань О. В. Біоплато для очищення водних об'єктів від радіонуклідів. *7-й з'їзд Радіобіологічного товариства України:* тези доповідей (Київ, 1–4 жовтня 2019). Київ, 2019. С. 94.

Особистий внесок: дослідила розподіл активності ^{137}Cs по структурних компонентах біоплато, оформила тези (усна доповідь).

26. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Вплив примусової аерації на фітосорбцію іонів Cd(II) з водного розчину. *Біотехнологія: завершення та надії:* матеріали VIII Міжнародної науково-практичної онлайн конференції студентів, аспірантів та молодих вчених (Київ, 15 листопада 2019 року). Київ: НУБІП, 2019. С. 91–92.

Особистий внесок: дослідила вплив додаткової аерації та сорбційну здатність наземних рослин, оформила тези (усна доповідь).

27. Лапань О. В. Вплив щільності вирощування наземних рослин на ступінь очищення водного середовища від іонів Zn(II). *Біологічні дослідження –*

2020: матеріали XI Всеукраїнської науково-практичної конференції (Житомир, 21–23 березня 2020 р.). Житомир, 2020. С. 346–348.

Особистий внесок: дослідила вплив щільності вирощування рослин на їхню сорбційну здатність щодо іонів Zn(II), оформила тези (заочна участь).

31. Лапань О. В., Міхєєв О. М. Очищення водойм від ^{137}Cs наземними рослинами. *Проблеми функціонування та підвищення біопродуктивності водних екосистем*: матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (Дніпро, 25–27 березня 2020 року), Дніпро, С. 120–121.

Особистий внесок: дослідила сорбційну здатність рослин щодо ^{137}Cs , оформила тези (заочна участь).

які додатково відображають наукові результати дисертації:

28. Біоплато для очищення стічних вод та водойм від радіонуклідів. Пат. UA 107555 U МПК C02F 3/32, № у 201513003, заяв. 29.12.2015, опубл. 10.06.2016, бюл. №11. 2016 р.

Особистий внесок: провела патентний пошук, здійснила обґрунтування вибору видів наземних рослин для біотичної компоненти біоплато, брала участь у конструюванні гідрофітної споруди типу біоплато та перевірці його ефективності в лабораторних та польових умовах.

29. Комплексна біоінженерна система для очищення водойм: Пат. 117067 UA, МПК C02F 3/32 (2006.01), E02B 15/00 (2006.01), № у 201700555; заяв. 20.01.2017; опубл. 12.06.2017, Бюл. № 11, 2017 р.

Особистий внесок: провела патентний пошук, здійснила обґрунтування вибору видів наземних рослин для біотичної компоненти біоплато, брала участь у конструюванні гідрофітної споруди типу біоплато та перевірці його ефективності в лабораторних та польових умовах.

Додаток И

Клас та категорія якості поверхневих вод, суші та естуаріїв України за екологічною класифікацією

Клас якості вод	I	II		III		IV	V
Категорія якості вод	1	2	3	4	5	6	7
Назва класів і категорій якості вод за їх станом	Відмінні	Добрі		Задовільні		Погані	Дуже погані
	Відмінні	Дуже добрі	Добрі	Задовільні	Посередні	Погані	Дуже погані
Назва класів і категорій якості вод за ступенем їх чистоти (забрудненості)	Дуже чисті	Чисті		Забруднені		Брудні	Дуже брудні
	Дуже чисті	Чисті	Досить чисті	Слабко забруднені	Помірно забруднені	Брудні	Дуже брудні
Трофність (переважаючий тип)	Оліготрофні	Мезотрофні		Евтотрофні		Політрофні	Гіпертрофні
	Оліготрофні оліго-мезотрофні	Мезотрофні	Мезоевтрофні	Евтотрофні	Евполітрофні	Політрофні	Гіпертрофні
Сапробність	Олігосапробні		β -мезосапробні		α -мезосапробні		Полісапробні
	β -олігосапробні	α -олігосапробні	β' -мезосапробні	β'' -мезосапробні	α' -мезосапробні	α'' -мезосапробні	Полісапробні

Додаток К

Методи очищення вод від радіонуклідів та іонів токсичних металів

Метод	Особливості застосування
Фільтрування	Відбувається через пісок, подрібнений кокс, антрацит, гравій тощо Видалення завислих речовин Доцільно застосовувати лише для вилучення радіоізотопів, адсорбованих на пластинках коагулянту, завислих часточках, високомолекулярних органічних речовинах, а також на мікроорганізмах, іммобілізованих на фільтрі Вилучення ^{137}Cs цим способом можливе лише після його співосадження на осадах зі специфічною адсорбційною здатністю
Дистилювання	Очищення від нелетючих ЗР Висока вартість та низька продуктивність – застосування для невеликих об'ємів води
Відстоювання	ефективне видалення суспензованих ЗР і РН, що мають малий період напіврозпаду
Осадження	Простота в експлуатації для видалення забруднень, що знаходяться в колоїдній та молекулярній формах Необхідність у додаванні неактивних ізотопів того елемента або іншого елемента, що є ізоморфним з радіоактивними мікрокомпонентами Неефективний метод для видалення іонної форми ^{137}Cs Накопичення елюатів, додаткові витрати на їх утилізацію
Коагуляція та подальше фільтрування	Видалення ЗР, які знаходяться в колоїдному стані Необхідність внесення коагулянтів: солей Al(III) , Fe(II; III) , суміш вапна і соди, фосфати та ін.; Неефективний метод для видалення іонної форми ^{137}Cs Невисока ефективність видалення ВМ за низьких температур

Закінчення Додатку К

Метод	Особливості застосування
Флотація	Простота в експлуатації, велика селективність дії флотоагентів, можливість дезактивації великих об'ємів води Токсичність флотоагентів
Сорбція	Застосування природних та штучних неорганічних та органічних сорбентів Висока ефективність та селективність очищення Висока вартість сорбентів та накопичення елюатів
Іонообмінні фільтри	Високий ступінь видалення ЗР, що знаходяться у вигляді іонів чи колоїдів Висока вартість очищення та утворення великої кількості радіоактивних та токсичних відходів Застосування – завершальний етап дезактивації води
Електродіаліз	Для видалення колоїдних та псевдоколоїдних форм необхідні попередні коагуляція та фільтрація Висока вартість, недостатня міцність мембран, великі енергетичні витрати – дезактивація невеликої кількості прісної чи слабо мінералізованих вод
Зворотний осмос	Видалення ЗР, що знаходяться в колоїдній формі Застосування полімерних мембран, що повинні характеризуватися селективною сорбцією щодо забруднення, яке видаляється Висока експлуатаційна вартість, необхідність водопідготовки та застосування високих тисків
Ультра- та мікрофільтрація	Видалення нерозчинних форм РН від основної маси неактивних розчинних солей Разом з РН та ВМ одночасно видаляються й інші іони, що призводить до швидкого вичерпання ресурсу мембран унаслідок утворення на їх поверхні осадів відповідних солей Висока експлуатаційна вартість, необхідність водопідготовки
Біологічний	Застосування активного мулу Поглинання РН і ВМ грибами, мікробактеріями, бактеріями, рослинами (фітотехнології).

Додаток Л

Перспективні рослини-аккумулятори неорганічних екотоксикантів

Вид рослин	Акумуляція токсичних елементів	Застосування для створення газонів	Проростання на болотяній місцевості	Кормова цінність	Морозостійкість
РОДИНА ЗЛАКОВІ					
Анізанта покрівельна (<i>Anisantha tectorum</i> L.)	Mo, Pb, Zn Hg, As, Cd, Ni, Cu	-	-	+	-
Куничник наземний (<i>Calamagrostis epigeios</i> L.)	Cd, Ni, Pb, Cu, Zn,	-	-	+	+
Грястиця збірна (<i>Dactylis glomerata</i> L.)	Pb, Zn, Cr, Al, Mn	+	+	+	+
Плоскуха звичайна (<i>Echinochloa crus-galli</i> L.)	As, Cd, Pb, Zn, Cu, B	-	+	+	-
Житняк гребінчастий (<i>Agropyron cristatum</i> L.)	Cs, Zn, Cd	-	-	+	+
Житняк пустельний (<i>Agropyron desertorum</i> Fisch)	Pb	-	-	+	+
Ковила волосиста (<i>Stipa capillata</i> L.)	Cr, Sn, Ti	-	-	+	+
Ковила периста (<i>Stipa pennata</i> L.)	Cr, Ti	-	+	+	+
Стоколос безостий (<i>Bromopsis inermis</i> Leyss.)	Se, Zn, Cu	-	-	+	+
Мортух східний (<i>Eremopyrum orientale</i> Ledeb.)	Cu, Pb, Zn	-	-	+	-
Тонконіг лучний (<i>Poa pratensis</i> L.)	Cd, Fe, Mn, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb, Zn	-	+	+	+

Продовження Додатка Л

Вид рослин	Акумуляція токсичних елементів	Застосування для створення газонів	Проростання на болотяній місцевості	Кормова цінність	Морозостійкість
Тонконіг лучний (<i>Poa pratensis</i> L.)	Cd, Fe, Mn, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb, Zn	-	+	+	+
Тонконіг бульбистий (<i>Poa bulbosa</i> L.)	Cu, Fe, Mn, Mo, Sr, Zn, V	-	-	+	-
Вівсяниця лучна (<i>Festuca pratensis</i> Huds.)	Sn, Cd	+	+	+	+
Перлівка трансильванська (<i>Melica transsilvanica</i> Schur.)	Zn, Pb, As, Cu, Y	-	-	+	+
Мітлиця велетенська (<i>Agrostis gigantea</i> Roth.)	Cu, Ni, Co	-	+	+	+
Пирій повзучий (<i>Elytrigia repens</i> L.)	As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg, Mn	-	+	+	-
Пажатниця багаторічна (<i>Lolium perenne</i> L.)	Cu, Pb, Zn, Cd, Ni, Mn, Cr, Al, Hg, Cd, Ni	+	+	+	+
Жито посівне (<i>Secale cereal</i> L.)	Cd, Pb, Al	-	-	+	+
Очерет звичайний (<i>Phragmites australis</i> Cav.)	Pb, Ni, Cu, Cd, Zn, Hg, Ag, Al, As, B, Cd, Cr, Cu, Hg, Fe, Mn, Ni, Pb, Se, Sn, Zn, U, Th	-	+	+	+
Ячмінь гривастий (<i>Hordeum jubatum</i> L.)	Mg	-	-	+	+

Продовження Додатка Л

Вид рослин	Акумуляція токсичних елементів	Застосування для створення газонів	Проростання на болотяній місцевості	Кормова цінність	Морозостійкість
РОДИНА БОБОВІ					
Астрагал солодколистий (Astragalus glycyphyllos L.)	Cd, Pb, Se, Zn	-	-	-	+
Астрагал еспарцетний (Astragalus onobrychis L.)	Cu, Fe, Mn, Se, Zn	+	-	-	+
Буркун білий (Melilotus albus Medik.)	As, Cd, Pb, Zn	-	-	+	+
Буркун лікарський (Melilotus officinalis L.)	Pb, Cs, Co, Zn, Cu, Ni, Cr	-	-	+	+
Конюшина лучна (Trifolium pratense L.)	Cs, As, Cd, Pb, Zn, Cu	-	-	+	+
Конюшина повзуча (Trifolium repens L.)	Ni, Hg, Cd, Pb, Zn	+	-	+	+
Конюшина польова (Trifolium arvense L.)	Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	-	-	-	+
Люцерна посівна (Medicago sativa L.)	Pb, Ni, Cr, Hg, Au	-	+	+	+
Ледвенець рогатий (Lotus corniculatus L.)	Zn, Cu, Co, Mn, Ni, Cd, Hg	-	-	+	+
Зіновать руська (Chamaecytisus ruthenicus Fisch.)	Cr, Fe, Mn, Ni, Zn	-	-	-	+
Солодець голий (Glycyrrhiza glabra L.)	Pb, Cd	-	-	+	-
Горошок бульбистий (Lathyrus tuberosus L.)	Cd, Cu, Fe, Mn, Zn	-	-	+	-
Еспарцет піщаний (Onobrychis arenaria Kit.)	Cu, Pb	-	-	+	+

Закінчення Додатка Л

Вид рослин	Акумуляція токсичних елементів	Застосування для створення газонів	Проростання на болотяній місцевості	Кормова цінність	Морозостійкість
РОДИНА КАПУСТЯНІ					
Бурачок пустельний (<i>Alyssum desertorum</i> Stapf)	Zn	-	-	+	+
Хрiниця смердюча (<i>Lepidium ruderae</i> L.)	Cd, Cu, Hg, Fe, Mn, Zn	-	-	-	+
Грицики звичайні (<i>Capsella bursa-pastoris</i> L.)	Pb, Cr, Co, Ni, Cu, Zn	-	-	-	-
Рiзушка Таля (<i>Arabidopsis thaliana</i> L.)	Zn	-	-	-	-
Рiпак озимий (<i>Brassica napus</i> L.)	Zn, Cd, Cr	-	-	+	+
РОДИНА ГВОЗДИЧНІ					
Зiрочник середній (<i>Stellaria media</i> L.)	Cd, Cu, Fe, Ni, Zn	-	+	+	+
РОДИНА ГРЕЧКОВІ					
Шпориш звичайний (<i>Polygonum aviculare</i> L.)	Hg, Pb, Zn, Cu, Cd, Ni	-	+	+	+
Щавель вузьколистий (<i>Rumex stenophyllus</i> Ledeb.)	Cr, Mn, Pb	-	+	-	+