

Міністерство освіти і науки України
Сумський національний аграрний університет

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ЖАВРИДА ДАР'Я ЄВГЕНІЇВНА

УДК 504.054:574.4

ДИСЕРТАЦІЯ

**ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ МЕРКУРІЮ (Hg^{2+}), ХРОМУ
(Cr^{6+}) та ЦИНКУ (Zn^{2+}) В СИСТЕМІ «ВОДА–ГРУНТ–БІОТА»
(на прикладі екосистем Обухівського району Київської області)**

101 – Екологія

10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

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

Науковий керівник –

Коваленко Ігор Миколайович, доктор біологічних наук, професор

Суми – 2023

АНОТАЦІЯ

Жаврида Д. Є. Екологічні особливості міграції ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в системі «вода–грунт–біота» (на прикладі екосистем Обухівського району Київської області). – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 «Екологія». – Сумський національний аграрний університет, Міністерство освіти і науки України, Суми, 2023.

Обґрунтування вибору теми дослідження. Зростання антропогенного впливу на біосферу останніми десятиріччями призвело до посиленої деградації як природних, так і урбо- та агроекосистем. Актуальним чинником у цьому процесі є надлишкове потрапляння у біосферу хімічних елементів техногенного походження, які не утилізуються, а включаються у біогеохімічні цикли, накопичуються в екосистемах, спричиняючи їх забруднення. Це, передусім, токсичні метали (ТМ), які є серйозною загрозою екологічній безпеці довкілля, оскільки є високотоксичними речовинами канцерогенної та мутагенної дії.

Екологічна оцінка міграції токсичних металів в ландшафтах природно-заповідного фонду є вкрай важливою, оскільки ці метали мають значний вплив на функціонування популяцій флори і фауни.

Багаточисленне використання сполук металів у промисловості, сільському господарстві, медицині призвело до їхнього широкого розповсюдження в навколишньому природному середовищі. Токсичність сполук цих політантів залежить від низки факторів: дози, маршруту впливу, виду хімічної сполуки, а також фізіологічних особливостей біоти, яка піддається впливу забруднювачів. Через їх високий ступінь токсичності, такі елементи як хром і ртуть знаходяться серед пріоритетних металів, що вважаються системними токсикантами, які, як відомо, викликають пошкодження органів та тканин, навіть за низьких рівнів впливу на живі

організми.

Хром, цинк і ртуть є одними з основних забруднювачів навколишнього середовища, особливо в районах з високим антропогенним навантаженням. Дослідження екологічних особливостей міграції та біоаккумуляції ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в системі «вода–грунт–біота» є дуже актуальною в Обухівському районі Київської області і потребує екологічних досліджень на всіх рівнях організації біологічної речовини.

Екологічний стан в Обухівському районі протягом останніх років залишається подекуди критичним. Основне навантаження на довкілля, як і у попередні роки, створює Трипільська ТЕС ПАТ «Центренерго» та полігон твердих побутових відходів № 5 ПрАТ «Київспецтранс», який розташований у селі Підгірці Обухівського району Київської області. В селі Трипілья Обухівського району суттєвими об'єктами-забруднювачами є стихійне місце видалення відходів, яке займає площу майже п'ять гектарів земель лісового фонду, та численні складові приміщення з невикористаними і непридатними до використання хімічними залишками засобів для захисту рослин. Крім того, періодичне горіння торфовищ в адміністративних межах села Великі Дмитровичі Обухівського району також погіршує стан навколишнього природного середовища.

Всі зазначені фактори прямо чи опосередковано викликають забруднення компонентів екосистеми токсичними металами. Усунення наслідків та попередження забруднення можливе за умови не тільки всебічного моніторингу, включаючи спостереження за станом і функціонуванням біоорганізмів, але й встановлення закономірностей міграції поллютантів у системі «вода–гідробіонт», «грунт–рослина» тощо. Тому такі дослідження є надзвичайно пріоритетними, затребуваними та важливими для України, потребують всебічного поглибленого вивчення, оскільки екологічна безпека та збереження біорізноманіття є важливими завданнями для забезпечення сталого розвитку нашої держави.

Наукова новизна одержаних результатів. Розв'язано актуальну проблему щодо інтенсивності накопичення, біоаккумуляції та біодоступності меркурію, хрому та цинку у ґрунті та водному середовищі, у тест-організмах: *Taraxacum officinale* L., *Chelidonium majus* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758) та *Esox lucius* (Linnaeus, 1758).

- уперше проведено комплексне дослідження щодо екологічного оцінювання міграції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у біосистемах «ґрунт–рослина», «вода–гідробіонт» у різних локалітетах Обухівського району Київської області;

- з'ясовано інтенсивність біоаккумуляції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у тест-організмах;

- встановлено, що вища біодоступність у меркурія спостерігається у водному середовищі;

- проаналізовано вміст та накопичення Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в екосистемах Обухівського району Київської області різного рівня антропогенного впливу;

- доведено, що найбільшим вмістом токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} характеризувався ґрунт у с. Підгірці (полігон ТПВ №5), найменшим – територія об'єкту природно-заповідного фонду (ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове», с. Витачів).

Практичне значення одержаних результатів. Результати дисертаційної роботи були використані в роботі сектору екології та природних ресурсів Обухівської районної військової (державної) адміністрації Київської області у 2019–2022 роках та слугували для прийняття управлінських рішень, покладені в звіти стану навколишнього природного середовища Обухівського району Київської області 2019–2022 років, матеріали роботи є базовою основою Паспорту екологічного стану Обухівського району 2019–2022 років. Оцінку вмісту Cr^{6+} у поверхневих водах Канівського водосховища (м. Українка), використано у випробувальній санітарно-промисловій лабораторії ПАТ «Київський картонно-паперовий комбінат», апробовано на підприємстві за акредитованою методикою МВВ № 081/12-0114-03 «Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика

виконання вимірювань масової концентрації хрому загального, хрому (VI) та хрому (III) екстракційно-фотоколориметричним методом з дифенілкарбазидом». Отримані результати дисертаційної роботи використано в 2021 році при реалізації проекту «Реконструкція та технічне переоснащення полігону твердих побутових відходів № 5 у с. Підгірці Обухівського району Київської області. Рекультивація ділянки № 1», а саме у виконанні заходів післяпроектного моніторингу згідно з висновком з оцінки впливу на довкілля, задля попередження забруднень токсичними металами та покращення екологічної ситуації регіону. Результати дисертаційного дослідження використовуються при викладанні лекцій спеціалістами ГУ Держпродспоживслужби в Київській області за темами: «Забруднення навколишнього середовища пестицидами і агрохімікатами», «Охорона атмосферного повітря, ґрунту, водних джерел від забруднення пестицидами і агрохімікатами». Результати дисертаційної роботи на прикладі екологічного впливу токсичних металів на екосистеми Обухівського району Київської області використовуються при викладанні дисципліни «Основи екотоксикології» на другому освітньому рівні «Магістр» спеціальності 101–Екологія ДЗ «Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління».

Метою дисертаційної роботи було виявити екологічні особливості міграції меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у системах «ґрунт–рослина» у природних та трансформованих ландшафтах Обухівського району Київської області та «вода–гідробіонт» Канівського водосховища.

На основі теоретичних узагальнень та експериментальних досліджень висвітлено екологічні особливості міграції токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} та Zn^{2+} в системі «вода–ґрунт–біота» на прикладі екосистем Обухівського району Київської області.

Літературний огляд закордонних та вітчизняних джерел за останні 20 років підтвердив, що питанням моніторингу, міграції токсичних металів та

їхніх сполук у ґрунті, біоаккумуляції у рослинах та гідробіонтах приділяється достатньо уваги світової наукової спільноти в Україні, Європі, Азії, США та потребує детального вивчення.

Вибір металів для досліджень ґрунтувався не тільки на їхній відповідності найбільш поширеній групі поліютантів у номенклатурному й територіальному аспектах, а й належності, наприклад, цинку до важливих мікроелементів, що беруть участь у процесах життєдіяльності організмів.

Для досягнення поставленої мети дисертаційної роботи та для отримання необхідних результатів щодо дослідження екологічних особливостей міграції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «вода–ґрунт–біота» нами було обрано такі тест-організми у наземних та водних екосистемах Обухівського району Київської області: *Taraxacum officinale* L., *Chelidonium majus* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758) та *Esox lucius* (Linnaeus, 1758). Обґрунтовано локалітети для відбору проб за 4 варіантами: 1) локація в зоні діяльності ПАТ «Центренерго» Трипільської ТЕС (Українська ОТГ, м. Українка); 2) локація ТПВ полігон № 5 (Козинська ОТГ, с. Підгірці); 3) локація-фонконтроль – об’єкт природно-заповідного фонду, ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове» (Обухівська ОТГ, с. Витачів); 4) локація Канівського водосховища (в зоні діяльності ПАТ «Центренерго» Трипільської ТЕС, Українська ОТГ, м. Українка). Для обґрунтування репрезентативності у виборі локацій об’єктів дослідження використано інтерактивну екологічну карту – екогеопорталу «Довкілля Обухівщини».

Встановлено, що найбільшим вмістом Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} характеризувався ґрунт полігону побутових відходів (полігон ПВ № 5, с. Підгірці), найменшим – проби ґрунту, які відібрано на території об’єкту природно-заповідного фонду (ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове», с. Витачів), що, вочевидь, пов’язано із різним ступенем полікомпонентного антропогенного навантаження.

Виявлено, що найбільший вміст Cr^{6+} у фітомасі *T. officinale*

зафіксований у локалітеті полігону побутових відходів, у контрольному варіанті (території об'єкту ПЗФ) найбільшим був вміст Zn^{2+} . Виявлена тенденція щодо Cr^{6+} , вочевидь, пов'язана із довготривалим полікомпонентним забрудненням політантами території, де розташовано полігон ТПВ. При інтерпретації результатів визначення ТМ у фітомасі *T. officinale* враховувались еколого-біологічні особливості тест-рослини. Значення цинку як облігатного мікроелемента підкреслило його важливість для нормального функціонування рослин і біологічних процесів. Оскільки цинк присутній у великих концентраціях у системі «грунт–рослина», це свідчить про його значну роль у багатьох аспектах фізіології рослин.

Доведено лінійну залежність вмісту Hg^{2+} та Cr^{6+} у фітомасі *T. officinale* від концентрації металів у ґрунті (коефіцієнт кореляції 0,99), на відміну від Zn^{2+} (коефіцієнт кореляції = - 0,32). Лінійна формалізація та високий коефіцієнт кореляції свідчать про тісний зв'язок між забрудненням ґрунту Hg^{2+} та Cr^{6+} та їх акумуляцією у рослинах *T. officinale*. Це може бути важливим фактором для індикації забруднення довкілля токсичними металами та прогнозуванням потенційної загрози для екосистеми та здоров'я людей.

Проте, Zn^{2+} характеризувався ступеневою формалізацією залежності вмісту у фітомасі *T. officinale* від концентрації металу у ґрунті. Коефіцієнт кореляції між вмістом цього металу у ґрунті та фітомасі *T. officinale* був від'ємним ($r = - 0,32$), що свідчить про зворотній та не тісний зв'язок між вмістом цинку у ґрунті та рослинах цього виду. Варто враховувати, що інші фактори, такі як властивості ґрунту, фізико-хімічні процеси та взаємодія рослини з навколишнім середовищем, також можуть впливати на акумуляцію цинку у рослинах.

Ch. majus використовували як тест-рослину для вивчення екологічних особливостей виключно Hg^{2+} . Встановлено, що у фітомасі *Ch. majus* максимальним вмістом Hg^{2+} характеризувався локалітет полігону побутових відходів, мінімальним – локалітет об'єкту природно-заповідного фонду. За

вмістом Hg^{2+} у фітомасі *Ch. majus* досліджувані території можна ранжувати таким чином: «полігон ТПВ № 5» > «Трипільська ТЕС» > «Урочище Калинове».

За інтенсивністю біоаккумуляції *T. officinale* поллютантів з ґрунту на досліджуваних територіях отримано такий ряд металів: $\text{Cr}^{6+} > \text{Hg}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$.

За інтенсивністю біоаккумуляції *Ch. majus* меркурію локації можна ранжувати таким чином: «Трипільська ТЕС» > «полігон ТПВ № 5» > «Урочище Калинове».

Визначено, що вміст Hg^{2+} , Cr^{6+} та Zn^{2+} у донних відкладах значно більше, ніж у поверхневих водах Канівського водосховища. Це є свідченням накопичення та міграції токсикантів у донних відкладах, де вони можуть зберігатися багато років. Донні відклади можна розглядати як своєрідне депо токсичних металів.

Максимальну концентрацію Cr^{6+} зафіксовано у *V. bjoerkna*, в той же час, *S. demersum* характеризувався більшим вмістом Hg^{2+} та Zn^{2+} , порівняно з іншими досліджуваними гідробіонтами.

Досліджено інтенсивність біоаккумуляції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «вода–гідробіонт». Накопичення токсичних металів у системі «вода–гідробіонт» зменшувалось у ряду: $\text{Hg}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cr}^{6+}$.

Серед досліджуваних водних організмів найбільшими коефіцієнтами біоаккумуляції характеризувався *S. demersum*. Коефіцієнти біоаккумуляції для Hg^{2+} у гідробіонтах зменшувались у ряду: *S. demersum* > *V. bjoerkna* > *E. lucius*.

Доведено, що інтенсивність накопичення меркурію тест-організмами *S. demersum*, *V. bjoerkna*, *E. lucius* у гідроекосистемі достовірно більша (за критерієм Фішера), ніж *T. officinale* в системі «ґрунт–рослина», що свідчить про вищу біодоступність меркурію у водному середовищі. Відтак меркурій слід вважати індикаторним забрудником при моніторингу та контролі токсичних металів у екосистемах Обухівського району Київської області.

Отже, в контексті формування сучасної парадигми екологічних знань,

вплив Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} доцільно розглядати як такий, що може призвести до зниження природно-ресурсного потенціалу соціоекосистеми різних ієрархічних порядків.

Ключові слова: екологічна оцінка, моніторинг, екосистеми, навколишнє природне середовище, популяція, види рослин, флора і фауна, токсичні метали (важкі метали), міграція, біоаккумуляція, ґрунт, забруднення, природно-заповідний фонд, екологія ландшафтів, екологічна безпека.

ABSTRACT

Zhavryda D.E. Ecological features of migration of mercury (Hg^{2+}), chromium (Cr^{6+}) and zinc (Zn^{2+}) in the system «water–soil–biota» (on the example of the ecosystems of Obukhiv district, Kyiv region). – Qualifying scientific work on manuscript rights.

Thesis for obtaining the scientific degree of Doctor of Philosophy in specialty 101 «Ecology». – Sumy National Agrarian University, Ministry of Education and Science of Ukraine, Sumy, 2023.

Explanation of the research topic choice. Increasing anthropogenic impact on the biosphere in recent decades has led to intensive degradation of both natural and artificially created urban and agroecosystems. An important factor in this process is the excessive arrival of man-made chemical elements into the biosphere, which are not disposed of, are included in biogeochemical cycles, and accumulate in ecosystems, causing their pollution. These elements primarily include toxic metals (TM), which are a serious threat to the ecological safety of the environment, as they are highly toxic substances with carcinogenic and mutagenic effects.

Environmental assessment of toxic metals impact on the landscapes of the nature reserve fund is extremely important, since these metals have a significant impact on the functioning of flora and fauna populations.

The numerous uses of metal compounds in industry, agriculture, and medicine has led to their widespread distribution in the environment. The toxicity

of the compounds of these pollutants depends on factors: the dose, the route of exposure, the type of chemical compound, as well as the physiological characteristics of the biota exposed to the pollutants. Because of their high degree of toxicity, elements such as chromium and mercury are among the priority metals considered to be systemic toxicants known to cause organ and tissue damage, even at low levels of exposure to living organisms.

Chromium, zinc and mercury are among the main pollutants of the environment, especially in areas with high anthropogenic load. The study of ecological features of migration and bioaccumulation of mercury (Hg^{2+}), chromium (Cr^{6+}) and zinc (Zn^{2+}) in the «water–soil–biota» system is very relevant in the Obukhiv district of the Kyiv region and requires to be solved.

In recent years, the ecological condition in the Obukhiv district remains critical in some places. The main load on the environment, as in previous years, is formed by the Trypil TPP of PJSC «Centrenergo» and solid waste landfill No. 5 of PJSC «Kyivspetstrans», located in the village of Pidhirtsi, Obukhiv district, Kyiv region. In the village of Trypillya, Obukhiv district, the significant polluting objects are a spontaneous waste disposal site, which occupies an area of almost five hectares of forest land, and numerous warehouses with unusable pesticides. In addition, periodic burning of peatlands in Velyki Dmytrovychy also lead to pollution.

All of these factors directly or indirectly cause contamination of ecosystem components with toxic metals. Elimination of the consequences and prevention of pollution is possible under the condition of not only comprehensive monitoring, including observation of the biological organisms functioning, but also highlighting the TM migration features in the «water–hydrobiont», «soil–plant» system, etc. Therefore, such research is extremely high-priority, in-demand and important for Ukraine, and requires a comprehensive in-depth study, since environmental safety and preservation of biodiversity are important tasks for ensuring the sustainable development.

Scientific novelty of the results. The problem of the bioaccumulation and

bioavailability of mercury, chromium and zinc in soil and water environment, in test organisms such as: *Taraxacum officinale* L.; *Chelidonium majus* L.; *Ceratophyllum demersum* L.; *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758); and *Esox lucius* (Linnaeus, 1758) was solved.

- for the first time, the migration of Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} in biosystems «soil–plant», «water–hydrobiont» in various localities of Obukhiv district, Kyiv region were assessed;

- the bioaccumulation of Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} in test organisms was determined;

- it was found that the higher bioavailability of mercury is observed in the aquatic environment;

- the concentrations of Hg^{2+} , Cr^{6+} , and Zn^{2+} in the ecosystems of Obukhiv district of Kyiv region at the different exposure levels of pollutants were analyzed; and migration paths were evaluated;

- it was proved that the highest content of toxic metals Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} was characterized by the soil in the village of Pidhirtsi (solid waste landfill No. 5), the lowest – the territory of the object of the nature reserve fund (landscape reserve of local significance «Tract «Kalynove», village of Vytachiv).

Practical significance of the results. The results were applied for the work of the ecology and natural resources sector of the Obukhiv district military (state) administration of the Kyiv region in 2019-2022 and were used for management As well as for the environment reports of the Obukhiv district of the Kyiv region for 2019-2022. The results are the basis of the Passport of the ecological state of Obukhiv district 2019–2022. The assessment protocol of the surface waters Cr^{6+} content in the Kaniv Reservoir (Ukrainka) applied in the sanitary and industrial testing laboratory (PJSC «Kyiv Cardboard and Paper Interprise»); it was tested according to the methodology of MVV No. 081/12-0114-03 «Surface, underground and return water. Methodology for measuring the mass concentration of total chromium, chromium (VI) and chromium (III) by the extraction-photocolorometric method with diphenylcarbazide». The obtained results were used in 2021 during the implementation of the project «Reconstruction and

technical re-equipment of solid household waste landfill No. 5 in the village of Pidhirtsi Obukhiv district, Kyiv region. Reclamation of site No. 1», namely in the implementation of post-project monitoring measures in accordance with the conclusion of the environmental impact assessment, in order to prevent pollution by toxic metals and improve the ecological situation of the region. The results of the thesis applied in the lectures in the State Production and Consumer Service in Kyiv region on the topics: «Environmental pollution with pesticides and agrochemicals», «Protection of atmospheric air, soil, and water sources from contamination with pesticides and agrochemicals». The results of the thesis were involved to the «Fundamentals of Ecotoxicology» course (second educational level «Master» specialty 101 «Ecology», State Environmental Academy of Postgraduate Education and Management).

The aim of the thesis was to reveal the environmental peculiarities of the migration of mercury (Hg^{2+}), chromium (Cr^{6+}) and zinc (Zn^{2+}) in the «soil–plant» systems in the natural and transformed landscapes of the Obukhiv region of the Kyiv region and the «water–hydrobiont» of the Kaniv Reservoir.

On the basis of theoretical generalizations and experimental studies, the environmental peculiarities of the migration of toxic metals Hg^{2+} , Cr^{6+} and Zn^{2+} in the «water–soil–biota» system are highlighted using the example of the ecosystems of Obukhiv district, Kyiv region.

A literature review over the past 20 years confirmed that the issues of monitoring, migration of toxic metals and their compounds in the soil, bioaccumulation in plants and hydrobionts receive enough attention from the world scientific community in Ukraine, Europe, Asia, and the USA. However, the bioaccumulation of TM in exact natural places and living organisms still needs to be studied. Moreover, it is important for potential polluted sites.

The choice of studied metals was based not only on their correspondence to the most widespread group of pollutants in nomenclature and territorial aspects, but also on the belonging, for example, of zinc to important trace elements involved in the life processes of organisms.

To achieve the goal of the thesis, we selected the following test organisms in the terrestrial and aquatic ecosystems of Obukhiv District, Kyiv Region: *Taraxacum officinale* L., *Chelidonium majus* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758) and *Esox lucius* (Linnaeus, 1758). The sampling were realized on 4 modalities: 1) a location in the area of activity of PJSC «Centrenergo» of Trypil TPP (Ukrainian OTG, Ukrainka); 2) location of solid waste landfill No. 5 (Kozynska OTG, Pidhirtsi village); 3) location-background control – an object of the nature reserve fund, a landscape reserve of local importance «Tract «Kalynove» (Obuhiv OTG, Vytachiv village); 4) location of the Kaniv Reservoir (in the area of activity of PJSC «Tsentrenergo» of the Trypil TPP, Ukrainian OTG, Ukrainka). The selection of the studied locations was done with the help of interactive ecological map was used - the eco-geoportal «Environment of Obukhiv Oblast».

The highest content of Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} was in the soil of the household waste landfill (landfill landfill No. 5, Pidhirtsi village), the lowest – in the soil on the territory of the nature reserve fund (landscape reserve of local importance «Urochyshche «Kalinove», the village of Vytachev), which is obviously related to different degrees of multicomponent anthropogenic load.

The highest content of Cr^{6+} in the phytomass of *T. officinale* was recorded in the locality of the household waste landfill. The highest Zn^{2+} concentration had phytomass from the landscape reserve of local importance «Urochyshche «Kalinove», the village of Vytachev. The revealed trend regarding Cr^{6+} is obviously related to the long-term multicomponent pollution by pollutants of the territory where the solid waste landfill is located. When interpreting the results of determination of TM in the phytomass of *T. officinale*, the ecological and biological features of the test plant were taken into account. The value of zinc as an obligatory trace element emphasizes its importance for the normal functioning of plants and biological processes. Generally, zinc is present in rather high concentrations in the «soil–plant» system; this indicates its significant role in many aspects of plant physiology.

The linear correlation between both Hg^{2+} and Cr^{6+} content in the *T. officinale* and their concentration in soil (correlation coefficient 0.99) was found. In contrast for Zn^{2+} correlation coefficient was - 0.32. Linear formalization and high correlation coefficient indicate a close link between both Hg^{2+} and Cr^{6+} soil contamination and their accumulation in *T. officinale*. This can be an important factor for indicating environmental pollution with toxic metals and predicting the potential threat to the ecosystem and human health.

Zn^{2+} was characterized by a polynomic formalization of the correlation between concentration in *T. officinale* and soil ($r = - 0.32$). This indicates an inverse and not close linkage between the zinc content in the soil and plants. It should be taken into account other factors, such as soil properties, physicochemical processes etc. can also affect the accumulation of zinc in plants.

Ch. majus was used as a model plant to study ecological features exclusively of Hg^{2+} . In the phytomass of *Ch. majus*, the locality of the household waste landfill was characterized by the maximum Hg^{2+} content, and the locality of the nature reserve facility was characterized by the minimum content. According to the Hg^{2+} concentration in the *Ch. majus*, the studied areas can be ranked as follows: «Solid waste landfill No. 5» > «Trypilska TPP» > «Kalynove Tract».

According to the TM bioaccumulation in *T. officinale*, the metals could be ranged in follow descending row: $\text{Cr}^{6+} > \text{Hg}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$.

According to the Hg^{2+} bioaccumulation in *Ch. Majus*, locations can be ranked as follows: «Trypilska TPP» > «MSW landfill No. 5» > «Kalynove Tract».

The Hg^{2+} , Cr^{6+} and Zn^{2+} content of in the bottom sediments is much higher than in the surface waters of the Kaniv Reservoir. This is evidence of the accumulation and migration of TM in bottom sediments, where they can persist for many years. Bottom deposits can be considered as a kind of depot of TM.

The maximum concentration of Cr^{6+} was recorded in *B. bjoerkna*, at the same times, *C. demersum* was characterized by a higher content of Hg^{2+} and Zn^{2+} .

The accumulation of toxic metals in the «water–hydrobiont» system decreased in the following order: $\text{Hg}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cr}^{6+}$. The maximum concentration

of mercury in hydrobionts can be explained by its high bioavailability in aquatic ecosystems.

Among the studied aquatic organisms, *C. demersum* was characterized by the highest bioaccumulation. Hg^{2+} bioaccumulation in hydrobionts decreased in the order: *C. demersum* > *B. bjoerkna* > *E. lucius*.

The bioaccumulation by *C. demersum*, *B. bjoerkna*, *E. lucius* in the water is significantly higher (by Fisher's criteria) than for terrestrial plant *T. officinale*. Thus, Hg^{2+} should be considered an indicator pollutant in the monitoring and control of TM in the ecosystems of Obukhiv district, Kyiv region.

Consequently, in the context of the formation of the modern paradigm of ecological knowledge, the influence of Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} should be considered as such, which can lead to a decrease in the natural resource potential of the socio-ecosystem of various hierarchical orders.

Key words: environmental assessment, monitoring, ecosystems, environment, population, plant species, flora and fauna, toxic metals (heavy metals), migration, bioaccumulation, soil, pollution, nature reserve fund, landscape ecology, environmental safety.

СПИСОК ПРАЦЬ ЗДОБУВАЧА, ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у фахових наукових виданнях

1. Шевченко Р. Ю., Жаврида Д. Є. Концепція теорії управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу. *Екологічні науки*. № 1 (24). 2019. С. 51–56. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-1-24-1-8>.

2. Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Екологічна оцінка вмісту меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) і цинку (Zn^{2+}) у складниках екосистем (на прикладі

Обухівського району Київської області). *Екологічні науки*. № 5 (32). 2020. С. 62–70. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.5-32.10>.

3. Бондар О. І., Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Біоаккумуляція ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у екосистемах Обухівського району Київської області. *Екологічні науки*. № 2 (35). 2021. С. 90-93. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.2-35.15>.

Статті у виданнях, включених до міжнародних наукових баз Scopus

4. Nataliia Ryzhenko, Daria Zhavryda, Yurii Bokhonov, Dmytro Ryzhenko. Mercury contamination in soil, water, plants and hydrobionts in Kyiv and Kyiv region. *Polish Journal of soil science*. vol. LIV/1. 2021. P.185–189. DOI: <https://journals.umcs.pl/pjss/article/view/12746>.

5. Oleh Ulytskyi, Olena Sukhina, Valentyna Antonenko, Nataliia Ryzhenko, Daria Zhavryda. Methods of Valuation of Ecosystem Assets and their Assimilation. *Scientific Horizons*. 24(12).2021.70–83. DOI: [https://doi.org/10.48077/scihor.24\(12\).2021.70-83](https://doi.org/10.48077/scihor.24(12).2021.70-83).

Тези і матеріали конференцій

6. Жаврида Д., Риженко Н. Екологічні проблеми природних систем Обухівського району Київської області. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку*: матеріали IV-ї Міжнародної науково-практичної конференції, Херсон, 21–22 жовтня, 2021. С. 98–101.

7. Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Екологічний моніторинг вмісту Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «ґрунт-рослина», «вода-гідробіонт» Обухівського району Київської області. *Україна – ЄС: проблеми наукової та галузевої інтеграції*: Матеріали V Всеукраїнської заочної науково-практичної конференції. Харків, 31 січня – 01 лютого 2020. С. 43–46.

8. Жаврида Д. Є. Екотоксикологічна характеристика небезпечності ртуті, хрому та цинку для довкілля. *Продовольча та екологічна безпека в*

умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу:
Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції секція 2:
Післявоєнне відновлення рослинних ресурсів та екологічна безпека країни.
Київ, 25 травня 2023. С. 289–29.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ	21
ВСТУП	22
РОЗДІЛ 1. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	32
1.1. Екотоксикологічна характеристика небезпечності та наслідки забруднення навколишнього природного середовища Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+}	32
1.2. Еколого-біологічні властивості поведінки Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в екосистемах.....	36
1.2.1. Закономірності міграції токсичних металів за ґрунтовим профілем.....	36
1.2.2. Особливості біодоступності, біоаккумуляції та фітотоксичності Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у системі «ґрунт–рослина».....	45
1.2.3. Шляхи міграції та специфіка біоаккумуляції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у водних екосистемах.....	54
1.3. Сучасні напрями моніторингу та нормування вмісту токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+}	61
Висновки до розділу 1.....	69
Список використаних джерел до розділу 1.....	70
РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ	87
2.1. Природно-кліматичні умови місць проведення досліджень.....	88
2.2. Матеріали досліджень.....	94
2.3. Методи досліджень.....	97
Висновки до розділу 2.....	103
Список використаних джерел до розділу 2.....	104
РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГІЧНЕ ОЦІНЮВАННЯ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ОБУХІВСЬКОГО РАЙОНУ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ	109
3.1. Характеристика Обухівського району Київської області.....	109

3.2. Аналіз антропогенного впливу промисловості, сільського господарства, інфраструктури на екологічний стан природних ландшафтів та біорізноманіття Обухівського району Київської області.....111

3.3. Вплив агломерації Обухівського району Київської області на екологічний стан атмосферного повітря.....118

3.4. Сучасний екологічний стан і забруднення водних екосистем Обухівського району Київської області.....119

Висновки до розділу 3.....123

Список використаних джерел до розділу 3.....125

РОЗДІЛ 4. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ВМІСТУ ТА НАКОПИЧЕННЯ Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} У СИСТЕМІ «ГРУНТ–РОСЛИНА».....127

4.1. Оцінка вмісту Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в ґрунті та трав'янистих рослинах *Taraxacum officinale* L. та *Chelidonium majus* L.127

4.2. Аналіз біоаккумуляції токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у системі «ґрунт–рослина».....132

Висновки до розділу 4.....135

Список використаних джерел до розділу 4.....137

РОЗДІЛ 5. ВМІСТ ТА БІОАКУМУЛЯЦІЯ Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} У ВОДНІЙ ЕКОСИСТЕМІ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА.....139

5.1. Вміст токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у поверхневих водах та гідробіонтах *Ceratophyllum demersum* L., *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758), *Esox lucius* (Linnaeus, 1758) Канівського водосховища (Обухівський район Київська область).....139

5.2. Біоаккумуляція токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «вода–гідробіонт».....148

Висновки до розділу 5.....152

Список використаних джерел до розділу 5.....153

РОЗДІЛ 6. ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ОСОБЛИВОСТЕЙ

МІГРАЦІЇ Hg²⁺, Cr⁶⁺, Zn²⁺ В СИСТЕМІ «ВОДА–ГРУНТ–БІОТА».....	155
6.1. Обґрунтування впливу Hg ²⁺ , Cr ⁶⁺ , Zn ²⁺ на навколишнє природне середовище в контексті формування сучасної парадигми екологічних знань.....	155
6.2. Екологічні аспекти оцінки впливу аллохтонних агентів Hg ²⁺ , Cr ⁶⁺ , Zn ²⁺ на соціоекосистему.....	161
Висновки до розділу 6.....	167
Список використаних джерел до розділу 6.....	167
ВИСНОВКИ.....	170
ДОДАТКИ.....	172

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

- ГДК – гранично допустима концентрація
ДСТУ – державний стандарт України
ЗУ – закон України
ЗР – забруднюючі речовини
ЄС – Європейський Союз
ІЗГ – індекс забруднення ґрунти
Кб – коефіцієнт біоаккумуляції
МВВ – методичні вказівки з визначення
Ме – метали
НПС – навколишнє природне середовище (довкілля)
ООН – Організації Об’єднаних Націй
ПЗФ – природно-заповідний фонд
T₅₀ – період напіврозпаду
ТЕС – теплова енергетична станція
ТМ – токсичні метали (важкі метали)
ТПВ – тверді побутові відходи
ТШХ – тонкошарова хроматографія
ФЕК – фотоелектроколориметр
ЧКУ – Червона книга України
ХЗЗР – хімічні засоби захисту рослин
ЮНЕП – Програма ООН з навколишнього середовища

ВСТУП

Актуальність та обґрунтування вибору теми дослідження. Зростання антропогенного впливу на біосферу останніми десятиріччями призвело до інтенсивної деградації як природних, так і урбо- та агроєкосистем. Актуальним чинником у цьому процесі виступає надмірне надходження в біосферу хімічних елементів техногенного походження, які не утилізуються, включаються в біогеохімічні цикли, накопичуються в екосистемах, спричиняючи їх забруднення. До таких елементів, насамперед, належать токсичні метали, які є надзвичайно небезпечними забруднювачами довкілля, а також високотоксичними речовинами канцерогенної та мутагенної дії [1; 2; 3; 4].

Проблема забруднення металами всіх об'єктів навколишнього середовища і нині не втрачає своєї актуальності в Україні [5; 6; 7; 8; 9]. Багаточисленне використання сполук металів у промисловості, сільському господарстві, медицині призвело до їхнього широкого розповсюдження в навколишньому середовищі. Токсичність сполук цих полютантів залежить від низки факторів: доза, маршрут впливу, хімічні види, а також фізіологічні особливості біоти, яка піддається впливу забруднювачів [10;11]. Через їх високий ступінь токсичності, такі елементи як хром і меркурій знаходяться серед пріоритетних металів, що вважаються системними токсикантами, які, як відомо, викликають пошкодження органів та тканин, навіть за низьких рівнів впливу на живі організми [12].

Хром, цинк і меркурій є одними з основних забруднювачів навколишнього середовища, особливо в районах з високим антропогенним впливом. Дослідження екологічних особливостей міграції та біоаккумуляції меркурію (Hg^{2+}), хрому шестивалентного (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в системі «вода–грунт–біота» є дуже актуальною в Обухівському районі Київської області та потребує екологічних досліджень на всіх рівнях організації біологічної речовини [13].

Екологічний стан в Обухівському районі протягом останніх років

залишається подекуди критичним. Основне навантаження на довкілля, як і в попередні роки, створює Трипільська ТЕС ПАТ «Центренерго» та полігон твердих побутових відходів № 5 ПрАТ «Київспецтранс», який розташований у селі Підгірці Обухівського району Київської області. В селі Трипілля Обухівського району суттєвими об'єктами-забруднювачами є стихійне місце видалення відходів, яке займає площу майже п'ять гектарів земель лісового фонду та складове приміщення з невикористаними і непридатними до використання хімічними залишками засобів для захисту рослин. Крім того, періодичне горіння торфовищ в адміністративних межах села Великі Дмитровичі Обухівського району також погіршує стан навколишнього природного середовища [14; 15].

Всі зазначені фактори прямо чи опосередковано викликають забруднення компонентів екосистеми токсичними металами. Усунення наслідків та попередження забруднення металами можливе за умови не тільки всебічного моніторингу, включаючи спостереження за станом і функціонуванням біоорганізмів, але й встановлення закономірностей міграції поллютантів у системі «вода–гідробіонт», «грунт–рослина» тощо. Тому такі дослідження є надзвичайно пріоритетними, затребуваними та важливими для України, потребують всебічного поглибленого вивчення, що і обумовило вибір теми дисертаційної роботи.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Наукова робота виконувалася згідно із заходами галузевої державної Програми охорони довкілля в Обухівському районі Київської області на 2018–2020 роки, затвердженої Рішенням сесії Обухівської районної ради Київської області від 07.12.2017 № 590.25.VII (зі змінами) та Програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення водних об'єктів на території Обухівського району Київської області до 2021 року, затвердженої Рішенням Обухівської районної ради Київської області від 12.06. 2015 № 629.43.VI (зі змінами). Дисертаційна робота включена до програми наукових досліджень «Розробити методологію моніторингу

біогенних елементів та поллютантів ландшафтів в системі «грунт–атмосфера–рослина» (державна реєстрація № 6119U103966).

Мета та завдання дисертаційного дослідження.

Метою роботи було виявити екологічні особливості міграції меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у системі «грунт–рослина» у природних та трансформованих ландшафтах Обухівського району Київської області, «вода–гідробіонт» Канівського водосховища.

Для досягнення мети дисертаційного дослідження були поставлені такі **завдання**:

1. Оцінити вміст Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у ґрунті природних та трансформованих ландшафтів Обухівського району Київської області, фітомасі *Taraxacum officinale* L., вміст Hg^{2+} у фітомасі *Chelidonium majus* L.
2. Дослідити інтенсивність біоаккумуляції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у системі «грунт–рослина».
3. Визначити вміст Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у поверхневих водах та гідробіонтах *Ceratophyllum demersum* L., *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758), *Esox lucius* (Linnaeus, 1758) Канівського водосховища.
4. Дослідити інтенсивність біоаккумуляції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «вода–гідробіонт».
5. Проаналізувати екологічні особливості міграції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «вода–грунт–біота».

Об'єкт дослідження – міграція токсичних металів у екосистемах Обухівського району Київської області різного рівня антропогенного впливу.

Предметом дослідження – вміст, міграція та біоаккумуляція меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}), цинку (Zn^{2+}) у системах «грунт–рослина» природних та трансформованих ландшафтів Обухівського району Київської області, «вода–гідробіонт» Канівського водосховища.

Методи досліджень.

Для досягнення поставленої мети дисертаційної роботи та для отримання необхідних результатів щодо дослідження екологічних

особливостей міграції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «вода–грунт–біота» нами було обрано такі тест-організми у наземних та водних екосистемах Обухівського району Київської області: *Taraxacum officinale* L., *Chelidonium majus* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758) та *Esox lucius* (Linnaeus, 1758). Обґрунтовано локалітети для відбору проб за 4 варіантами: 1) локація в зоні діяльності ПАТ «Центрэнерго» Трипільської ТЕС (Українська ОТГ, м. Українка); 2) локація ТПВ полігон № 5 (Козинська ОТГ, с. Підгірці); 3) локація-фонконтроль – об'єкт природно-заповідного фонду, ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове» (Обухівська ОТГ, с. Витачів); 4) локація Канівського водосховища (в зоні діяльності ПАТ «Центрэнерго» Трипільської ТЕС, Українська ОТГ, м. Українка). Для обґрунтування репрезентативності у виборі локацій об'єктів дослідження було використано інтерактивну екологічну карту – екогеопорталу «Довкілля Обухівщини» (Додатки А; Б).

Для виконання поставлених завдань були застосовані такі методи: натурні (відбір проб ґрунту, фітомаси, візуальні, описові); лабораторні методи (аналітичні, хімічні, фізико-хімічні); математичні (розрахунок коефіцієнту біоаккумуляції); статистичні (обробка отриманих результатів і визначення їх вірогідності) та загальнонаукові методи (діалектичний та загальнологічний методи пізнання, інформаційно-бібліографічний). На всіх етапах досліджень ми користувались загальноприйнятими програмами ПЕОМ, зокрема, Excel. При аналізі отриманих результатів користувались кореляційним, регресійним, дисперсійним статистичними методами обробки результатів. Рівень достовірності обчислювали при $P_{0,95}$. Статистична обробка експериментальних даних була проведена з використанням пакету прикладних програм Microsoft Excel. Коефіцієнт варіації, ранжирування виборок, віднесення до фітотоксикологічних класів проводили за загальноприйнятими методиками у біометрії за М. О. Плохинським, Г. Ф. Лакінім.

Наукова новизна одержаних результатів. Розв'язано актуальну

проблему щодо інтенсивності накопичення, біоаккумуляції та біодоступності ртуті, хрому та цинку у ґрунті та водному середовищі, у тест-організмах: *Taraxacum officinale* L., *Chelidonium majus* L., *Ceratophyllum demersum* L., *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758) та *Esox lucius* (Linnaeus, 1758).

- **уперше проведено** комплексне дослідження щодо екологічного оцінювання міграції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у біосистемах «ґрунт–рослина», «вода–гідробіонт» у різних локалітетах Обухівського району Київської області;

- **з'ясовано** інтенсивність біоаккумуляції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у тест-організмах;

- **встановлено**, що вища біодоступність у ртуті спостерігається у водному середовищі;

- **проаналізовано** вміст та накопичення Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в екосистемах Обухівського району Київської області різного рівня антропогенного впливу;

- **доведено**, що найбільшим вмістом токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} характеризувався ґрунт у с.Підгірці (полігон ТПВ №5), найменшим – територія об'єкту природно-заповідного фонду (ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове», с. Витачів).

Практичне значення одержаних результатів. Результати дисертаційної роботи були використані в роботі сектору екології та природних ресурсів Обухівської районної військової (державної) адміністрації Київської області в 2019–2022 роках та слугували для прийняття управлінських рішень, покладені в звіти стану навколишнього природного середовища Обухівського району Київської області 2019–2022 років, матеріали роботи є базовою основою Паспорту екологічного стану Обухівського району 2019–2022 років (Додаток В). Результативну оцінку вмісту Cr^{6+} у поверхневих водах Канівського водосховища (м. Українка), використано у випробувальній санітарно-промисловій лабораторії ПАТ «Київський картонно-паперовий комбінат», апробовано на підприємстві за акредитованою методикою МВВ № 081/12-0114-03 «Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації хрому

загального, хрому (VI) та хрому (III) екстракційно-фотоколориметричним методом з дифенілкарбазидом» (Додаток Г). Отримані результати використано в 2021 році при реалізації проекту «Реконструкція та технічне переоснащення полігону твердих побутових відходів № 5 у с. Підгірці Обухівського району Київської області. Рекультивация ділянки № 1», а саме у виконанні заходів післяпроектного моніторингу згідно з висновком з оцінки впливу на довкілля, задля попередження забруднень токсичними металами та покращення екологічної ситуації регіону (Додаток Д). Результати дисертаційного дослідження використовуються при викладанні лекцій в ГУ Держпродспоживслужби в Київській області за темами: «Забруднення навколишнього середовища пестицидами і агрохімікатами», «Охорона атмосферного повітря, ґрунту, водних джерел від забруднення пестицидами і агрохімікатами» (Додаток Е). Результати дисертаційної роботи на прикладі екологічного впливу токсичних металів на екосистеми Обухівського району Київської області використовуються при викладанні дисципліни «Основи екотоксикології». Застосування теоретичних узагальнень та практичних результатів дисертаційної роботи у навчальному процесі сприяло поглибленню тематичних знань та більш ефективній підготовці фахівців ОР «Магістр» за спеціальністю 101 «Екологія» ДЗ «Державна екологічна академія» (Додаток Ж). Практичне впровадження та апробація результатів дослідження підтверджено відповідними Актами та Довідками.

Особистий внесок здобувачки полягає у ретроспективному аналізі вітчизняної та світової наукової літератури, плануванні лабораторних і натурних досліджень, складанні схем досліджень, експериментальній роботі, узагальненні результатів досліджень та статистичному аналізі отриманих даних, апробації та впровадженні результатів наукових досліджень. Також особистий внесок полягає в розробці моделей методів та засобів динамічних сценаріїв екологічного моніторингу довкілля Обухівського району Київської області, які забезпечують підвищення рівня управління антропогенним впливом на навколишнє природне середовище району. Отримані авторкою результати

наукових досліджень були використані в роботі сектору екології та природних ресурсів Обухівської районної військової (державної) адміністрації в 2019–2021 роках та слугували для прийняття управлінських рішень. За безпосередньої участі керівника систематизовано та презентовано основні положення, що виносяться на захист.

Апробація результатів дослідження. Результати досліджень, основні положення та висновки дисертаційної роботи презентовано і обговорено на міжнародних науково-практичних конференціях: «Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку» (Херсон, 2021), «Україна – ЄС: проблеми наукової та галузевої інтеграції» (Харків, 2020), конференції, присвяченої 100-річчю Дніпровського державного аграрно-економічного університету (ДДАЕУ) та 60-річчю наукової школи з рекультивації земель в ДДАЕУ (Дніпро, 2022); European Climate Infrastructure and Environment Executive Agency The LIFE Programme is the EU's funding instrument for the environment and climate action. On 28 July 2022; «Актуальні питання громадського здоров'я та екологічної безпеки України» (XVIII Марзєєвські читання), (Київ, 2022), «Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу» (НУБіП, Київ, 2023), «Європейські виміри сталого розвитку» (НУХТ, Київ, 2023). Спільно з Всеукраїнською Асоціацією органів місцевого самоврядування «Асоціація ОТГ», спілкою «Бізнес за партнерство», ГО «Центр розвитку громад», Міністерством захисту довкілля та природних ресурсів України, Міністерством розвитку громад та територій України, в рамках проєкту «Клімат – це ми!» для керівників міст та ОТГ України, а також начальників відділів і спеціалістів з екології було проведено навчання, лекції та вебінари за темою дисертаційного дослідження. Прочитано лекції для представників агропідприємств спільно з Кагарлицьким відділом Головного управління Держпродспоживслужби в Київській області на теми: «Забруднення навколишнього середовища пестицидами і агрохімікатами» та «Охорона

атмосферного повітря, ґрунту, водних джерел від забруднення пестицидами і агрохімікатами».

Публікації. За результатами досліджень опубліковано 8 наукових праць (5 статей у наукових фахових виданнях, з яких 2 статті у *Polish Journal of soil science* та *Scientific Horizons*, які включені до наукометричної бази *Scopus* та 3 тези доповідей у збірниках матеріалів міжнародних та вітчизняних конференцій (Додаток К).

Структура та обсяг дисертації. Загальний обсяг дисертаційної роботи становить 184 сторінок комп'ютерного тексту. Дисертація складається з анотації, вступу, 6 розділів, з яких 4 є експериментальною частиною роботи, загальних висновків, додатків та списку літературних джерел, що налічує 239 джерел, з них 107 – латиницею. Робота містить 32 рисунки та 19 таблиць.

Список використаних джерел до вступу

1. Антропогенні чинники довкілля та їх вплив на біоту та здоров'я людини: Підручник для студентів вищих навчальних закладів України / Бондар О. І., Тараріко О. Г., Тимченко О. І. [та ін.]. Київ: Інрес, 2006. 288 с.
2. Бондар О. І., Риженко Н. О. Екологічний моніторинг м. Києва. *Агроекологічний журнал*. 2010. Т 2. С. 41–46.
3. Mantorova G. F. Heavy metals in soil and plant production under conditions of anthropogenic pollution. *Agro XXI*. 2010, Vol. 1(3). P. 52– 54.
4. Wuana R., Felix E. Okieimen Heavy metals in contaminates soils: a review of sources, chemistry, risk and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*, 2011. URL: <http://www.hindawi.com/journals/isrn.ecology/2011/402647/>.
5. Моніторинг довкілля: підручник. / Запольський А. К., Войцицький А. П., Пількевич І. А. та ін. Камянець-Подільський: ПП «Медобори–2006», 2012. Т.1. 408 с.
6. Безпека регіонів України і стратегія її гарантування. Природно-

техногенна (екологічна) безпека. / За ред. Б. М. Данилишина. Київ. Наукова думка, 2008. Т.1. 389 с.

7. Бондар О. І., Риженко Н. О. Фітотоксикологічна класифікація токсичних металів за інтенсивністю їх біоаккумуляції в умовах зелених паркових зон м. Києва. *Агроекологічний журнал*. 2017. Т 3. С. 32–40.

8. Важкі метали: надходження в ґрунти, транслокація у рослинах та екологічна небезпека / В. М. Гришко, Д. В. Сищиков, О. М. Піскова [та ін.]. Донецьк: Донбас, 2012. 303 с.

9. Гриньова Я., Криштоп Є. «Проблеми забруднення навколишнього середовища важкими металами та шляхи їх подолання». *Науковий журнал «Інженерія природокористування»*. 2021 1(19)., С. 111–119. Doi: 10.5281/zenodo.6904034.

10. Komarova I. Taraxacum officinale as bioindicator of heavy metal accumulation in soil. *Danish Scientific Journal (DSJ) Istedgade 1041650 København V Denmark*. 2018. №8. P. 10–2. URL: <http://www.danish-journal.com>.

11. Єгорова Т. М. Еколого-геохімічні процеси міграції цинку в агроландшафтах України. *Агроекологічний журнал*. 2014. № 3. С. 14–22.

12. Риженко Н. О. Принципи фітотоксикологічного нормування металів. *Вісник Кременчуцького Національного Університету імені Михайла Остроградського*. 2017. Вип. 4 (105). С. 96–102.

13. Районна програма охорони довкілля в Обухівському районі Київської області на 2018–2020 рр. Розпорядження голови Обухівської РДА від 04.12.2017 № 538.11 с.

14. Бюлетень забруднення поверхневих вод на території Київської області за II квартал.. 2020. № 2 (110). Київ, 30.07. 2022 р. 8 с.

15. Акти обстеження стану навколишнього природного середовища Обухівського району Київської області проведені відділом екології та природних ресурсів Обухівської районної державної адміністрації Київської області, 2016–2020 рр. Обухівська районна державна адміністрація.

2016–2020. 18 с.

РОЗДІЛ 1

ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

1.1. Екотоксикологічна характеристика небезпечності та наслідки забруднення навколишнього природного середовища Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+}

Глобальний антропогенний вплив на всі компоненти біосфери у ХХІ століття є критичним, а подекуди і катастрофічним. Надмірне надходження поллютантів техногенного походження, які не підлягають деградації та утилізації, в компоненти екосистем призводить до їхнього забруднення. Токсичні метали (важкі метали) є пріоритетними забруднювачами НПС [1; 2; 3].

У Декларації, яку було прийнято на Стокгольмській Конференції ООН з проблем середовища, оточуючого людину, майже півстоліття тому (1972), токсичні метали було віднесено до найбільш небезпечних забруднювачів всіх складових біосфери, які потрібно контролювати, перш за все, через їхню значну токсичність та розповсюдженість у навколишньому природньому середовищі (НПС) [4]. За даними ВООЗ серед поллютантів та ксенобіотиків, які мають негативний вплив на людину, токсичні метали та їхні сполуки, а також пестициди є найбільш небезпечними для здоров'я людини [5; 6]. Також ще у Стокгольмській Декларації було визнано права людини на «свободу, рівність і адекватні умови життя в довкіллі», і цим же міжнародним документом встановлено 26 принципів збереження довкілля [7; 8]. На жаль, реалії сьогодення свідчать, що за останні 50 років локальні, регіональні, глобальні екологічні проблеми в усіх об'єктах довкілля значно погіршилися.

На думку Джона Даффуса з Едінбургського Центру Токсикології у відповідній літературі немає жодного авторитетного визначення терміну «важкі метали». Відповідно, щоб уникнути використання терміна «важкий метал» («heavy metal»), необхідна нова класифікація, яка базується на періодичній системі. Така класифікація повинна буде відображати наше розуміння хімічної основи токсичності та дозволить прогнозувати токсичні

ефекти [9]. Отже, більш доцільним з точки зору екологічних та екотоксикологічних аспектів вважається використання терміну токсичні метали, токсичні елементи («toxic metals»). Так американськими вченими з Jackson State University встановлено, що токсичність цих полютантів залежить від кількох причин: хімічної будови, кількості дози, шляху надходження. Впливають також генетичні особливості, вік, стать та харчовий статус осіб, що зазнали впливу.

Через значну токсичність меркурій та хром віднесено до пріоритетних металів, що мають значення для здоров'я населення. Також вони є системними токсикантами, спричиняють множинні пошкодження органів навіть при менших рівнях впливу, класифікуються як канцерогени людини (відомі або ймовірні) за даними Агентства США з охорони навколишнього середовища та Міжнародного агентства з досліджень раку [9; 10].

Також було розглянуто механізм поведінки токсикантів: у біосистемах токсичні метали чинять вплив на органели клітини та такі компоненти: ядра, мембрани, мітохондрії, лізосоми, ендоплазматичний ретикулум, метаболічні ферменти. Встановлено, що іони ТМ впливають на ядерні білки та ДНК. Відповідно це призводить до пошкодження ДНК та конформаційних змін, як наслідок: модуляція клітинного циклу та канцерогенез [11].

До найбільш небезпечних для природного середовища хімічних екотоксикантів віднесено Cr, Hg та Zn. Такий факт пояснюється технократичним розвитком суспільства та фізіолого-біохімічними властивостями токсичних металів (ТМ). ТМ (важкі метали) мають приховану дію, але вони передаються по трофічному ланцюгу з вираженим кумулятивним ефектом. Прояви токсичності можуть виникати несподівано на окремих рівнях трофічних ланцюгів. З іншого боку, інтенсифікація промислової діяльності призводить до збільшення викидів токсичних речовин, які потрапляють в екосистеми. Таким чином, в довкіллі концентрація цих забруднювачів досягає небезпечних рівнів [12;13;14].

Такий факт можна пояснити інтенсифікацією промислових підприємств, індустріалізацією та глобалізацією виробничої сфери, значним збільшенням кількості автотранспорту, щорічним внесенням у ґрунт агрохімікатів, пестицидів та добрив. Відомо, що сполуки металів мають тривалий період напіввиведення із збереженням токсичних властивостей, маючи здатність до кумуляції, яка призводить до значного накопичення в біотичній компоненті природних та штучних екосистем та міграції еколого-трофічними ланцюгами [15; 16; 17; 18]. У таблиці 1.1 наведені відомості про основні біогеохімічні властивості важких металів.

Таблиця 1.1

Хімічні та біологічні властивості Cr, Hg та Zn

Властивість	Cr	Hg	Zn
Біохімічна активність	Висока	Висока	Висока
Токсичність	Помірна	Висока	Помірна
Мінеральна форма розповсюдження	Висока	Висока	Низька
Органічна форма розповсюдження	Висока	Висока	Висока
Рухомість	Висока	Висока	Помірна
Тенденція до біоконцентрування	Висока	Висока	Помірна
Ефективність накопичення	Висока	Висока	Висока
Комплексоутворююча здатність	Висока	Помірна	Висока
Схильність до гідролізу	Помірна	Помірна	Висока
Розчинність сполук	Помірна	Помірна	Висока

Результати критичного аналізу наукових публікацій протягом останніх десятиліть щодо екологічної міграції токсичних металів свідчать, що вміст металів та їхніх похідних в НПС (в атмосферному повітрі, воді, ґрунті, підґрунтових водах) має тенденцію до збільшення

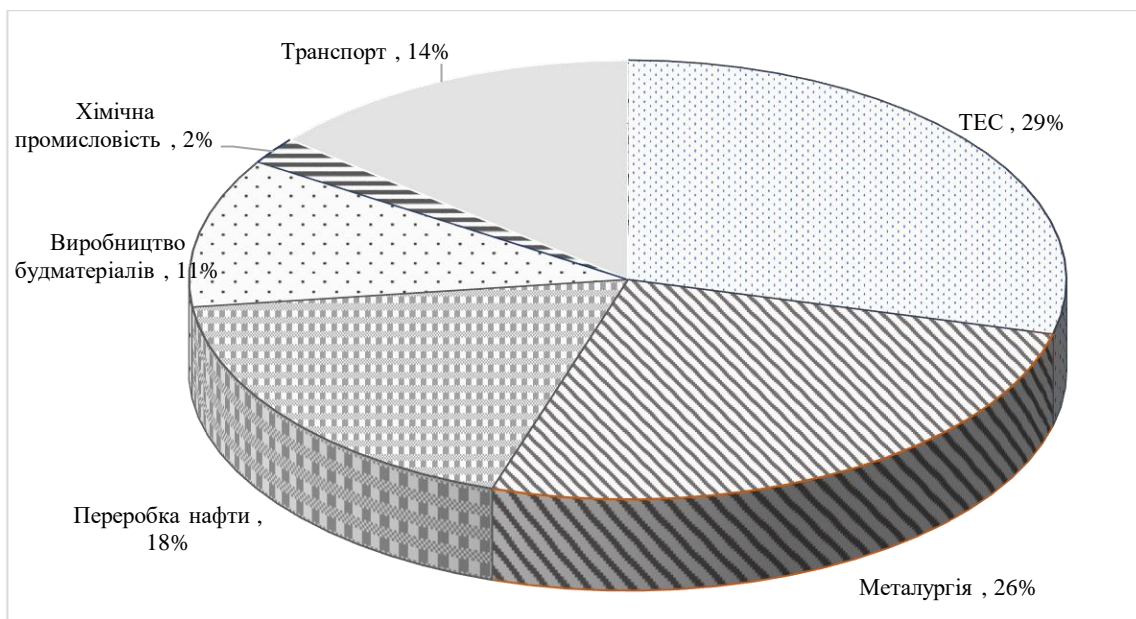


Рис.1.1. Пріоритетні джерела забруднення токсичними металами

Джерело: сформовано автором

Сучасні масштаби забруднення компонентів біосфери досить високі. В навколишньому середовищу циркулює величезна кількість високотоксичних ксенобіотиків техногенного походження. Посилення з кожним роком промислового та сільськогосподарського використання природних ресурсів викликало істотні зміни циклів більшості хімічних елементів – змінилися напрямки і темпи міграції даних елементів, перемістилися зони їхнього виносу і накопичення. Щодо важких металів у природньому середовищі немає механізму самоочищення. ТМ мігрують з одного природного об'єкту до іншого, вступаючи у взаємодію з різними рівнями організації живої матерії, залишають негативні наслідки свого впливу [19; 20; 21].

Для України, не дивлячись на помітний спад виробництва у багатьох галузях промисловості, що спостерігається у останні десятиріччя, проблема забруднення металами ґрунтів та загалом екосистем постає не менш гостро. До 24.02.2022 за даними Національної доповіді України, забруднення земель техногенного характеру зафіксовано у індустриальних міст України (Харків, Дніпро, Запоріжжя, Маріуполь, Алчевськ, Кривий Ріг), біля нафтогазових об'єктів, пришляхових смуг [22]. Зафіксовано

разові концентрації ТМ високого рівня. За даними спостережень забрудненими виявились ґрунти регіонів з незначним антропогенним навантаженням як Кропивницький, Полтава, Чернівці.

Забруднення ґрунту ТМ, радіонуклідами, пестицидами є надзвичайно небезпечним для НПС. Техногенно забруднені землі склали 20% площі сільськогосподарських угідь. Максимальне забруднення ґрунтів ТМ до повномасштабного російського вторгнення відмічено в промислових районах Луганської, Хмельницької, Донецької та Київської областей (площа забруднення складала близько 5 млн га). Перевищені концентрації металів у ґрунті призводять до різних порушень функціонування природних та агрофітоценозів, а іноді – і до повної деградації ландшафтів, а отже – і до деградації рослинних спільнот. Здатність рослин до біоаккумуляції металів у різних фракціях фітомаси, яку використовують як рослинницьку продукцію, обмежує використання забруднених територій для вирощування сільськогосподарських культур.

1.2. Еколого-біологічні властивості поведінки Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в екосистемах

1.2.1. Закономірності міграції токсичних металів за ґрунтовим профілем

Майже всі основні цикли міграції токсичних металів у біосфері (водні, атмосферні, біологічні) починаються у ґрунті. В ґрунті відбувається їх мобілізація та утворення різних міграційних форм (рис.1.2).

Джерелом металів у ґрунтах є: а) материнська порода; б) атмосферні опади (пил, дощі); в) біологічний матеріал – органічні речовини. Залежно від роду джерела і властивостей металів у ґрунті розрізняються їх два типи:

- 1) літогенні, тобто пов'язані з матеріалом материнської породи;
- 2) антропогенні, тобто такі, що потрапляють до ґрунту внаслідок діяльності людини;

Ґрунти є своєрідним депо накопичення поллютантів, у тому числі токсичних сполук Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} та інших небезпечних речовин. Педосфера є джерелом вторинного забруднення приземного повітря і водного середовища. Із ґрунтів токсичні сполуки Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} засвоюють рослини, а потім потрапляють в їжу більшості тварин та людини. На поверхні ґрунтів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} знаходяться в різних формах: солі, оксиди, розчинні та нерозчинні солі, комплексні сполуки.

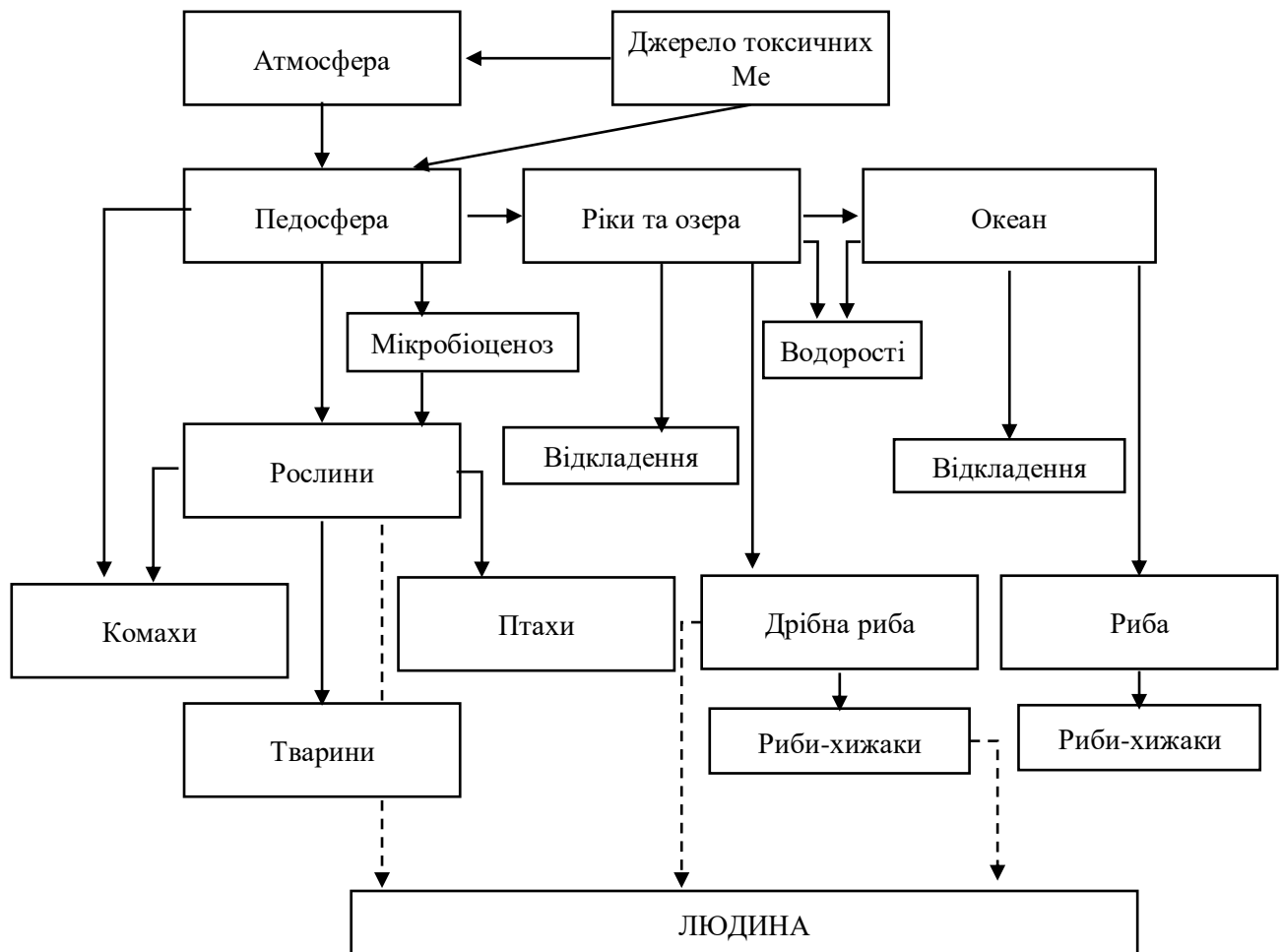


Рис. 1.2. Еколого-трофічні шляхи міграції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+}

Джерело: сформовано автором

Джерела, з яких надходять забруднюючі речовини (ЗР) у ґрунти, можна поділити на природні (ерозія, вивітрювання мінералів, гірських порід, вулканічна діяльність та ін.) та техногенні (спалювання палива, видобування корисних копалин, викиди автотранспорту, агровиробництва тощо) [23].

Ці території називають біогеохімічними провінціями (природними та

техногенними аномаліями). В цих зонах концентрація хімічних елементів нижча або вища оптимального для живих організмів рівня [24; 25; 26]. У табл. 1.2 наведено вміст ТМ у ґрунтах, прісних та морських водоймах, біологічних об'єктах.

Таблиця 1.2

Концентрація ТМ в об'єктах екосистем, мг/кг Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+}

№	Об'єкти НПС	Zn^{2+}	Hg^{2+}	Cr^{6+}
1	Ґрунт	90 (1–900)	0,06	70 (5–1500)
2	Гідроекосистема прісних водойм	0,015	0,0001	0,001
3	Морська гідроекосистема	0,0049	0,00003	0,0003
4	Фітоценоз	1,4–600	0,005–0,02	0,016–14
5	Зооценоз	240	0,02–0,7	0,002–0,84

У верхніх гумусових горизонтах сорбується переважна більшість металів. Іони ТМ прикріплюються на поверхні часточок ґрунту та зв'язуються органічною речовиною, акумулюються в гідроксидах заліза, входять до складу кристалічних решіток глинистих мінералів, знаходяться у розчинному стані в ґрунтовій воді, в ґрунтового повітрі в газоподібному стані, входять до складу ґрунтової біоти.

Важливими факторами, що впливають на рухомість іонів металів, є гранулометричний склад і високий вміст органічної речовини. Якщо ці показники мають високі значення, то відбувається зв'язування важких металів у ґрунті. Підвищення значень рН підсилює сорбованість катіонотворюючих металів (цинк і ртуть) і підвищує рухомість аніонотворюючих (хром). Збільшення окисних умов прискорює міграцію ТМ. Ґрунти із здатністю зв'язувати ТМ можна ранжувати таким чином: чорнозем > сірий лісовий ґрунт > дерново-підзолистий ґрунт.

Ґрунти акумулюють ЗР геохімічно, є природним буфером і переносять хімічні сполуки в гідросферу, атмосферу, біотичну компоненту. Відмічено прямий зв'язок між адсорбуючою властивістю частинок ґрунту та ступенем їхньої дисперсності. Якщо дисперсність субстрату підвищується, то це

призводить до гальмування винесення мікроелементів, спостерігається їх накопичення у ґрунті [27].

На мобільність металів впливають сполуки Al, Fe, Mn, зокрема оксиди і гідроксиди. Відбувається ізоморфне заміщення іонів Al^{3+} , Fe^{3+} , Mn^{7+} на катіони металів. До іонів Fe^{2+} , Fe^{3+} , Mn^{7+} , які входять до складу гідроокислів, спостерігається спорідненість Zn^{2+} через аналогічний розмір катіонів. Токсичні метали, що потрапили у ґрунтовий розчин кислих ґрунтів, утворюють в основному розчинні органо-мінеральні комплекси. Від вмісту карбонату у ґрунті також залежить доступність металів у ґрунті. Карбонатні сполуки негативно впливають на мобільність іонів важких металів. Це обумовлюється сорбцією високодисперсних фракцій карбонатів, та їхнім впливом на реакцію середовища. З карбонатами може фіксуватися від 24 до 60% валового вмісту важких металів у ґрунті [28]. Це призводить до того, що у карбонатних ґрунтах більша частина металів стає недоступною для рослин. Із валової кількості в умовах імпактного забруднення залежно від типу ґрунту, 50 – 80% металів може знаходитися у профілі ґрунту у рухомій та потенційно рухомій формі [29].

Мінеральні добрива інтенсифікують процес поглинання ТМ з ґрунту: змінюється рН ґрунтового розчину, ступінь розчинності сполук [30].

Таким чином, в системі ґрунт–рослина–добриво між вмістом рухомих сполук токсичних металів в ґрунті та їхньою біодоступністю існує складна багатофакторна залежність. Серед агрохімічних прийомів, що дозволяють регулювати надходження токсичних металів у рослини, найбільше значення має вапнування ґрунту. Найбільший детоксикаційний ефект вапнування проявляється на ґрунтах з сильнокислою реакцією середовища.

Встановлено високий взаємозв'язок між вмістом в ґрунті гумусу і важких металів різної форми розчинності. На цілині та під пологом лісу вміст ТМ у верхньому горизонті був відповідно на 10,7 і 6,7% вище, ніж в оброблюваному шарі ріллі. Цілина і лісова смуга є фітогеохімічними бар'єрами на шляху міграції токсичних металів. Ґрунти ранжовано таким

чином : чорнозем типовий > дерново-підзолистий окультурений > дерново-підзолистий неокультурений (за здатністю фіксувати ТМ). При сильному забрудненні, коли важкі метали здатні проникати і на глибину до 160 см, для Hg^+ і Zn^{2+} характерна максимальна міграція. А надлишок води у ґрунті сприяє збільшенню в ньому металів із низькою валентністю (Zn) в більш розчинній формі [31;32]. Вищенаведені фактори узагальнено на рис. 1.3.

У процесі ґрунтоутворення материнська порода формує депо токсичних металів верхніх горизонтів ґрунтового профілю. Рівень накопичення мікроелементів в ґрунті різних ландшафтних районів визначається генетичними ознаками ґрунтів, їхніми фізико-хімічними властивостями, а також придбаними властивостями в процесі техногенного та антропогенного тиску на неї. Максимальний вміст всіх форм токсичних металів відзначається в гумусових горизонтах ґрунтів.

Рельєф значно впливає на розподіл ТМ в межах ландшафту. На вододільних ділянках у відносно високих концентраціях залишаються: цинк, а ртуть, мігрує з ерозійними стоками. На схилових ґрунтах зосереджується в основному ртуть. У ґрунті балок вміст рухомих сполук важких металів мінімальний. На розораних ґрунтах на вміст токсичних металів впливають процеси водної ерозії. Найбільш інтенсивно з ерозійними потоками в гідрографічну мережу мігрують токсичні метали розчинних форм. Внаслідок активності ерозійних процесів відбувається очищення корневих горизонтів ґрунтів від токсичних металів.

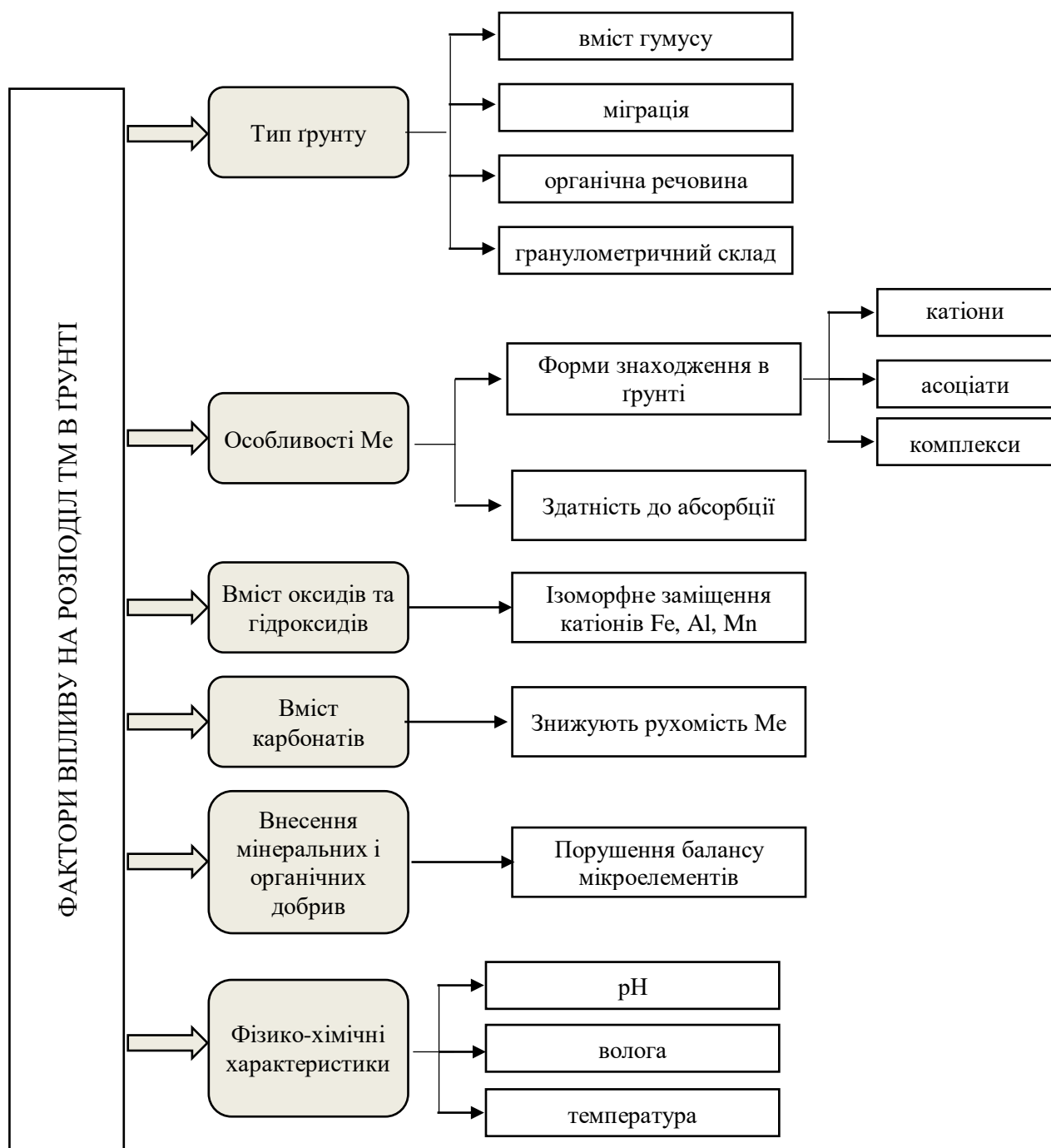


Рис. 1.3. Фактори, що впливають на розподіл ТМ в ґрунті

Джерело: сформовано автором

При антропогенному впливі на природні екосистеми біологічні компоненти зазнають значних змін. Одними з перших біологічних об'єктів, що підпадають під дію антропогенних факторів, є ґрунтові мікроорганізми. На рухомість і гнучкість мікробного ценозу ґрунту впливає його забруднення хімічними речовинами [33].

Найбільш негативним наслідком впливу ТМ на ґрунтові

мікроорганізми є збіднення видового різноманіття останніх. Збереження видового складу мікробіоценозу ґрунту під впливом антропогенних факторів, одним з яких є сполуки Me, є частиною глобальної екологічної проблеми збереження біорізноманіття, яка була відображена у Декларації з навколишнього середовища та розвитку Порядку денного у XXI столітті (Ріо-де-Жанейро, 1992) [34; 35; 36; 37]. Важливо, щоб при потраплянні Me не призводило до зниження родючості ґрунту, окрім того, ґрунт – найпотужніший природний фільтр, що забезпечує чистоту біосфери в цілому. Негативний вплив навантажень ТМ на ґрунтові мікроорганізми носить зворотній характер: мікробіота має здатність відновлюватись. Однак, систематичний вплив токсикантів може надовго виключити життєдіяльність чутливих щодо певних хімічних сполук мікроорганізмів [38; 39; 40; 41; 42].

Колообіг Меркурію та його сполук в довкіллі обумовлений високою леткістю, стійкістю, високою ґрунтовою сорбцією. Меркурій – єдиний метал, який починає випаровуватися вже при кімнатній температурі $+18^{\circ}\text{C}$. В об'єктах довкілля ртуть знаходиться в розсіяному вигляді: у земній корі – $0,045\text{мг/кг}$; гідросфері – $1 \cdot 10^{-6}\text{ г/дм}^3$, ґрунтах – $0,12\text{ мг/кг}$, атмосферному повітрі – 2 нг/м^3 . Основна частина запасів (у відсотках): в Іспанії – 57, Алжирі – 15, Китаї – 13, Киргизії – 13. В Україні – 1,9% світових запасів Hg, які зосереджені у фанерозойських складчастих областях (Донецькій, Кримській, Карпатській).

Природне надходження до об'єктів довкілля відбувається внаслідок процесів вивітрювання гірських порід, земної та підводної вулканічної діяльності; техногенне – в результаті розробки родовищ корисних копалин, використанні ртуті у технологічних процесах промислових підприємств, надходженні з сміттєзвалищ та ін. На цих територіях створюються умови небезпечного проживання населення, бо вплив цього ТМ викликає гострі та хронічні отруєння. Локальні концентрації в природних водах, розташованих поблизу покладів ртутної руди, можуть досягати 80 мкг/л .

Забруднення атмосфери в результаті промислового виробництва,

вочевидь, не настільки високе, однак забруднення водою відходами гірничодобувної промисловості є досить значним. Важливими джерелами виділення є спалювання викопного палива, целюлозно-паперові комбінати. Колективом авторів, як Д. В. Большой, О. Т. Пихтєєва, І. М. Трахтенберг, Д. М. Шафран, було вивчено особливості цього унікального за своїми фізико-хімічними, біологічними та токсичними властивостями метала глобального екотоксиканта при контамінації з різними формами і сполуками біосфери [42].

Порядковий номер хрому – 24, відносна атомна маса– 52. Вміст хрому у земній корі складає $3,5 \cdot 10^{-3}$ %. Використання хрому в певних металевих предметах підтверджено в Китаї два тисячоліття тому. Більшість повітряних хромових емісій потрапляють у гідросферу або педосферу. У воді хром адсорбується, тільки дуже мала частина розчиняється. Вода транспортує важкі метали та включає їх у харчовий ланцюг (водорості → планктон → риба та ін.).

Джерела надходження хрому у довкілля зображено на рис.1.4. Цей ТМ включено в США до переліку 25 найнебезпечніших речовин, які мають найбільші ризики для екосистем та здоров'я людини [43]. Хром потрапляє в організм людини різними шляхами: атмосферне повітря, вода та продуктами харчування. Він є мутагеном і канцерогеном, який швидко проникає через клітинні мембрани і утворює аддукт з ДНК. Все це спричиняє незворотні ушкодження клітин та є причиною розвитку раку [44].



Рис. 1.4. Антропогенні джерела надходження хрому до компонентів довкілля

Джерело: узагальнено автором

Наявність Cr^{6+} представляє значний ризик для забруднення підгрунтових вод. Ефективне видалення сполук Cr^{6+} з водних середовищ ускладнюється тим, що хромати є розчинними у широкому діапазоні рН. Завдяки негативному заряду іонів, вони практично не піддаються сорбції мінералами водноносних горизонтів.

Особливу небезпечність для довкілля становлять джерела надходження цинку із стічних вод від хімічних, деревообробних, текстильних, паперових, цементних виробництв, а також рудників, гірничозбагачувальних та плавильних заводів та металургійних комбінатів, викидів у атмосферу при високотемпературних технологічних процесах. Спалювання кам'яного вугілля призводить до попадання в атмосферу близько 200 тис. т цинку. Металевий цинк окислюється у повітрі до оксиду цинку. В середньому з атмосферними опадами щорічно випадає на 1 кв. км поверхні Землі 72 кг цинку. Це майже втричі більше за кількість свинцю, в 12 разів більше, ніж

міді [20]. В земній корі кларк цинку складає $7 \cdot 10^{-3}$ %. Відомо близько 72 мінералів, до складу яких входить Zn^{2+} . Вміст у ґрунтах залежить від реакції ґрунтового розчину, органічної речовини материнської породи. Вміст валового Zn: 5,5 – 132,5 мг/кг. Українські ґрунти бідні на рухомі форми Zn і містять від слідів до 0,30 мг/кг. На концентрацію Zn в ґрунті впливає присутність Cd в ґрунті. Співвідношення Zn до Cd становить 1000:1 [28]. У ґрунті ж для валових і рухомих форм ГДК становить відповідно 300 мг/ і 23 мг/кг. У рослинах вміст Zn коливається від 15 до 22 мг на 1 кг сухої речовини. [46; 47]. ГДК для цинку становить 200-400 мг/кг сухої маси рослин. Українськими вченими Н. А. Макаренко, В. І. Бондар [48] здійснено розподіл ґрунтів на групи з використанням коефіцієнтів переходу Zn в системі ґрунт–рослина та потенційної рухливості елемента в ґрунтах різних ґрунтово-кліматичних зон України. Відповідно до їх рекомендацій ґрунти за вмістом цинку можна поділити таким чином:

- дуже низький потенціал ≤ 21 мг/ кг;
- низький потенціал від 22 до 48 мг/ кг;
- середній потенціал від 49 до 77 мг/ кг;
- високий потенціал ≥ 78 мг/кг.

Отже, накопичення токсичних металів у ґрунтах викликає проблеми у сільськогосподарському виробництві через несприятливий вплив на безпеку харчових продуктів, зменшення зростання врожаю за рахунок фітотоксичності та негативного впливу на ґрунтові організми.

1.2.2. Особливості біодоступності, біоаккумуляції та фітооксичності Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у системі «ґрунт–рослина»

Забруднення ґрунту має безліч негативних наслідків, одним з них є транспорт токсикантів до рослин. Рослини споживають в їжу людина та тварини, разом з рослинами до цих організмів потрапляють від 40 до 80 %

ТМ. Від 20 до 40 % ТМ потрапляють з повітря і води. Здоров'я населення залежить від рівня накопичення ТМ у рослинах [49; 50].

За твердженням словацьких вчених з Інституту ґрунтознавства і охорони природи (Братіслава) взаємозв'язок між концентраціями металу у ґрунтах і рослинах часто описується переносною функцією, що визначається регресійним аналізом. Для цього використовують лінійні рівняння, що є переважаючими в більшості випадків. Крім того рівняння Ленгмюра та Фрейндліха також часто залучають для прогнозування потраплення ТМ із ґрунту в рослину [51]. Широкий спектр фізичних, хімічних, едафічних, біологічних факторів впливає на біоаккумуляцію металів (рис. 1.5). За визначенням вітчизняних та закордонних дослідників поведінки металів у ґрунті рівень біоаккумуляції рослинами залежить від рН, рухомих форм металів у ґрунті, буферності ґрунту, генетичних, фізіологічних та видових особливостей рослини, фітофільності металу [52, 53, 54, 55].

Варто звернути увагу ще на таку важливу характеристику як буферність ґрунту, бо це властивість ґрунту перешкоджати зміні його реакції (рН) під дією кислот і лугів. Також на буферність впливає постійна взаємодія ґрунтового розчину із твердою фазою ґрунту. Найбільшу буферну ємність мають ґрунти важкого (глинистого) механічного складу. Буферність ґрунту залежить від його гранулометричного складу. Вона дає змогу зберегти сприятливі для рослин властивості ґрунтів.



Рис. 1.5. Залежність рівня біоаккумуляції Me рослинами від комплексу факторів

Джерело: узагальнено автором

До основних фітометалоакумуючих факторів можна віднести механічний склад ґрунту. За даними В. М. Кавецького, Н. О. Риженко на дерново-середньопідзолистих ґрунтах із легким механічним складом, фітофільтрація металів у системі «ґрунт–рослина» відбувається більш інтенсивно [56; 57; 58; 59]. І навпаки, на ґрунтах із важким механічним складом сполуки металів адсорбуються мулистими частками на поверхні, тим самим утримуючи доступні форми для поглинання рослинами [60].

Вміст органічної речовини ґрунту впливає на зменшення доступних форм металів за рахунок утворення з металами складних комплексів. Із високим вмістом гумусу у ґрунтах метали менш доступні для поглинання [61; 62; 63]. Важливо, що вміст органічних фульво- та гумінових кислот також суттєво впливають на доступні форми різних металів у ґрунті. Ряд органічних сполук ґрунту здатний хелатувати елементи живлення. В

результаті зменшується доступність Zn [64; 65; 66]. В екологічному аспекті дуже важливим природним явищем є явище синергізму. Для металів синергізм проявляється в таких формах як нигіляція, адитивна дія, дивергентна дія, потенціювання. Індійські вчені з Університету Алахабада (Департамент біохімії), Faculty of Science, University of Allahabad) зазначають, що синергія – це поширене явище в біологічних системах, яке виникає внаслідок узгодженої дії численних факторів, що спричиняють посилення або скасування ефекту, порівняно з окремими діями, тобто компонентами, що взаємодіють через конструктивні чи деструктивні відносини. Основним питанням з точки зору екологічних закономірностей, є те, як взаємозв'язані будь-які два або більше елементів в екологічній мережі, чи є взаємодія конструктивною чи деструктивною [67].

Вміст токсичних металів в рослинах залежить не тільки від вмісту конкретного елемента в ґрунті, а й від співвідношення між ними. Питання про антагонізм і синергізм між токсичними металами при їхньому потраплянні до рослини, досліджений дуже слабо, але нечисленні результати експериментів свідчать про його важливість. На забрудненому тільки свинцем ґрунті (200 мг/кг) вміст свинцю в коренеплодах буряка в залежності від інтенсивності вапнування змінювалося від 10,5 до 6,4, перевищуючи ГДК для рослин, рівну 5 мг на кг сухої біомаси. При тій же дозі свинцю, але на ґрунті, також забрудненому кадмієм і цинком, вміст цього металу в рослинах складав 4,6–1,3 мг на кг, тобто це було в межах санітарно-гігієнічної норми. Отже, забруднення ґрунту сумішшю металів у 2,3–4,9 разів знижувало накопичення свинцю в рослинах.

Був отриманий протилежний результат при забрудненні коренеплодів буряка цинком. Надходження цього елемента в коренеплоди буряка при внесенні суміші важких металів збільшувалася в 3–4 рази в порівнянні з варіантом, на якому в ґрунт був внесений тільки цинк в дозі 300 мг/кг. У цьому випадку свинець і кадмій значно підвищили вміст цинку в рослинах. Отже, поряд з вмістом в ґрунті токсичних металів і властивостями самих

ґрунтів сильний вплив на забруднення рослинної продукції може здійснювати склад і співвідношення елементів-забруднювачів. На кислих ґрунтах доступність металів більш інтенсивна, та при підвищенні рН гальмується поглинання Zn. [68]. Відомо, що вапнування зменшує доступність для рослин Zn [69]. Однак водне середовище у ґрунті сприяє збільшенню у ньому металів із низькою валентністю (Zn тощо) в більш розчинній формі [70]. Вміст же кисню є лімітуючим фактором для фітоаккумуляції. Її максимальний рівень відзначається при вмісті кисню у ґрунті на рівні 2–3%. В анаеробних умовах, що призводить до зміни рН сполуками заліза та мангану, може змінюватися на рухомість та доступність поживних речовин. Zn не включаються в окисно-відносні реакції. Однак вміст Zn у ґрунтовому розчині може збільшуватись внаслідок відновлення заліза (III) та мангану з гідроокису. Температурний фактор також є лімітуючим в педосфері, оптимумом для фітокумуляції є 23–25⁰ С, температура нижче 10⁰ С негативно впливає на надходження до кореней. При 40–50⁰ С виявлено зменшення поглинання іонів – це можна пояснити інактивуванням мембранних транспортерів.

Слід зазначити, що валентність іонів металів впливає на рухомість та доступність елементів для рослин. Серед катіонів, як правило, наявна більш рочинна та рухома форма сполук із меншою валентністю (Fe²⁺ та Mn²⁺ тощо). Поглинання рослинами металів збільшується із збільшенням валентності металу (Cr⁶⁺) [28]. У той же час, якщо порівняти факторний вплив, можна зробити висновок, що біоаккумуляція, насамперед, залежить від фізіологічних особливостей рослини, а зовнішні фактори НПС виступають другорядною причиною, особливо відносно фітогіперметалоаккумуляторів [71; 72]. Як згадувалось вище, механізми стійкості рослин до надлишкових кількостей різні: одні здатні накопичувати високі концентрації та проявляли до них толерантність, а інші – здатні до зниження їх надходження шляхом максимального використання бар'єрних механізмів [73;74].

Так Д. О. Стеценко, В. В. Доліним доведено, що акумуляція важких

металів відбувається в основному в молодих органах *Betula pendula*. Вміст важких металів в органах дерева зменшується на ряді: річний приріст та листя > тонкі та товсті гілки > деревина та кора.

Вміст важких металів в компонентах дерева збільшується на ряді: Ni, Cu < Fe < Mn, Zn. При порівнянні цього ряду з розподілом важких металів в ґрунті спостерігається груповий тип акумуляції. Інверсія цинку та феруму в цих рядах свідчить про високу біоаккумуляцію Zn у біогеоценозах [75]. Максимальна фітокумуляція спостерігається при вмісті кисню у ґрунті на рівні 2–3% [76]. Якщо анаеробні умови домінують, то зміна рН через сполуки заліза та мангану можуть діяти на рухомість та доступність поживних речовин. Zn не входить в окисно-відносні реакції. Однак вміст Zn у ґрунтовому розчині може збільшуватись також внаслідок виходу заліза (III) та мангану з гідроокису та їхнього відновлення [77].

Біоаккумуляція важких металів має особливості, враховуючи фізіолого-біологічні та біохімічні характеристики рослин. Це дозволяє впорядкувати ТМ у кілька груп [78; 79]. Цинк, наприклад, належить до середнього ступеню поглинання. У дослідженнях І. Комарової вивчено фізіологічні, біохімічні та аутокологічні закономірності впливу важких металів на вид *T. officinale* Wigg [80].

Відомо, що поряд з видовою специфічністю рослин у відношенні накопичення металів існують і певні загальні закономірності. В листових овочах і силосних культурах виявлено більш високий вміст ТМ, ніж у злакових, технічних, бобових культурах. Окремі види є толерантними до ТМ, накопичуючи значну кількість полютантів. У рослинах такі бар'єрні рівні як корені, стебла і листя, насіння і плоди тощо знижують їх вміст через використання механізму бар'єрних функцій [80; 81; 82]. Спостерігається випадання металів з атмосфери на листовий апарат найчастіше поблизу великих промислових підприємств (наприклад, Трипільська ТЕС). Фоліарне поглинання проходить через кутикулу (неметаболічне проникнення). ТМ переносяться в органи, тканини і включаються в обмін речовин. Якщо вони

осідають з пиловими викидами на листках і стеблах, то перед вживанням в їжу рослини ретельно треба промивати. Тварини, що харчуються такою рослинністю, отримують значну кількість токсикантів.

Низка наукових вітчизняних та закордонних досліджень була присвячена механізмам та шляхам адаптації дикорослих видів до екстремально великих концентрацій металів у ґрунті, що в результаті формує угруповання металостійких видів рослин. Рослинність, яка зростає на техногенних ландшафтах із металічними забрудненнями ґрунтів, в більшості випадків складається із видів місцевої флори та характеризується вираженою резистентністю до металів [83; 84; 85; 86; 87]. Виявлено, що на територіях із природнім високим вмістом металів формуються резистентні види флор: галмейська флора зростає на ґрунтах із підвищеним вмістом цинку; серпентинова флора резистентна до підвищеного вмісту хрому. Рівень накопичення хрому в рослинах має важливе значення, оскільки рослинні продукти є істотним компонентом харчування людини і тварин. Загалом, вміст цього елемента в рослинах злаків, зерні і зернових продуктах коливається в широких межах – від 40 до 220 мкг/кг, у свіжих овочах він становить 30–140 мкг/кг, у свіжих фруктах – 90–190 мкг/кг [88]. Відомо, що хром не виконує фізіологічних функцій у рослинах, однак цей елемент може надходити через кореневу систему з ґрунту за допомогою систем транспорту есенціальних елементів. Рівень накопичення Cr(III) і Cr(VI) у рослинах неоднаковий у зв'язку з різною біологічною доступністю цих форм елемента і залежить від концентрації хрому, типу ґрунту і едафічних умов [89]. Аргументовано, що акумуляція хрому в органах рослин відбувається інтенсивніше за умов вирощування за наявності Cr(VI), ніж за наявності Cr(III), у середовищі. Проте після абсорбції в рослинах Cr(VI) може легко відновлюватися до Cr(III). Рівень накопичення хрому в різних видах рослин значною мірою визначається їхньою толерантністю до впливу цього елемента. Існують дані про те, що обидві хімічні форми хрому спричиняють пригнічення росту рослин, зниження провідності прорихів та інтенсивності

фотосинтезу, однак токсичність Cr(VI) виявляється виразніше порівняно з Cr(III). У багатьох дослідженнях встановлена токсичність хрому щодо важливих в агрономічному аспекті рослин за концентрацій у ґрунті від 5 до 100 мкг/г або від 0,5 до 5,0 мкг/мл в живильному розчині [90; 91]. Проте деякі рослини мають здатність нагромаджувати хром у високих, а часто і в токсичних концентраціях. Це сприяє розповсюдженню цього елемента в харчових ланцюгах і може шкідливо впливати на тварин-консументів та організм людини.

Серед багатьох важких металів, віднесених до d-орбітальних елементів сучасної таблиці Менделєєва через їхнє патофізіологічне значення, віднесено до найбільш токсичних. Тому їхнє накопичення в живих системах може завдати серйозної шкоди життєво важливим органам, а саме репродуктивній системі, нервовій системі, шлунково-кишковому тракту та слизовій тканини. Хоча точний механізм їхньої патогенності невідомий, але є повідомлення різних лабораторій, які вказують, що вплив цих важких металів або їх надмірне накопичення в тканинах організму може спричинити вироблення вільних радикалів: активні форми кисню та активні форми азоту, які призводять до окисного стресу [92; 93; 94].

Встановлено тісний зв'язок між вмістом в ґрунті і зерні важких металів. Максимальне поглинання ТМ рослинами з ґрунту відзначається на південних чорноземах. Винос важких металів зерновою частиною рослин на південних чорноземах був відповідно на 28, 8% і 43,1% вище, ніж на чорноземах звичайних. Рослини різного генотипу мають виборчої поглинальною здатністю стосовно важких металів. Максимальна концентрація ТМ відзначається в рослинах просапної групи (соняшник, кукурудза).

Середньозважена зміст ТМ в рослинах просапної групи, було на 39,5% вище, ніж в зернових, і на 6,9% вище, ніж в бобових. Просапні в

великих кількостях, ніж зернові і бобові асимілюють цинк. Однак хром в великих кількостях накопичують бобові культури.

Враховуючи те, що іони важких металів потрапляють у ланцюги живлення з ґрунту і рослин, досягаючи гострих токсичних рівнів у метаболізмі людини та тварин. З цієї причини дуже важливо видаляти з ґрунту сполуки та іони важких металів методом біоремедіації, крім звичайних методів, оскільки останні є досить ефективними. У дослідженні Л. Симочко (Інститут агроекології та природокористування, Київ) та співавторів з Турції та США узагальнено методи, що застосовуються для біоремедіації, та проаналізовано доцільність їхнього використання для видалення деяких важких металів з ґрунту, визначено рівень токсичності важких металів у рослинах, які використовуються для фіторемедіації, наведено сучасні методи фіторемедіації, які можуть бути застосовані для очищення ґрунтів та ефективності використання з цією метою певних видів рослин [95; 96; 97].

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.) [98].

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. 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. [99; 100].

Отже, вивчення процесів накопичення токсичних металів у

рослинному покриві є актуальною науковою задачею, що дозволяє оцінити структуру елементного складу рослинного покриву; чутливість, акумуляторні та індикаторні властивості різних видів рослин, а також дати прогноз змін стану навколишнього середовища за даними елементного складу рослин. Актуальність вивчення рівнів вмісту хімічних елементів в рослинах підвищується з кожним роком у зв'язку з інтенсифікацією процесів антропогенного впливу. В умовах підвищеного екологічного стресу на екосистеми для ведення екобезпечного сільського господарства в умовах техногенного забруднення необхідно володіти достовірною інформацією про токсичну дію важких металів і закономірності їх надходження і накопичення в ґрунті та рослинах.

1.2.3. Шляхи міграції та специфіка біоаккумуляції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у водних екосистемах

Рівень вмісту забруднюючих речовин у поверхневих водах України відносить їх до III– V класів. До цього призвели значні викиди стічних вод [101]. ТМ постійно потрапляють до гідробасейну та взаємодіють з організмами різних трофічних рівнів, залишають видимі або невидимі наслідки [102]. Відповідно було проведено порівняння біоаккумуляції важких металів у прісноводних молюсках міських річкових середовищ у Відні. Два види двостулкових молюсків (*Anodonta sp. i Unio pictorum*) і два види черевоногих молюсків (*Radix ovata i Viviparus.sp.*) були протестовані як біоіндикатори [103]. Біоаккумуляція металів значно відрізнялася залежно від місця відбору проб, металів та видів молюсків. Вміст Cd, Cu і Zn у молюсках перевищував концентрації у навколишньому середовищі, але не так, як менш біодоступного Pb.

Місце відбору проб вплинуло на біоконцентрацію металів, наприклад, викиди транспортних засобів, ймовірно, викликали підвищений вміст металів. У черевоногих молюсків концентрація приблизно в 20 разів вища, ніж у двостулкових молюсків. Цей факт свідчить про більш високу Cu-

регулюючу здатність двостулкових молюсків. Проведені екологічні дослідження є важливими для прогнозування наслідків антропогенної діяльності в урбоекосистемі.

Увагу закордонних вчених присвячено залежності впливу форми знаходження тосичних металів на ступінь їх міграції у природних водах [104; 105]. Більшість токсичних металів утворюють досить міцні комплекси з органічними речовинами, як природного, так і техногенного походження, що є однією з причин міграції елементів у природних водах. Просторові розподіли та джерела важких металів були вивчені китайськими вченими у відкладах лиману Чанцзян та прилеглих до нього прибережних районів на основі ізотопного складу ртуті, свинцю та стронцію [106].

Промислові стічні води приладобудівних та гальванічних виробництв є небезпечним джерелом іонів важких металів, зокрема хрому [107].

Вивчення елементного складу гідробіонтів дозволяє вирішити ряд питань екологічного, фізіологічного і практичного характеру. Цим фактором обумовлена поява в останнє десятиліття досить великого числа робіт, присвячених вмісту мікроелементів групи токсичних металів в промислових гідробіонтах. Риби здатні акумулювати токсичні метали навіть в тих випадках, коли вміст їх у водній екосистемі не перевищує встановлених гранично допустимих норм. Під дією токсичних речовин в організмі риб можуть відбуватися патологічні зміни на молекулярному, організмовому і на популяційному рівнях. Виникає серйозна загроза здоров'ю людини, так як риба – один з основних продуктів її харчування [108,109].

Дослідженнями, проведеними в Бразилії аргументовано, що через наслідки біоаккумуляції та біомагніфікації у водних екосистемах Cr, Hg та Zn накопичуються та мігрують трофічними ланцюгами, що в свою чергу може призвести до сублетальних наслідків. Висвітлено механізм розкладу та детоксикації полютантів в меланомакофагічних центрах. Доведено зв'язок між площею цих центрів і концентрацією Me. Забруднення корелювало з масою риби, у м'язах зафіксовано високий рівень забруднення. Також така

тенденція спостерігалася у внутрішніх органах: печенці та селезінці. Печінку можна вважати органом-мішенню в процесі біоаккумуляції для риби. Хром накопичувався в селезінці. В усіх зразках риби (сом, *Silurus piscis*) було виявлено Hg, але її вміст не перевищував ГДК. Автори наголошують на небезпеці споживання комерційних видів риби, що є небезпечним для здоров'я людини [110]. Доведено підвищення концентрації в морській продукції Al, Fe, Sn, Zn, Cu, Hg та As на 180% [111]. Вивчено реакцію макробентосних спільнот на забруднення важкими металами в затоці Лаошань [112]. Українськими вченими Д. О. Янович, Т. М. Швець було узагальнено відомості щодо хімічних властивостей хрому та його сполук, шляхів надходження до водних об'єктів, а також особливостей їхньої поведінки у гідроекосистемах. Описано значення хрому як біофільного мікроелемента у забезпеченні процесів життєдіяльності представників водної флори та фауни, виділено переважну роль шестивалентної форми хрому в процесах забруднення водних об'єктів сполуками даного елемента, обґрунтовано актуальність контролю вмісту Cr(VI) в гідроекосистемах з огляду на його токсичні властивості. Наведено основні наслідки впливу понаднормових концентрацій поллютанта на організм гідробіонтів [113]. Колективом авторів (Н. М. Присяжнюк, Н. Є. Гриневич, Ю. В. Куновський, О. Р. Михальський) доведено, що морфометричні показники внутрішніх паренхіматозних органів риб доцільно використовувати для діагностики водних екосистем. Запропоновано використовувати представників аборігенної іхтіофауни для біоіндикації екологічного стану водойми: *Perca fluviatilis* L., *Sander lucioperca* L., *Esox lucius* L. та *Siluris glanis* L [114].

Кінетика акумуляції важких металів у риб показала, що метали розподілилися в організмі риб нерівномірно в залежності від властивостей елемента і функціональних особливостей органів і тканин, а також і від рівня забруднення навколишнього середовища [115].

У найбільш високих концентраціях в органах і тканинах риб відзначався цинк. Вміст важких металів залежить від сезону року

(найбільший вміст елементів виявлено влітку, найменше – взимку), від віку (у старшовікових риб вміст металів виявився вищим), від трофічного зв'язку (у хижих видів риб вміст металів був вище, ніж у мирних).

Так Н. О. Крюченко та Є. В. Панаїт простежили динаміку забруднення струмка Пляховий (територія колишнього заводу «Радикал», м. Київ), протягом 1997–2014 років у результаті чого виявилася позитивна динаміка очищення донних відкладів від ртуті (1997 –100 мг/кг, 2002 –7,6, 2014 – 5), хоча ці значення перевищують фоновий вміст в сотні разів. Процеси сорбції ртуті донними відкладами відіграють важливу роль у контролі її міграції та концентрації і слугують найважливішим механізмом, що впливає на поширення забруднення.

Неорганічні сполуки ртуті переходять в елементарно-органічні (метилртуть) і споживаються мікроорганізмами, які, у свою чергу, поглинають риби. Тобто за вмістом ртуті у тканинах риб можна судити про інтенсивність забруднення ртуттю донних відкладів. Проаналізувавши вміст ртуті в донних відкладах (500–710 мкг/кг) і тканинах риб (окунь, карась, плотва) Братського водосховища, яке належить до техногенно забруднених водойм, встановлено, що максимальне накопичення ртуті у тканинах окуня – 20,9 мг/кг (в 35 разів вище за ГДК), плотви –13,6 (в 45 разів вище за ГДК), карася – 1,91/ кг (в 3 рази вище за ГДК), тобто окунь і плотва можуть бути індикатором забруднення донних відкладів ртуттю, а донні відклади водойм є акумулятором забруднювальних речовин [116].

Ртуть, яка відрізняється надзвичайно широким спектром і різноманітністю токсичного впливу на біоту, і накопичується в харчових ланцюгах гідробіонтів переважно в найбільш токсичній метилірованій формі. Результатам досліджень вмісту і розподілу ртуті в абіотичних та біотичних компонентах прісноводних водойм в останні два десятиліття присвячена велика кількість публікацій. Однак і в цей час багато проблем, що стосуються внутрішніх і зовнішніх факторів, які впливають на процеси

міграції, акумуляції та трансформації ртуті в гідробіонтах різних трофічних рівнів, все ж таки залишаються недостатньо вивченими.

Проведена оцінка накопичення важких металів (Fe, Cu, Zn, Cd і Pb) та миш'яка у воді та донних відкладеннях р. Шерепок у залежності від сезону року (сезон дощів та сухого сезону). Відкриті значущі коливання концентрацій елементів у воді в залежності від сезону. При цьому концентрація Fe, Cu, Zn, As, Pb у донних відкладах від сезону не залежить, а концентрація Cd була вищою в сезон дощів. Показано, що в певні періоди часу концентрація досліджуваних елементів у річній воді підвищує значення, рекомендовані національним технічним регламентом В'єтнаму: Fe – у 2,3–9,5 разів; Cu – в 1,2–2,8 разів; Zn – в 1,2–4,5 разів; Cd – в 1,7–6,8 разів; Pb – в 1,1–17 разів; як – в 1,1–3,7 разів.

Водночас в річковій воді та донних відкладах промислових зон концентрація всіх тяжких металів має тенденцію до збільшення. Відповідно до отриманих результатів, вироблені елементи формують групи, в яких їх концентрації тісно взаємозв'язані. У річній воді це група Fe, Cu, Zn і Pb, в донних відкладах – Cu, Zn, As і Pb. На підставі проведених досліджень доведено необхідність здійснення контролю за рівнем вмісту важких металів в річній воді та донних відкладень промислових зон [117].

Українськими вченими з Наукового центру превентивної токсикології, харчової та хімічної безпеки імені академіка Л.І. Медведя МОЗ України було взято зразки води нецентралізованого водопостачання. Виявлено перевищення рівня ртуті в 11 разів (с. Підгірці). Така вода не є придатною для споживання людиною. ДСанПіН 2.2.4–171–10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» [118] не встановлені нормативи для свердловин та колодязів вмісту токсичних металів.

Індійськими вченими запропоновано методи ремедіації від ТМ водних об'єктів з використанням нанотехнологій [119].

Встановлено, що з присутністю важких металів не тільки гальмуються ріст і розвиток рослин, а й відбуваються численні структурно-функціональні

зміни в фотосинтетичному апараті, порушуються процеси дихання, транспірації, транспорту речовин і т. д. В результаті цього знижується продуктивність окремих рослин і цілих фітоценозів, а іноді навіть повністю руйнуються рослинні угруповання. Гальмування росту є одним з найбільш важливих і найбільш легко реєстрованих (навіть візуально) проявів токсичності важких металів щодо рослин. У численних лабораторних, вегетаційних і польових дослідях з різними видами (сортами, генотипами) показано, що під впливом важких металів у рослин зменшуються лінійні розміри коренів і пагонів, знижується накопичення біомаси. Найбільше число досліджень в цьому напрямку присвячено дії на рослини кадмію, як одного з найбільш токсичних важких металів, в дещо меншій мірі вивчені метали ртуть, хром, цинк.

Ступінь і характер інгібуючої дії важких металів на ріст, як і на інші фізіологічні процеси, залежать від їхньої токсичності, концентрації в навколишньому середовищі і тривалості впливу, а також від біологічних особливостей виду (сорт, генотип) і вікового стану рослин. Гальмування росту рослин під впливом важких металів пов'язано з їхнім безпосереднім впливом як на процес розподілу, так і на розтягнення клітин. Серед основних негативних впливів на процес розподілу – зниження інтенсивності клітинних поділів, зменшення кількості клітин на всіх фазах мітозу, збільшення тривалості окремих фаз і всього мітотичного циклу. Крім того, в меристематичних клітинах коренів високі концентрації важких металів призводять до цитогенетичних порушень, У присутності важких металів виявлено розриви ниток ДНК, хромосомні аберації. У порівнянні з ростом і фотосинтезом, дія важких металів на водний обмін рослин вивчена кілька менше, хоча припускають, що його порушення під впливом металів є однією з головних причин їх фітотоксичності. А дихання є одним з найбільш стійких до дії ТМ фізіологічним процесом рослин.

Важливе наукове значення мають дослідження з вивчення механізмів надходження важких металів в рослини та їхнього впливу на ріст і розвиток

рослин. Широкий діапазон коливань важких металів в рослинах обумовлений дією різних факторів, таких як наявність геохімічних аномалій, ступінь техногенного впливу, сезонні коливання, властивості ґрунтів, здатності генотипу накопичувати той або інший елемент. Проте, природні рівні вмісту металів в рослинах незабруднених районів, очевидно, досить постійні і лежать в межах певного інтервалу концентрацій. Недотримання принципу відповідності техногенного ландшафту і його найближчого фонового ландшафту-аналога призводить до суттєвих помилок в оцінці антропогенного геохімічного впливу на екосистему. Забруднення природного середовища металами, як правило, сприяє збідненню флори внаслідок зникнення чутливих видів. У результаті формуються спільноти з різко обмеженим числом видів або навіть моноценози. Для таких спільнот характерні звичайні види місцевої флори, які переносять великі концентрації металів або завдяки початковому високому рівню металостійкості виду в цілому, або в результаті формування резистентних до металів фітопопуляцій. Встановлено, що в присутності важких металів не тільки гальмуються ріст і розвиток рослин, а й відбуваються численні структурно-функціональні зміни в фотосинтетичному апараті, порушуються процеси дихання, транспірації, транспорту речовин [20; 77].

У своїх наукових працях Н. О. Риженко розробила алгоритм визначення показника фітолетальної дози ($PhLD_{50}$), який є універсальним достовірним індексом фітотоксичності металів та дозволяє провести порівняльну оцінку токсичності цих полютантів. Фітолетальна доза ($PhLD_{50}$) – це концентрація рухомих форм металу у ґрунті, яка викликає 50% зниження біомаси рослин. Чим більше значення $PhLD_{50}$, тим менша токсичність полютанту для рослин. Фітолетальна доза становить: Zn – 603 мг/кг рухомих форм для дерново-середньопідзолистого ґрунту та Zn – 616 мг/кг рухомих форм для чорнозему типового малогумусного. Встановлено ряд металів за фітолетальною дозою: $Cd > Cu > Ni > Co > Pb > Zn$ [119; 120].

Протопласти клітин, пов'язаних плазмодесмами, забезпечують

активний метаболічний шлях поглинання ТМ. Коли іони поллютантів через корінь і з транспіраційним струмом пересуваються по рослині такий шлях називається пасивним. Якщо ґрунт забруднюється великою кількістю металів, то захисні системи рослин можуть обминатися [121; 122].

Процеси відкладення і утримання аерозольних часток на листі визначаються цілою низкою чинників, які можна розділити на три групи:

1) особливості поверхонь рослин, як структурноморфологічні, так і функціональні (опушеність, наявність воскового шару, шорсткість, змочуємось, клейкість та ін.);

2) фактори навколишнього середовища (кількість атмосферних опадів і їхня кислотність, швидкість вітру, відносна вологість повітря та ін.);

3) властивості забруднюючих частинок і з'єднань металів, як фізичні, так і хімічні.

Таким чином, навіть при низькій концентрації та здатності до біоаккумуляції сполуки важких металів є високотоксичними. Мають здатність до різноманітних хімічних, фізикохімічних і біологічних реакцій. Ці сполуки мають кумулятивну дію, утворюють синергетичні суміші, токсичні властивості яких значно більше ніж властивості окремих компонентів.

1.3. Сучасні напрями моніторингу та нормування вмісту токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+}

Керування якістю навколишнього середовища реалізується шляхом екологічного моніторингу з метою виявлення джерел антропогенного впливу на НПС. Територіально відповідний моніторинг, що оцінює ризики техногенного навантаження, здійснюється на локаціях промислових підприємств і великих забудованих міських територіях [123].

Використання аерокосмічних технологій та геоінформаційних систем для отримання інформації щодо трансформації НПС відображається у геоінтелектуальних системах прийняття рішень [124;125;126;127].

Моніторинг довкілля представляє собою комплекс спостережень, збирання, обробки, передавання, збереження та аналізу інформації про стан НПС. Основними завданнями її функціонування є прогнозування змін у довкіллі, розробка науково обґрунтованих рекомендацій для ухвалення рішень щодо запобігання негативним змінам та забезпечення дотримання екологічних стандартів безпеки. Моніторинг довкілля включає в себе аналітично-інформаційну систему, що охоплює спостереження за станом природних ресурсів, оцінювання, прогнозування та ухвалення управлінських рішень на основі науково-інформаційної підтримки [128].

Необхідним етапом в моніторингу довкілля району – є безпосередні екологічні рекогностування. Це включає польове дослідження із виїздом на проблемні об'єкти та території. При цьому виникає необхідність термінового координування джерел промислово-антропогенного забруднення, використання гаджетних програмних засобів GPS. Із запровадженням в систему моніторингу довкілля відповідних технологій зростає оперативна інформованість відповідних державних установ. Теорія екологічного моніторингу розроблена провідними українськими та зарубіжними такими вченими, як О. І. Бондар, В. М. Баранова, Г. І. Рудька, Г. І. Білявський, Н. О. Риженко, С. М. Чумаченко та ін.

Українськими вченими з кафедри аналітичної хімії хімічного факультету КНУ ім. Тараса Шевченка під керівництвом В. М. Зайцева створено нові методи аналізу, моніторингу й знешкодження токсикантів органічного та неорганічного походження. На підставі силікагелю було запропоновано метод для виявлення іонів важких металів і встановлення ступеня забруднення води за допомогою оптичного сенсора «Електрооптрод». Сутність методики визначення ТМ полягає в тому, що модифікований силікагель починає нагромаджувати іони металу (залежно від того, на який Me прилад налаштовано). Силікагель починає змінювати колір, що свідчить про наявність важкого металу, і витягує його, паралельно відбувається процес очищення. Силікагель модифікують таким чином, щоб

він мав змогу вилучати саме той метал, яким забруднено водоймище, і очищати його [130; 131].

Система управління екологічним моніторингом включає до себе функції збирання, зберігання та виведення різноманітних картографічних даних щодо стану навколишнього природного середовища та геоданих про динамічні рухомі промислово-антропогенні об'єкти. Це забезпечує можливість відповідно до запитів та вимог системи отримувати інформацію, яка відображає вплив цих об'єктів на загальний стан довкілля [129].

Враховуючи сильну негативну дію металів на рослини, нескладно передбачити, що підвищені концентрації металів у ґрунті призведуть до різних порушень функціонування природних та агрофітоценозів, а іноді – і до повної деградації ландшафтів, а отже – і до деградації рослинних популяцій. Здатність рослин до біоаккумуляції металів у різних фракціях фітомаси, яку використовують як рослинницьку продукцію, обмежує використання забруднених територій для вирощування сільськогосподарських культур. Доцільно проводити контроль за вмістом валових та рухомих форм важких металів у ґрунтах відповідно через 5–10 років. Контроль вмісту рухомих форм проводять один раз на 3 роки для обстеження спеціальних сировинних зон для виробництва дитячого та дієтичного харчування

Пріоритетні метали, що підлягають контролю, відповідають таким факторам: фізичні та хімічні властивості (поведінка та міграція в ґрунтах, водах та рослинах); ГДК; співвідношення між регіональними фоновим вмістом металу в ґрунті й потрапляння його в ґрунт за рахунок антропогенної діяльності.

Токсиканти розділено за такими класами гігієнічної небезпеки:

I клас: миш'як (As), берилій (Be), ртуть (Hg), селен (Sn), кадмій (Cd), свинець (Pb), цинк (Zn), фтор (F);

II клас: хром (Cr), кобальт (Co), бор (B), молібден (Mn), нікель (Ni), мідь (Cu), сурма (Sb);

III клас: барій (Ba), ванадій (V), вольфрам (W), марганець (Mn), стронцій (Sr).

У першу чергу контролюють вміст у ґрунті ТМ I класу небезпечності, у другу – дивляться за вмістом важких металів II класу небезпечності, у третю чергу – це III клас, роблять класифікацію ґрунтів за ступенем забруднення важких металів, проводять за ГДК та за фоновим вмістом у ґрунті (слабкозабруднені, середньозабруднені, сильнозабруднені).

За даними спостережень гідрометеорологічних організацій Державної служби України з надзвичайних ситуацій в деяких містах Київщини зафіксовано концентрації металів у ґрунті на достатньо високому рівні (рис. 1.6).

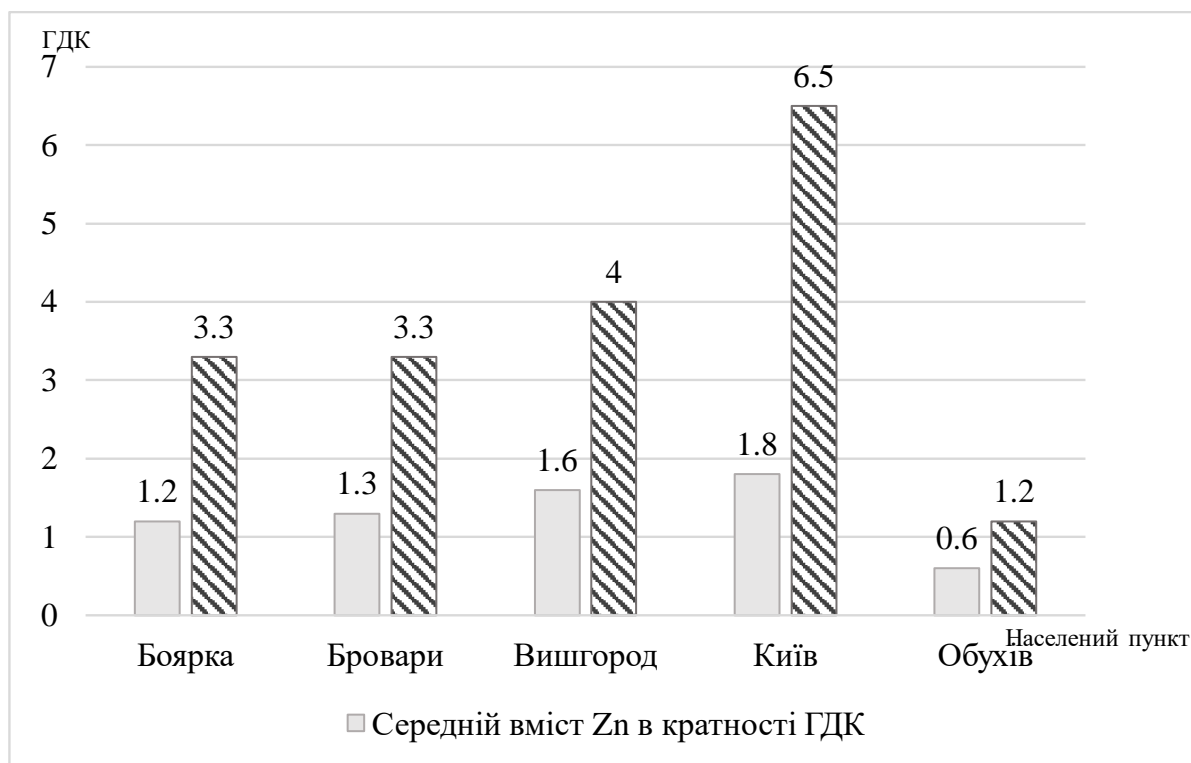


Рис. 1.6. Вміст цинку в ґрунті населених пунктів Київського регіону

Джерело: за даними Центральної геофізичної обсерваторії

Так слабо забрудненими називають ґрунти, в яких вміст важких металів вищий від природного фону, але не перевищує ГДК. В середньо забруднених ґрунтах зафіксовано перевищення ГДК, але без видимих змін

властивостей. Якщо вміст важких металів перевищує ГДК у декілька разів, то такі ґрунти є сильнозабрудненими. Такі ґрунти характеризуються низькою біологічною активністю та продуктивністю. У рослинах концентрація ТМ перевищує встановлені норми. При виявленні підвищеного полікомпонентного забруднення оцінювання проводять за металом, вміст якого максимально перевищує нормативи.

Отже, вміст сполук важких металів регламентується, але має характерні особливості [132;133]. Адже встановити шкідливу дозу речовини, яка присутня в природі, складніше, ніж штучно синтезовану. Тим більше ускладнюється задача нормування металів для рослинної компоненти. Метали завжди присутні в рослинному організмі в невеликих кількостях як необхідні мікроелементи. Гранично допустима концентрація важких металів визначається як такий рівень, який, при тривалому впливі на ґрунт і рослини, не викликає патологічних змін чи аномалій в біологічних процесах. Крім того, ця концентрація не спричиняє накопичення токсичних елементів у сільськогосподарських культурах і, відповідно, не порушує біологічний оптимум для людини і тварин [134].

Таблиця 1.4

Значення ГДК в об'єктах НПС, мг/кг

Метали	Об'єкти НПС		
	Ґрунт	Вода	Гідробіонти
Hg ²⁺	2,10	0,00053	0,3-0,4
Cr ⁺⁶	0,05	0,05	-
Zn ²⁺	23,0	1,03	40

Вміст Zn(SO₄)₂ з розрахунку за Zn(II), C₀ = 10 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 – 10–100 мкг/л,

III клас – 101–1000 мкг/л,

IV клас – >1000 мкг/л.

Вміст $K_2Cr_2O_7$ з розрахунку за Cr(VI), $C_0 = 0,5$ 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 – 4–10 мкг/л, III клас – 11–50 мкг/л, IV клас – >50 мкг/л.

Середній вміст важкого металу у ґрунті (мг/кг) називається кларком. Токсичним він буде у випадку, якщо врожайність сільськогосподарських культур зменшується на 5–10% і більше.

Кратність підвищення середнього вмісту металів у ґрунтах, виражену у вигляді коефіцієнта накопичення металів, можна розглядати як показник градації ґрунтів за ступенем забруднення.

Використовуючи коефіцієнт накопичення металів ґрунти можна ранжувати таким чином:

1. Незабруднені ґрунти характеризуються значенням коефіцієнта накопичення 1–2;
2. Слабкозабруднені (коефіцієнт накопичення до 10);
3. Середньозабруднені (коефіцієнт накопичення 10–30);
4. Сильнозабруднені (коефіцієнт накопичення 30–60);
5. Дуже сильнозабруднені (коефіцієнт накопичення 60).

Можна констатувати, що ГДК важких металів у ґрунтах перебуває в межах градації сильного ступеня забруднення ґрунтів [89].

У більшості випадків забруднення ґрунтів має полікомпонентний характер. Відповідно розраховують сумарний показник забрудненості. Цей показник відображає ефект комплексного впливу всіх токсикантів:

$$Z_c = \left(\sum_{i=1}^n K_{c_i} \right) - (n - 1)$$

де: Z_c – сумарний показник забрудненості ґрунтів;

K_{ci} – коефіцієнт концентрації і-того хімічного елементу у пробі ґрунту;

n – кількість токсикантів.

Загальний показник забрудненості може бути розрахований як для всіх токсикантів одного зразка, так і для конкретної території на основі геохімічної вибірки.

Оцінка небезпечності забруднення ґрунтів комплексом хімічних елементів за індексом Z_C проводиться за сумарним показником забрудненості ґрунтів. Для цього використовують оціночну шкалу.

Градація цієї шкали розроблена на основі вивчення стану здоров'я населення, що проживає на відповідних територіях згідно з категоріями забруднення ґрунтів (табл. 1.5.).

Таблиця 1.5.

Критерії забруднення ґрунтів відповідно до інтегрального показника Z_C

Категорія забруднення ґрунту	Z_C	Критерії якості здоров'я на територіях забруднених ґрунтів
Допустима	≤ 16	Дитяча захворюваність (невисокий рівень) Дорослі (незначна кількість відхилень за станом здоров'я)
Помірно небезпечна	16-32	Середній рівень загальної кількості хвороб
Небезпечна	32-128	Підвищення загального рівня захворюваності, ронічних захворювань, патологій серцево-судинної системи
Дуже небезпечна	>128	Високий рівень дитячих хвороб Широкий спектр порушень репродуктивної функції у жінок

Показник максимально допустимої концентрації (МДК) широко впроваджено в США та багатьох країнах [136; 137]. За визначенням Льюїса [138] максимально допустима концентрація (Maximum Allowable Concentration) – це максимальний вплив біологічно активного фізичного чи

хімічного агента, який допускається протягом 8-годинного періоду (робочого дня) у популяції працівників або протягом 24-годинного періоду у загальній кількості населення, що, як видається, не спричиняє значної шкоди, незалежно від того, чи він був негайно затриманий або на певний період, у цільовій популяції. Часто вживаним для оцінки небезпечності є показник максимально допустимої токсичної концентрації (Maximum acceptable toxic concentration) – це діапазон концентрацій токсичної речовини в навколишньому середовищі, який знаходиться між «не спостережуваним рівнем несприятливого впливу» (NOEC – no observed effect concentration) та «найнижчим спостережуваним рівнем несприятливого впливу» (LOEC – low observed effect concentration) [139;140]. У табл. 1.6 наведено кларки та максимально діючі рівні важких металів згідно з рекомендаціями Н. А. Черних, В. Ф. Ладоніна.

Таблиця 1.6

Максимально діючі рівні та кларки важких металів у ґрунтах

Токсичний метал	Максимально діючий рівень, мг/кг	Кларк, мг/кг
Hg ²⁺	2	0,02
Cr ⁶⁺	100	75
Zn ²⁺	300	50

Так Н. О. Риженко було розроблено підхід щодо екологічного нормування, що є основою для регулювання безпечного рівня металів у ґрунті для фітокомпонента екосистеми за допомогою фітогранично допустимої концентрації, яка може бути використана науковими, виробничими і природоохоронними організаціями для уточнення та коригування існуючих та розробці нових санітарно-гігієнічних нормативів. Запропоновано фітогранично допустиму концентрацію металу у ґрунті – це максимальна його концентрація у ґрунті (мг/кг рухомих

форм), яка не викликає пригнічення фітомаси рослин. За фітогранично допустимою концентрацією метали можна ранжувати таким чином: $Cd > Ni > Pb > Cu > Co > Zn$.

Висновки до розділу 1

Літературними даними та результатами досліджень вітчизняних та закордонних вчених підтверджено необхідність вивчення екологічних проблем щодо глобального забруднення об'єктів довкілля токсичними металами та їхніми сполуками. Проблема забруднення металами не втрачає своєї актуальності в Україні. За останнє півстоліття суттєво змінився якісний та кількісний склад сполук, що потрапляють у НПС з промислових та побутових джерел, зросли ризики техногенних та екологічних аварій. Сучасний світ набуває ознак глобальної екологічної кризи, що у свою чергу призводить до незворотніх негативних змін на всіх рівнях організації біологічної матерії: клітина, організм, популяція, екосистема, біосфера.

Багаточисленне використання сполук металів у промисловості, сільському господарстві, медицині призвело до їх широкого розповсюдження в навколишньому середовищі. Токсичні метали було віднесено ВООЗ до пріоритетних забруднювачів довкілля, міграція яких суттєво впливає на динаміку екологічної ситуації як на локальному, так і на регіональному рівнях.

Хром, цинк і меркурій є одними з основних забруднювачів навколишнього середовища, особливо в районах з підвищеним антропогенним впливом. Через їхній високий ступінь токсичності, такі елементи як хром і меркурій знаходяться серед пріоритетних токсикантів, які викликають пошкодження органів та тканин, навіть за низьких рівнів впливу на живі організми.

Літературний огляд закордонних та вітчизняних джерел за останні 20 років підтвердив, що питанням моніторингу, міграції токсичних металів та

їхніх сполук в ґрунті, біоаккумуляції в рослинах та гідробіонтах приділяється достатньо уваги світової наукової спільноти в Україні, Європі, Азії, США, Південній Америці.

Зважаючи на вагомий науковий доробок екологів, хіміків, токсикологів, біохіміків дослідження екологічних особливостей та закономірностей міграції меркурію (Hg^{2+}), хрому шестивалентного (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в екосистемах, зокрема в середовищі «вода–ґрунт–біота» є дуже важливим питанням, що потребує більш глибокого та детального вивчення.

Основні результати досліджень за даним розділом опубліковано в наукових працях [128;151].

Список джерел до розділу 1

1. Бондар І. Антропогенні чинники довкілля та їх вплив на біоту та здоров'я людини: підручник для студентів вищих навчальних закладів України / О. І. Бондар [та ін.]. Київ: Інрес, 2006. 288 с.

2. Briffa J., Sinagra E., Blundell R. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*. 2020. № 6. P. 1–26.

3. Гриньова Я., Криштоп Є. Проблеми забруднення навколишнього середовища важкими металами та шляхи їх подолання. *Науковий журнал «Інженерія природокористування»*. 2021. (1(19)). С. 111–119.

4. Ted Munn Global Environmental Monitoring Systems (GEMS): Action Plan for Phase I. Chichester: ICSU-SCOPE, 1973. Book 3. 130 p URL:<https://therisk.global/environmental-risks> (дата звернення 10.04.2021).

5. Heavy Metals in the Environment Lawrence / K. Wang, Jiaping Paul Chen, Yung-Tse Hung [et al.]. US Bosa Roca: CRC Press, 2009. 516 p.

6. Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation / Ed. Heike Bradl. Germany. Neubrucke. Academic Press. 2005. 282 p. URL:<https://necu.org.ua/stokgolmska-konferencziya>

7. Shahid M, Natasha, Dumat C, Niazi NK, Xiong TT, Farooq ABU, Khalid S. Ecotoxicology of Heavy Metal(loid)-Enriched Particulate Matter: Foliar Accumulation by Plants and Health Impacts. *Rev Environ Contam Toxicol*. 2021. Vol. 253 P. 65–113. Doi: 10.1007/398_2019_38. PMID: 31897760.

8. Duffus J. «Heavy metals» a meaningless term? (IUPAC Technical Report) *Pure Appl.Chem*. 2002. Vol.74. №.5. P.793–807.

9. A review of human carcinogens – Part C: metals, arsenic, dusts, and fibres / K. Straif, L. Benbrahim-Talloori, R. Baan, Y. Grosse, B. Secretan, F. El Ghissassi, B. Bouvard, N. Guha, C. Freeman, L. Galichet, V. Coglianò. Special Report: Policy. *Lancet Oncol*. 2009. Vol. 10. P. 453–454.

10. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity Saikat Mitra, Arka Jyoti Chakraborty, Abu Montakim Tareq, Talha Bin Emran, Firzan Nainu, Ameer Khusro, Abubakr M. Idris, Mayeen Uddin Khandaker, Hamid Osman, Fahad A. Alhumaydhi j, Jesus Simal-Gandara, *Journal of King Saud University. Science*.2022.№ 34. 101865. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>.

11. Tchounwou P. B., Yedjou C. G., Patlolla A. K., Sutton D. J. Heavy Metal Toxicity and the Environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*. 2012. Vol. 101. P. 133–164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6.

12. Жовинський Є. Я., Кураєва І. В. Геохімія важких металів у ґрунтах України. Київ. Наукова думка. 2002. 213 с.

13. Soetan K. O., Olaiya C. O., Oyewole O. E. The importance of mineral elements for humans, domestic animals and plants: a review. *Afr. Food Sci*. 2010. Vol. 4 (5). P. 200–222.

14. Wuana R., Felix E. Okieimen Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risk and best available strategies for remediation. *ISRNE ecology*. 2011. URL: <http://www.hindawi.com/journals/isrn.ecology/2011/402647/>.

15. Mohamed Lamine Sall, Abdou Karim Diagne Diaw, Diariatou Gningue-

Sall, Snezana Efremova Aaron & Jean-Jacques Aaron. Toxic heavy metals: impact on the environment and human health, and treatment with conducting organic polymers, a review. *Environmental Science and Pollution Research*. 2020. Vol. 27. P. 29927–29942. URL: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09354-3>.

16. Mantorova G.F. Heavy metals in soil and plant production under conditions of anthropogenic pollution. *Agro XXI*. 2010. Vol. 1(3). P. 52–54.

17. Ryzhenko N., Kavetsky S., Kavetsky V. Cd, Zn, Cu, Pb, Co, Ni Phytotoxicity Assessment. *Polish Journal of Soil Science*. 2017. Vol. L/2. P. 197–215.

18. Hazrat A., Ezzat K., Ikram I., 2019. Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019. P. 1–15.

19. Mitra S., Chakraborty A.J., Tareq A.M., Emran T.B., Nainu F., Khusro, A., Idris A.M., Khandaker M.U., Osman H., Alhumaydhi F.A. et al. Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *J. King Saud Univ. Sci.* 2022. 34.101865.

20. Chernykh N., Baeva Y. I. Chemistry of the biosphere and ecological safety. Part 2. Toxicants in the biosphere: general characteristics and patterns of distribution. 2020. 176 p.

21. Оцінка забруднення об'єктів довкілля в місцях розташування полігонів твердих побутових відходів / Повякель Л. І. та ін. Сучасні проблеми токсикології, харчової та хімічної безпеки. 2018. № 2–3. С. 96–106.

22. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році / ред. рада: О. І. Бондар (голова) та ін. Київ: Мінприроди України: ФОП Грінь Д. С. 2016. 350 с.

23. Яковишина Т. Ф. Екологічна оцінка включення важких металів в продукти техногенезу. Збірник наукових праць Національного гірничого університету. 2015. № 48. С. 259–264. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/znpngu_2015_48_34.

24. Changfeng Li, Kehai Zhou, Wenqiang Qin, Changjiu Tian, Miao Qi, Xiaoming Yan & Wenbing Han. A Review on Heavy Metals Contamination in Soil: Effects, Sources, and Remediation Techniques, Soil and Sediment Contamination: An International Journal. 2019. 28:4. P. 380–394, Doi: 10.1080/15320383.2019.1592108.

25. Hilomene Nyiramigisha, Komariah, Sajidan, Harmful Impacts of Heavy Metal Contamination in the Soil and Crops Grown Around Dumpsites. Reviews in Agricultural Science. 2021.Vol. 9. P. 271–282. URL: <https://www.jstage.jst.go.jp/article>.

26. V. Bondar, N. Makarenko, L. Symochko. Lead mobility in the soil of different agroecosystems. International Journal of Ecosystems and Ecology Sciences (IJEES). 2019. 9 (4). P. 709–716.

27. Ding Q., Cheng G., Wang Y., Zhuang D.F. Effects of natural factors on the spatial distribution of heavy metals in soils surrounding mining regions. Sci. Total Environ. 2017. 578. P. 577–585. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.001>.

28 Напрямки екологізації землеробства / Ящук В. У., Корецький А. П., Ковбасенко Р. В., Дмитрієв О. П., Ковбасенко В.М.К. 2016. 139 с.

29. Риженко Н. О., Кавецький В. М. Балансова оцінка імпаکتного забруднення кадмієм екосистеми та екотоксикологічні критерії якості довкілля. *Современные проблемы токсикологии*. 2005. № 1. С. 36–41.

30. Літвінова О. А., Дмитренко О. В., Ковальова С. П. Динаміка вмісту мікроелементів і важких металів у сірому лісовому ґрунті за тривалого застосування добрив у сівозміні. *Агроекологічний журнал*. № 4. 2018. С. 43–49.

31. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils / S. Khalid, M. Shahid, N.Kh. Niazi et al. Journal of Geochemical Exploration (JGE), Elsevier. 2016.Vol. 182. P. 247–268.

32. Mitsios I. K., Danalatos N. G. Bioavailability of trace elements in relation to root modification in the rhizosphere // Trace elements in the environ-

ment: biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation. London, New York: Bosa Raton, CRC Press, Taylor & Fransis Group, 2006. Chapter 2. P. 25–37.

33. І. М. Коваленко. Структурно-агрегатний склад ґрунту під різними сидератами у міжряддях *Ginkgo biloba* [Електронний ресурс] / Р. М. Ярощук, Е. А. Захарченко, І. М. Коваленко [та ін.] *Вісник Сумського національного аграрного університету : науковий журнал*. Сер. «Агрономія і біологія». Суми : СНАУ, 2020. Вип. 4 (42). С. 23–32.

34. Матильонок Т., Пахомов О., Поліщук Н., Жеребятъев О. (2021). Вплив важких металів на формування антибіотикорезистентності екологічних бактерій. *Inter Conf. 2021. № 78. С. 368–373. URL: <https://doi.org/10.51582/interconf.7-8.10.2021.040>*

35. Chen J. et al. Bacterial heavy-metal and antibiotic resistance genes in a copper tailing dam area in northern China. *Frontiers in microbiology*. 2019. Т.10. С.1916.

36. Yang S. et al. Presence of heavy metal resistance genes in *Escherichia coli* and *Salmonella* isolates and analysis of resistance gene structure in *E. coli* E308. *Journal of global antimicrobial resistance*. 2020. Т. 21. С.420–426.

37. Yang Q. E. et al. Heavy metal resistance genes are associated with *bla* NDM-1-and *bla* CTX-M-15-carrying *Enterobacteriaceae*. *Antimicrobial agents and chemotherapy*. 2018. Т. 62. № 5. С. 17–14.

38. Salam L. B. Unravelling the antibiotic and heavy metal resistome of a chronically polluted soil. *Biotech*. 2020. Т. 10. №. 6. С. 1–23.

39. Wang X., Gao P., Li D., Liu, J., Yang N., Gu W., He X., Tang, W. Risk assessment for and microbial community changes in Farmland soil contaminated with heavy metals and metalloids. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2019.185. 109685.

40. Baath E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water Air Soil Pollut.* 1989. Vol. 47. P 335–374.

41. Chen J., He F., Zhang X., Sun X., Zheng J., Zheng J. Heavy metal pollution decreases microbial abundance, diversity and activity within particle-size fractions of a paddy soil. *FEMS Microbiol. Ecol.* 2014. Vol. 87. P 164–181.

42. Большой Д. В., Пихтеева О. Т., Трахтенберг И. М., Шафран Д. М. Ртуть у XXI столітті. Від постановки проблеми до її вирішення. Фенікс. 2020. 240 с. URL: <https://www.yakaboo.ua/rtut-u-hhi-stolitti-vid-postanovki-problemi-do-ii-virishennja.html>48.

43. Notice of the first priority list of hazardous substances that will be the subject of toxicological profiles, in: USDHHS-USEPA. Federal Register1. 1987. Vol. 52. P. 12866–12874.

44. Дудник С. В., Євтушенко М. Ю. Водна токсикологія: основні теоретичні положення та їхнє практичне застосування. Київ: Видавництво Українського фітосоціологічного центру. 2013. 297 с.

45. Swarnkar V., Agrawal N., Tomar R. Sorption of chromate by HDTMAexchanged zeolites. Journal of Chemical and Pharmaceutical Research. 2011. Vol. 3, No 3. С. 520–529.

46. Cost of agronomic biofortification of wheat with zinc in China / Wang Y.H., Zou C.Q., Z. Mirza Z. [et al.]. Agron. Sustain. Dev. 2016. № 36. P 44–51.

47. Zaman Q., Aslam Z., Yaseen M., Ihsan M. Z, Khaliq A., Fahad S., Bashir S., Ramzani P. V. A., Naeem M., Zinc biofortification in rice: leveraging agriculture to moderate hidden hunger in developing countries, Arch. Agron. Soil Sci. 2018. 64. P.147–161.

48. Makarenko N., Bondar V., Makarenko V., Symochko L. Zinc deficiency in soils of ukraine: possible causes and regulatory mechanisms. International Journal of Ecosystems and Ecology Science (IJEES). 2021. Vol.11, issue 4. URL: <https://doi.org/10.31407/ijeess> <https://doi.org/10.31407/ijeess11.4>.

49. Rai, P. K.; Lee, S. S.; Zhang, M.; Tsang, Y. F.; Kim, K. H. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. Environ. Int. 2019. № 125. P. 365–385.

50. Clemens S., Ma J. Toxic Heavy Metal and Metalloid Accumulation in Crop Plants and Foods. Annu Rev Plant Biology. 2016. Vol. 67. P. 489–512.

51. Кобза Я. Забруднення ґрунтів та рослин потенційно токсичними елементами у Словаччині. Рослинне ґрунтове середовище. 2005. № 51(6).

C. 243–248.

52. Phytotoxicity of uncomposted and composted poultry manure / Delgado M. Mar, Martin José V., De Imperial Rosario Miralles [et al.]. *African Journal of Plant Science*. 2010. Vol. 4 (5). P. 154–162.

53. Wang L. K., Chen J. P., Hung Y-T. *Heavy Metals in the Environment*. USA. Florida: CRC Press. 2017. 516 P.

54. Єгорова Т. М. Еколого-геохімічні процеси міграції цинку в агроландшафтах України. *Агроекологічний журнал*. 2014. № 3. С. 14–22.

55. Особливості акумуляції важких металів в рослинах TRIFOLIUM PRATENSE L. Денчиля-Сакаль Г. М., Ніколайчук В. І., Колесник А. В., Вакерич М. М., Ткач О. П. *Науковий вісник Ужгородського університету* Серія: Біологія, 2012. Випуск 33. С. 189–191.

56. Eghoshina T. L., Shikhova L. N. Lead in soil and plant at northern west part of European Russia. *Announcer of ONU*. 2008. № 10 (92). P. 135–141.

57. Kavetsky V. M., Ryzhenko N. O. Physical and Chemical Criteria for Pesticides Determination and Risk Assessment in Ecosystem. *Polish Journal of Chemistry*. 2008. № 82. P. 361–369.

58. Ryzhenko N. O., Kavetsky V. M. Kinetic of migration of lead, cadmium, cooper, zinc in the condition of turf-podzol sandy loam and chernozem soil. *Polish Journal of Soil Science*. 2013. Vol. XLVI, № 2. P. 125–129.

59. Ryzhenko N., Kavetsky S., Kavetsky V. (2017) Cd, Zn, Cu, Pb, Co, Ni Phitotoxicity Assessment. *Polish Journal of Soil Science*. 2017. Vol. L/2.P. 197–215.

60. Ryzhenko N. O., Kavetsky S. V., Kavetsky V. M. Cd, Zn, Cu, Pb, Co, Ni Phytotoxicity Assessment as Function of Its Substance Polarity Shift. *International Journal of Bioorganic Chemistry*. 2017. Vol. 2. P. 163–173 URL: <http://www.sciencepublishinggroup.com/j/ijbc>.

61. Guideline Values for nickel in soil. Science Report SC050021. Nickel SGV. Environment Agency: 2009, URL: <http://www.environmentagency.gov.uk/clea>.

62. Mantorova G.F. Heavy metals in soil and plant production under conditions of anthropogenic pollution. *Agro XXI*. 2010, Vol. 1(3). P. 52– 54.

63. Effects of long-term heavy metals contamination on soil microbial characteristics in calcareous agricultural lands (Saiss plain, North Morocco) / A. Kouchou, N. Rais, F. Elsass et al. // *Journal of materials and Environmental Sciences (JMES)*. 2017. Vol. 8, Issue 2. P. 691–695.

64. Мілютенко Т. Б. Міграція біогенних елементів з ґрунту за різних систем удобрення / Т. Б. Мілютенко, О. А. Демидов, О. В. Шерстобоева. *Агроекологічний журнал*. 2014. № 1. С. 60–64

65. Транслокація важких металів у системі «ґрунт – рослина» за вапнування та впливу біологічних препаратів / С. Г. Корсун, І. І. Клименко, В. А. Болоховська, В. В. Болоховський. *Агроекологічний журнал*. 2019. Вип. 1 С. 29–35.

66. Denchyliya-Sakal H. M., Gandzyura V. P., Kolesnyk A. V. Accumulation of zinc and copper compounds and their effect on assimilation system in *Trifolium pratense L.* *Ukrainian Journal of Ecology*, 2019. 9(3), 247–254.

67. Sheets D. F., Sheet, D. M. F. Synergistic Effects of Mercury and Other Toxic Exposures. 2018. URL: <http://amalgam.org/education/scientificevidenceresearch/synergistic-effects-of-mercury-other-toxic-exposures>.

68. Wuana R., Felix E. Okieimen Heavy metals in contaminates soils: a review of sources, chemistry, risk and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*. 2011. URL: <http://www.hindawi.com/journals/isrn.ecology/2011/40647/> .

69. Wong J., Selvam A. Speciation of heavy metals during co- composting of sewage sludge with lime . *Chemosphere*. 2006. Vol. 63. P. 980– 986.

70. Mitsios, I. K., Danalatos N.G. Bioavailability of trace elements in relation to root modification in the rhizosphere. *Trace elements in the environment: biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation*. London, New York. 2006. Chapter 2. P. 25–37.

71. Hyper accumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China / Yanqun Z., Yuan L., Jianjun C. [et al.] . Environ. Int. 2005. Vol. 31. P. 755–762.

72. Ebrahim M. Eid, Mohamed A. El-Sheikh, Abdulrahman A. Alatar Uptake of Ag, Co and Ni by the Organs of *Typha domingensis* (Pers.) Poir. ex Steud. in Lake Burullus and Their Potential Use as Contamination Indicators. Open Journal of Modern Hydrology. 2012. Vol. 2. Pp. 21–27. URL: <http://dx.doi.org/10.4236/ojmh.2012.21004>.

73. Alloway B. J. Heavy metals in soils. Trace elements and Metalloids in Soils and their Bioavailability, Third edition. UK, Springer, 2010. 235 p.

74. Ryzhenko N., Yastrebtsova N., Ryzhenko D. Cd and Pb in the «soil-plant» system of Holosiyiv green park area in Kyiv. Polish journal of soil science. 2020. Vol. LIII/2. P. 199–210.

75. Стеценко Д. О., Долін В. В. Аналіз балансового розподілу важких металів в компонентах лісової екосистеми в умовах впливу техногеннонебезпечних об'єктів. *Журнал Хроматографічного товариства*. 2007. т. VII. № 1–4. С. 32–39.

76. Водяницький Ю. Н. Забруднення ґрунтів важкими металами та металоїдами і їхня екологічна загроза (аналітичний огляд). *Ґрунтознавство*. 2013. № 7. С. 872–881.

77. Напрямки екологізації землеробства / Ящук В.У., Корецький А. П., Ковбасенко Р.В., Дмитрієв О.П., Ковбасенко В.М. К. 2016. 139 с.

78. Гришко В. М. Вміст різних за рухомістю форм цинку в ґрунтах урбанізованих територій. *Біологічні системи*. 2012. Т. 4, вип.2. С. 149–153.

79. Довгалюк А. Забруднення довкілля токсичними металами та його індикація за допомогою рослинних тестових систем. *Біологічні Студії*. 2013. Т. 7. № 1. С. 197–204.

80. Komarova I. *Taraxacum officinale* as bioindicator of heavy metal accumulation in soil. Danish Scientific Journal (DSJ). 2018. №8. P. 10– 2. URL: <http://www.danish-journal.com>.

81. Chojnacka K., Chojnacki A., Gorecka H., Gorecki H. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. 2015. 337 (1–3). P. 175–182. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.009>.

82. Ali H., Khan E., Ilahi I. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: Environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *J. Chem.* 2019, 6730305.

83. Deepmala Satpathy, Vikram M.Reddy, Soumya Prakash Dhal Risk Assessment of Heavy Metals Contamination in Paddy Soil, Plants, and Grains (*Oryza sativa* L.) at the East Coast of India. *BioMed Research International*. 2014. Vol. 2014. URL: <http://dx.doi.org/10.1155/2014/545473>.

84. An Yan, Yamin Wang, Swee Ngim Tan, Mohamed Lokman, Mohd Yusof, Subhadip Ghosh, Zhong Chen. Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. *Front. Plant Sci.* 2020. Vol. 11. URL: <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>(last assessed: 21.12.2021).

85. Burges A., Alkorta I., Epelde L., Garbisu C. From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. *Int. J. Phytoremediation*. 2018. Vol. 20. P. 384–397. URL: doi: 10.1080/15226514.2017.1365340.

86. Dhanwal P., Kumar A., Dudeja S., Chhokar V., Beniwal V. Recent advances in phytoremediation technology. *Advances in Environmental Biotechnology*. (Singapore: Springer), 2017. P. 227–241. URL: doi: 10.1007/978-981-10-4041-2_14.

87. Сидоренко С. В., Шупик Ю. М. Фіторемедіація ґрунтів, забруднених важкими металами. Сучасні технології у промисловому виробництві. Матеріали та програма IV Всеукраїнської міжвузівської науково-технічної конференції. Суми. 19–22 квітня 2016 р. Ч.2. С. 56.

88. Oliveira H. Chromium as an environmental pollutant: insights on induced plant toxicity. *J. Bot.* 2012. Vol. 20. 375843.

89. M. V. Aldrich, J. L. Gardea-Torresdey, J. R. Peralta-Videa, J. G. Parsons Uptake and reduction of Cr(VI) to Cr(III) by mesquite (*Prosopis* spp.): chromate-

plant interaction in hydroponics and solid media studied using XAS. *Environ. Sci. Technol.* 2003. Vol. 37. N 9. P. 1859–1864.

90. H. P. Singh, P. Mahajan, S. Kaur, D. R. Batish, R. K. Kohli. Chromium toxicity and tolerance in plants *Environ. Chem. Lett.* 2013. Vol. 11. P. 229–254.

91. A. K. Shanker, C. Cervantes, H. Loza-Taverac, S. Avudainayagam. Chromium toxicity in plants *Environ. Int.* 2005. Vol. 31. P. 739–753.

92. Aguilera G., Colín-González A. L., Rangel-López E., Chavarría A., Santamaría A. Redox signaling, neuroinflammation, and neurodegeneration. *Antioxidants & Redox Signaling.* 2017. Vol. 28, №. 18. URL: DOI: 10.1089/ars.2017.7099.

93. Asmat U., Abad K., Ismail K. Diabetes mellitus and oxidative stress-A concise review. *Saudi Pharm J.* 2016. Vol. 24. P. 547–553. URL: DOI: 10.1016/j.jsps.2015.03.013.

94. Godheja J., Shekhar SK, Siddiqui SA, Modi DR. Xenobiotic Compounds Present in Soil and Water: A Review on Remediation Strategies. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology.* 2016. Vol. 6, Issue 5. 392. URL: DOI: 10.4172/2161-0525.1000392.

95. Sukru Dursun, Lyudmyla Symochko, Hysen Mankolli. Bioremediation of heavy metals from soil: an overview of principles and criteria of using. *Agroecological journal.* 2020. №3. P. 6–12.

96. Guo X., Xie C., Wang L., Li Q., Wang Y. Biodegradation of persistent environmental pollutants by *Arthrobacter* sp. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2019. № 26, P. 8429–8443.

97. Changfeng Li, Kehai Zhou, Wenqiang Qin, Changjiu Tian, Miao Qi, Xiaoming Yan & Wenbing Han. A Review on Heavy Metals Contamination in Soil: Effects, Sources, and Remediation Techniques, *Soil and Sediment Contamination: An International Journal.* 2019. 28:4, 380-394. URL: DOI: 10.1080/15320383.2019.1592108.

98. 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. № 3. P. 157–159.

99. 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. № 1. P. 52–56.

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

101. Шумігай І. В., Тогачинська О. В. Комплексна екологічна оцінка вмісту важких металів у водних екосистемах малих річок Київської області. *Збалансоване природокористування*. 2014. № 2. С. 132–134.

102. Комплексний підхід до оцінки забруднення важкими металами екосистем малих річок Західного Поділля / О. В. Хоменчук та ін. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В.Гнатюка. Сер. Біологія*. Тернопіль: ТНПУ ім. В. Гнатюка. 2021. Вип. 4 (81). С. 42-52. URL: DOI: <https://doi.org/10.25128/2078-2357.21.4.7> .

103. Gundacker C. Comparison of heavy metal bioaccumulation in freshwater molluscs of urban river habitats in Vienna. *Environ. Pollut.* 2018. № 110 (1). P. 61–71. URL: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00286-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00286-9).

104. Algül F., Beyhan M. Concentrations and sources of heavy metals in shallow sediments in Lake Bafa, Turkey. 2020. *Sci. Rep.-UK* 10, 11782. URL: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-68833-2>.

105. Arfaeinia H., Dobaradaran S., Moradi M., Pasalari H., Mehrizi E., Taghizadeh F., Esmaili A., Ansarizadeh M. The effect of land use configurations on concentration, spatial distribution, and ecological risk of heavy metals in coastal sediments of northern part along the Persian Gulf. *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 653, P. 783–791. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.009> .

106. Cheng Y.X., Zhang R., Li T.G., Zhang F., Russell J., Guan M.L., Han Q., Zhou Y.R., Xiao X., Wang X.Q., 2019. Spatial distributions and sources of heavy metals in sediments of the Changjiang Estuary and its adjacent coastal areas based on mercury, lead and strontium isotopic compositions. 2019. *Catena* 174.

P.154–163. URL: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.10.039>.

107. Zhdanyuk N. Research of chromium (VI) ion adsorption by montmorillonite modified by cationic surfactants. *Технологічний аудит і резерви виробництва*. 2016. № 5. С. 11–15.

108. Femina C., Carolin P. Senthil, Kumar A., Saravanan G., Janet Joshiba, , Mu Naushad Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2017. Vol. 5, Issue 3. P. 2782–2799. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.029>Get rights and content.

109. Zihan Xia, Junwen Zhang, Yani Yan, Wei Zhang, Zhiqi Zhao. Heavy metals in suspended particulate matter in the Yarlung Tsangpo River, Southwest China. *Geosystems and Geoenvironment*. 2022.URL: doi: <https://doi.org/10.1016/j.geogeo.2022.100160>.

110. Fábio P. Arantes, Lourenço A. Savassi, Hélio B. Santos, Marcos V. T. Gomes, Nilo Bazzoli. Bioaccumulation of mercury, cadmium, zinc, chromium, and lead in muscle, liver, and spleen tissues of a large commercially valuable catfish species from Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 2016. Vol. 88(1), P. 137–147.

111. Irina-Alina Chera-Anghel, Raluca-Ioana Stefan-van Staden Extraction of heavy metals by cooking/preserving of seafood, tuna and poultry from Romania – A source of contamination with heavy metals. *Food Chemistry*. 2023 Vol. 407. P. 135–158. URL: <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2022.135158>.

112. Dong J. Y., Zhao L. L., Sun X., Hu C. Y., Wang Y. H., Li W. T., Zhang P.D., Zhang X.M. Response of macrobenthic communities to heavy metal pollution in Laoshan Bay, China: A trait-based method. *Mar. Pollut. Bull.* 2021. 167, 112292 URL: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112292>.

113. Янович Д. О., Швець Т. М. Хром у гідроекосистемах та його вплив на біоту водойм. *Гидробиологічний журнал*. 2017. Т. 53. № 2. С. 70–87.

114. Пат. № 119573 Україна МПК G01N 33/12 C12Q 1/12. Спосіб біоіндикації водойм / Н. М. Присяжнюк, Н. Є. Гриневич, Ю. В. Куновський,

О. Р. Михальський; заявник і власник Білоцерківський національний аграрний університет. № и 2017 04189; заявл. 27.04.2017; опубл. 25.09.2017, Бюл. № 18. 4 с.

115. Euneku A., Omoruyi O., Tongo I., Ogbomida E., Ogbeide O., Ezemonye L. Evaluating the potential health risks of heavy metal pollution in sediment and selected benthic fauna of Benin River, Southern Nigeria. *Appl. Water Sci.* 2018. № 8. 224. URL: <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0873-9>.

116. Крюченко Н. О., Панаїт Е. В. Особливості міграції і концентрації ртуті в донних відкладеннях поблизу територій виробничих зон. *Мінералогічний журнал.* 2016. № 38 (1). С. 96–101.

117. Chernykh N. A., Baeva YuI, Cuong Ngo The. Seasonal Dynamics of Heavy Metal and Arsenic Content of Water and Sediments of the Srepok River (Vietnam). *Russian Journal of General Chemistry.* 2020. Vol. 90. Issue13. P. 2598–2605. URL: DOI:10.1134/S1070363220130113 (last assessed: 02.02.2023).

118. Повякель Л. І., Смердова Л. М., Сноз С.В., Кривенчук В.С., Кудрявцева А. Г., Пасічник В. І. Сучасні проблеми токсикології, харчової та хімічної безпеки. 2018. № 2–3. С. 96–106.

119. Риженко Н. О. Нормування фітотоксичності металів у агроєкосистемі. *Агроєкологічний журнал.* 2017. № 4. С. 14–21.

120. Риженко Н. О. Фітотоксикологічна оцінка ризику небезпечності металів за їх біокумуляцією в природних екосистемах. *Вісник ЖНЕУ.* 2017. Вип. 2 (61). С. 110–115.

121. Soetan K. O., Olaiya C. O., Oyewole O. E. The importance of mineral elements for humans, domestic animals and plants: a review. *Afr. Food Sci.* 2010. Vol. 4 (5). P. 200–222.

122. Nitika Singh, Vivek Kumar Gupta, Abhishek Kumar, Bechan Sharma. Synergistic Effects of Heavy Metals and Pesticides in Living Systems. *Front. Chem.* 5:70. URL: DOI: 10.3389/fchem.2017.00070 (last assessed: 02.02.2023).

123. Аль-Тамімі Р. Удосконалення методики побудови екологічних карт антропогенного впливу на основі багатоспектральних знімків. Системи

управління, навігації та зв'язку. Полтава, 2015. Вип. 3 (35). С. 61–64.

124. Лялько В. І, Федоровський О. Д., Костюченко Ю. В. Багатоспектральні методи дистанційного зондування Землі в задачах природокористування. Київ, 2006. 357 с.

125. Бусигін Б. С. Інструментарій геоінформаційних систем. Київ, 2000. 172 с.

126. Клименко М.О. Моніторинг довкілля. Київ, 2006. 360 с.

127. Книжников Ю. Ф. Аерокосмічні методи географічних досліджень. Київ, 2004. 336 с.

128. Шевченко Р. Ю., Жаврида Д. Є. Концепція теорії управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу. *Екологічні науки: науково-практичний журнал*. 2019. № 5(24). Т. 1. С. 51–57.

129. Яковишина Т. Ф. Екологічний моніторинг: контроль і детоксикація важких металів в ґрунтах урбоекосистем. Дніпропетровськ: Нова ідеологія, 2013. 101 с.

130. Gerda V., Telbiz G., Kobylinska N., Zaitsev V , Fraissard J. Studies of hydrogen sorption on mesoporous carbon composite modified with adsorbed palladium NATO Science for peace & security series (C) «Carbon nanomaterials in clean energy hydrogen systems». Springer. 2010. P. 298–303.

131. Алемасова А. С., Зайцев В.М. та ін.. Аналітична хімія. Вид-во Ноулідж 2010, 417 с.

132. Балюк С. А., Мирошніченко Н. Н., Фатеев А. І. Принципи екологічного нормування припустимого антропогенного навантаження на ґрунтовий покрив України. *Ґрунтознавство*. 2008. № 12. С. 1501–1509.

133. Балюк С. А., Ромащенко М. І. Концепція екологічного нормування допустимого антропогенного навантаження на ґрунтовий покрив. Київ : Аграрна наука, 2004. 34 с.

134. Яковишина Т. Ф. Нормування поелементного та поліелементного забруднення ґрунту важкими металами за допомогою ГДК. *Будівництво*,

матеріалознавства, машинобудування. 2016. Вип. 87. С. 153–158.

135. Anjana Biswas, B. P.Chandra, Prathibha C. Highly efficient and simultaneous remediation of heavy metal ions (Pb(II), Hg(II), As(V), As(III) and Cr(VI)) from water using Ce intercalated and ceria decorated titanate nanotubes. *Applied Surface Science*. 2023 Vol. 612. P.202–233.

136. Hobbs D.,Warne M. Toxicity Assessment for the Victorian Desalination Project. Report submitted to the Victorian Department of Sustainability and Environment. 2008. 432 p.

137. Toxicity and metal speciation characterisation of waste water from an abandoned gold mine in tropical northern Australia / Van Dam R. A., Hogan A. C., Harford A. J., Markich S. J. *Chemosphere*. 2008. Vol. 73. P. 305– 313.

138. Lewis R. A. *Lewis Dictionary of Toxicology*. 1998. USA: CRC Press, 1136 p.

139. Fox DR. NECs, NOECs and the ECx .*Australasian Journal of Ecotoxicology*. 2009. Vol. 14. P. 7–10.

140. Michael St. J. Warne, Rick van Dam Noec and Loec Data Should no Longer be Generated or Used? *Australasian journal of ecotoxicology*. 2008. Vol. 14. P. 1–5.

141. Бондар О. І., Риженко Н. О. Фітотоксикологічна класифікація токсичних металів за інтенсивністю їх біоаккумуляції в умовах зелених паркових зон м. Києва. *Агроекологічний журнал*. 2017. Т 3. С. 32–40.

142. Chang C., Yu H., Chen J., Li F., Zhang H., Liu C. Accumulation of heavy metals in leaf vegetables from agricultural soils and associated potential health risks in the Pearl River Delta, South China. *Environmental Monitoring and Assessment*. 2014. Vol. 186 (3). P. 1547–1560.

143. Важкі метали: надходження в ґрунти, транслокація у рослинах та екологічна небезпека. / В. М. Гришко, Д. В. Сищиков, О. М. Піскова та ін. Донецьк: Донбас, 2012. 303 с.

144. Oleh Ulytskyi, Olena Sukhina, Valentyna Antonenko, Nataliia Ryzhenko, Daria Zhavryda. *Methods of Valuation of Ecosystem Assets and their*

Assimilation. Scientific Horizons..2021. Vol. 24(12). P. 70–83. DOI:
10.48077/scihor.24(12).2021.

РОЗДІЛ 2. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

На рис. 2.1 наведено алгоритм досліджень відповідно меті та завданням.

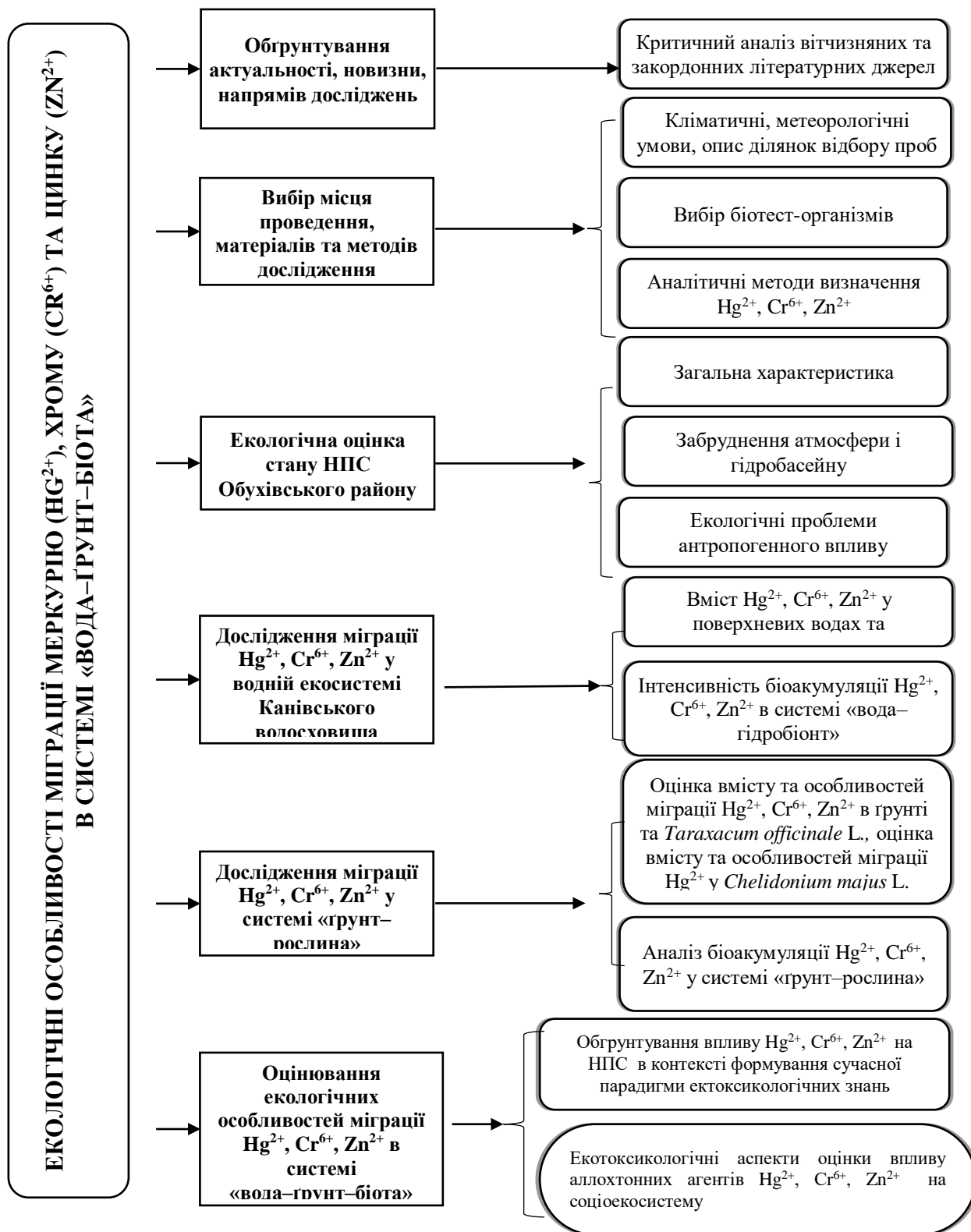


Рис. 2.1. Структурно-логічна схема досліджень за темою дисертації

Методологія дослідження базувалася на системному та комплексному наукових підходах. Для подальшого розвитку основних теоретичних понять використано загальнологічний та діалектичний методи пізнання, методи аналізу та синтезу.

2.1. Природно-кліматичні умови місць проведення досліджень

Дані метеорологічних спостережень. Клімат Обухівського району помірно континентальний, з теплим літом і м'якою зимою, оптимальною зволоженістю. Середня річна температура повітря 6–7°C, найхолодніший місяць – січень з середньою температурою -6°C, а найтепліший – липень з +19°C. Безморозний період триває 180 днів, середня висота снігу – 15 см, максимальна – 28 см. Відносна вологість повітря – 77%, влітку – не більше 68%.

У літній період переважають північні та західні вітри, взимку – західні. Середньорічна швидкість вітру – 4 м/с, максимальна швидкість – 24–28 м/с.

За метеорологічними умовами Обухівський район належить до територій, що характеризуються однаковою ймовірністю процесів як до накопичення так і видалення домішок з атмосфери (районування України за потенціалом забруднення).

За середніми трирічними даними метеорологічного моніторингу [1] за середньомісячною температурою повітря та кількістю опадів характеризується такими даними (табл.2.1).

Таблиця 2. 1

Середня температура повітря Обухівського району за 2020-2022 рр., °С

Місяці					
Січень	Лютий	Березень	Квітень	Травень	Червень
-4,6	-1,7	+2,5	+10,7	+16,5	+20,4
Місяці					
Липень	Серпень	Вересень	Жовтень	Листопад	Грудень
+21,4	+22	+15,5	+7,7	+1,5	-1,9

Дані, наведені в табл.2.1 свідчать, що середня річна температура повітря

становила $9,2^{\circ}\text{C}$, а середня місячна коливалася від $-4,6^{\circ}\text{C}$ в січні, до $+22^{\circ}\text{C}$ у серпні. Зима – помірно тепла, літо – жарке; середньорічна температура повітря $+7,0^{\circ}\text{C}$; середньомісячна температура найбільш теплого місяця $+19,7^{\circ}\text{C}$, найбільш холодного місяця січня – до $-6,1^{\circ}\text{C}$. Максимальна температура $+38,0^{\circ}\text{C}$, мінімальна – $-36,0^{\circ}\text{C}$; середній термін без морозного періоду 160–170 днів, період опалювального сезону – 186 днів.

Дані наведені в табл. 2.2 свідчать, що більша частина опадів випадає в теплий період з квітня по серпень, а максимум їх припадає на липень і травень. Середньорічна кількість опадів 507–550 мм. Опади випадають головним чином в теплий період року. Сніговий покрив тримається до 100 днів. Найбільша глибина промерзання ґрунту досягає 125 см в лютому. Середньорічна відносна вологість повітря 84,0%.

Таблиця 2.2

Середньомісячна кількість опадів за 2020-2022 рр., мм

Місяці					
Січень	Лютий	Березень	Квітень	Травень	Червень
46,3	47,4	30,4	47,4	76,7	38,4
Місяці					
Липень	Серпень	Вересень	Жовтень	Листопад	Грудень
65,4	51	33,4	58	50	51,7

Ґрунти. Ґрунтовий покрив Обухівського району досить різноманітний, має певну строкатість. Найпоширенішими є типові чорноземи та глибокі слабогумусовані чорноземи, площа яких становить близько 75% площі орних земель району. Ґрунти району зазвичай чорноземні мало-гумусні (Рис. 2.2). Ґрунти цієї місцевості складаються з відкладень піску, які мають значну потужність, що досягає 15–20 м. Лесові відкладення на водорозділах мають меншу потужність – 3–4 м, а на схилах збільшується до 6 м. Чорноземи, які сформувались на лесах з різнотравною рослинністю, мають низький рівень гумусу. У заболочених місцях розвинута рослинність, яка складається з популяції очеретяно-осокових видів рослин.

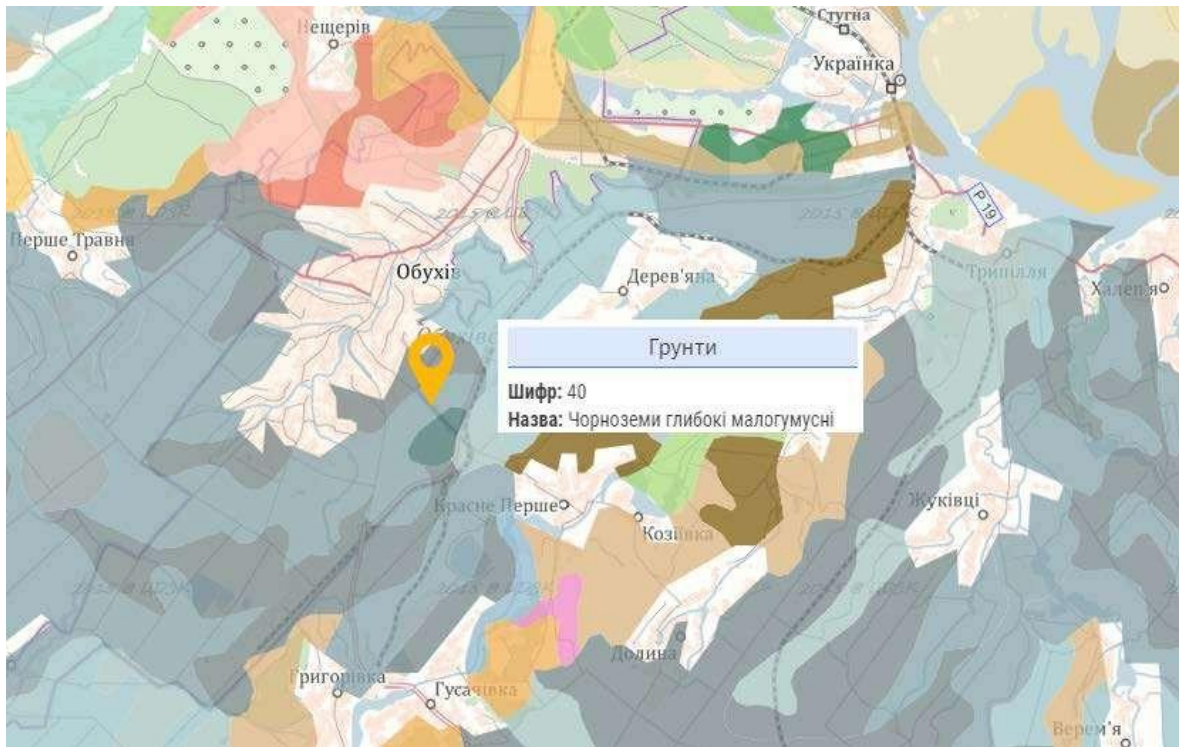


Рис.2.2. Картосхема ґрунтів Обухівського району [2].

Дерново-середньопідзолистий піщаний ґрунт на лесі: с. Підгірці, ТПВ полігон № 5, рН солі 5,5; органічна речовина 1,5%, визначена методом І.В. Туріна. Малогумусний чорнозем на лесових суглинках: ТЕС «Трипілля»; місто Українка. рН солі 6,4; органічна речовина, визначена методом І.В.Тюріна, : 4,3%. Чорнозем підзолистий на лесових суглинках: с. Витачів, об'єкт природно-заповідного фонду ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище Калинове». рН солі 5,6; органічні речовини визначаютьсяза методом І.В.Тюріна: 2,8%. [3; 4].

Водні ресурси. Природною основою території Обухівщини є її водно-ресурсний потенціал. Річкова мережа району належить до басейну річки Дніпро. В межах Обухівського району протікають річка Стугна та її притока Кобрин. Річка Стугна протікає в межах міста Обухів довжиною близько семи кілометрів. Крім цього, на території району розташовані ставки, переважно в балках. У районі також протікають річки, серед яких найбільша – Дніпро, а також її притоки – Козинка, Красна, Бобриця, Сквирівка, Стугна, та їхні притоки – Раківка, Тихань, Кобринка, Деремезнянка, Івковитиця. Місто Українка і села Трипілля та Витачів, розташовані безпосередньо на правому

березі річки Дніпро (Канівське водосховище).

Центральна геофізична обсерваторія ім. Бориса Срезневського, що належить до підпорядкування Державної служби України з надзвичайних ситуацій, здійснює спостереження за станом водних об'єктів. Щоквартальні звіти про стан водних об'єктів публікуються на сайті міської ради.

Флора і фауна. Територія Обухівського району Київської області має змінену природну рослинність через антропогенний вплив. Більшість луків представляють собою злакові або різнотравно-злакові популяції з такими видами рослин – це переважано типчак та тонконіг, що дає низький врожай. У заболочених місцях ростуть популяції очеретяно-осокової рослинності. Лісові породи дерев складаються з сосни, берези, дуба, граба, осики та вільхи. Також на території району можна спостерігати такі дерева як вишня садова, в'яз листовий та гладкий, груша звичайна та ін.

Завдяки постійному антропогенному впливу створені умови для розвитку синантропної рослинності, до типових представників якої належать кропива жалка, кропива дводомна, собача кропива, грицики звичайні, лобода біла, лобода-бешишник або лобода гібридна, гикавка сіра, підмаренник чіпкий, злинка канадська, розрив-трава дрібноквіткова, лутига блискуча тощо. Серед кущів зустрічаються представники родів бузок, бузина, шипшина, спірея Вангутта, форзиція, самшит тощо [5]. Типовими представниками рослинних популяцій є такі види рослин як кульбаба лікарська та чистотіл звичайний у наземних екосистемах та у водних – роголисник занурений. Тому саме дослідження накопичення токсичних (важких) металів у біологічних системах природних екосистем проводилось за результатами вмісту металів в біотичних компонентах екосистем на прикладі саме цих тест-організмів рослин.

За даними «Довідника з лісового фонду України за матеріалами державного обліку лісів» територія Обухівського району в середньому вкрита лісами на 15%, що вище в середньому ніж по Україні, але нижче ніж в

Європі [6]. Мішані та листяні ліси складають лише 1/9 загальної площі лісів на території Обухівщини. У меншій кількості знаходяться дрібно листяні ліси та зарості чагарників [7].

На різноманіття фауни вплинуло її розташування в зоні південного Лісостепоного комплексу. Тваринний світ Обухівського регіону представлений фауністичним комплексом, що складається з поліських та лісостепових видів. Серед них можна зустріти такі види як їжака, крота, білку, сову, домашнього горобця, жайворонка, а також земноводних. Найчисленнішими представниками фауни можна вважати комах. Рідкісні і такі, що охороняються, види комах, в межах територій промисловості відсутні, ці види зустрічаються переважно на лісопаркових територіях.

У промислових і зелених зонах можна зустріти різні види птахів, які добре пристосовані до життя в умовах, що змінюються під антропогенним впливом. Серед них є постійно мешкаючі види, такі як голуб сизий, горобець хатній та ін. Також можна зустріти перельотні види, які з'являються у місті лише на певний період, наприклад, шпак звичайний, снігур та інші. [5]. Крім тварин, характерних для зони лісостепу в межах Обухівського району є представники інших фізико-географічних зон, які існують за сприятливих умов. Є лисиці, бобри, кажани, чайки, сіра чапля, черепаха чорна, болотна та ін.

Іхтіофауна. Іхтіофауна представлена видами характерними для прісних водоймищ цієї природно-географічної та кліматичної зони. Серед них щука та густера, які були обрані матеріалами екологічних досліджень. Водосховище відіграє теж неабияку роль у фауні Київської області, зокрема і Обухівському районі, з'явилися нові види риб, які були інтродуковані, зокрема білий амур, чебачок амурський, строкатий і білий товстолобики та ін. Деякі з цих видів розповсюджені дуже локально, наприклад, чорний амур та гупі. Однак, зміна біотопів через антропогенний вплив та забруднення призвела до поступових змін у екосистемі річкової мережі Обухівського району Київської області.

Природно-заповідний фонд. Природно-заповідний фонд району біорізноманітний. Після процесу децентралізації Обухівський район поповнився ще 23 об'єктами ПЗФ. Але, враховуючи збільшення загальної площі району, площа природно-заповідного фонду від загальної площі не збільшилась у відсотковому відношенні та становить 4 %. Це не відповідає Державній стратегії регіонального розвитку, оскільки на 2021 рік динаміка частки природно-заповідного фонду має становити 11,7 %.

Основу структури ПЗФ району складають переважно ландшафтні заказники. Всі території природно-заповідного фонду мають близьку флору і фауну та незначні відмінності, що обумовлені особливостями рельєфу.

На підвищених частинах зростають популяції костриці червоної, тонконігу вузьколистого та більш ксерофітне різнотрав'я з переважанням очитка їдкового, перстачу піщого, конюшини польової тощо.

Для понижень характерні справжні луки з переважанням лучних злаків – костриці лучної, лисохвіста лучного, а також типове лучне різнотрав'я, що представлене волошкою лучною, конюшиною лучною, дзвінцем малим, горошком тонколистим та деякими іншими лучними рослинами, що складають екосистему ландшафтів.

Луки в історичному аспекті є вторинним типом рослинного покриву, вони виникли під антропогенним впливом, а саме вирубуванням лісів, випасом худоби та сінокосіння. Без випасу чи викошування луки досить швидко можуть трансформуватися в чагарникові або лісові угруповання.

Зазначимо, що природно-заповідний фонд району багатий на види рослин та тварин, занесених до Червоної та Зеленої книг України, а також види рослин і тварин та природних оселищ, що знаходяться під охороною Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі [19].

Через Обухівський район проходить Смарагдова мережа: пониззя Стугни (Ponyzia Stuhny, UA0000175) розташоване у Васильківському і

Обухівському району Київської області. Площа становить 6824 га. Об'єкт знаходиться в центральній зоні Лісостепу. [8].

У межах Пониззя Стугни знайдені види судинних рослин з різних природоохоронних списків в об'єктах Смарагдової мережі Дніпровського екокоридору Лісостепу України: *Adonis vernalis* L., *Stipa capillata* L., *Lilium martagon* L. та інші популяції рідкісних видів рослин [9].

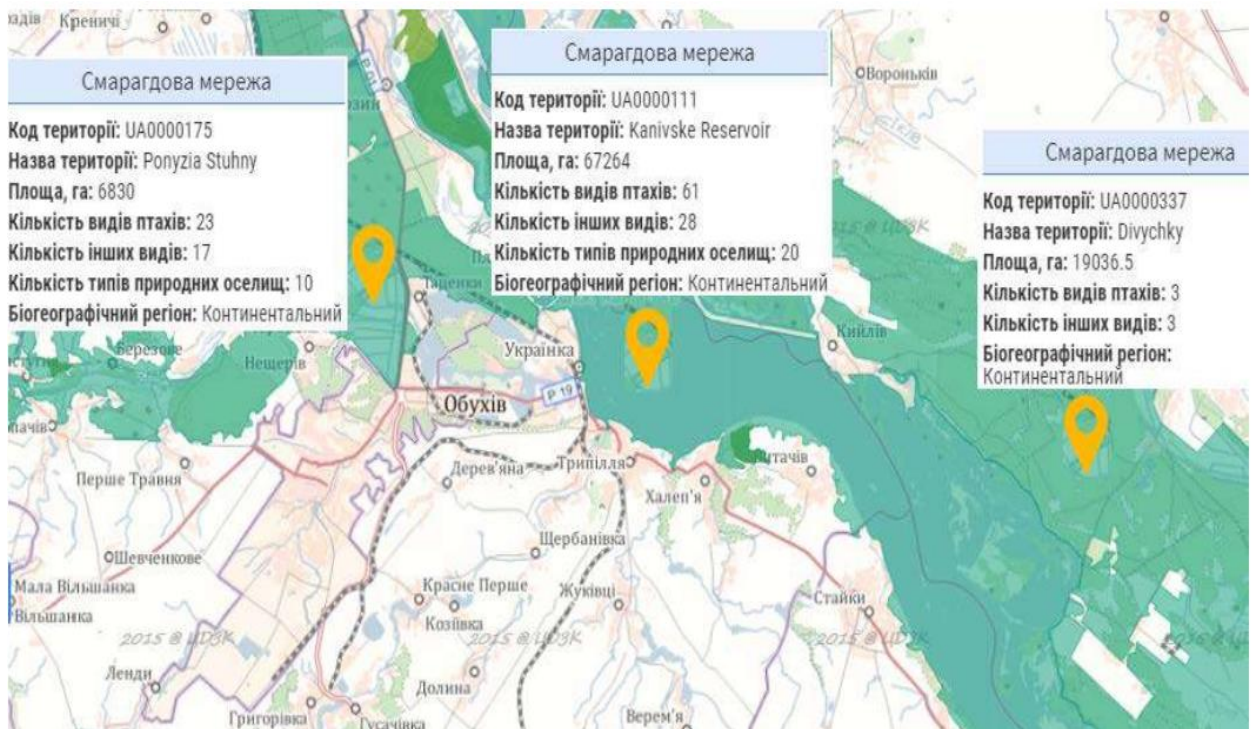


Рис. 2.3. Розташування Смарагдової мережі в Обухівському районі

У межах території цього об'єкту достатньо великі площі представлені степово-лучними та лісовими оселищами.

2.2 Матеріали досліджень

Taraxacum officinale L. (кульбаба лікарська або кульбаба звичайна) [10]. Це багаторічна рослина з родини айстрових (Asteraceae), яка відома своїми жовтими квітами та листям, що утворює розетку. Ця рослина має висоту від 10 до 40 см, а також має довгий стрижневий, гіллястий корінь. Головний корінь зазвичай є вертикальним та малогіллястим. Розрізані на шматочки корені дають листочки та цілі рослини. Стебла квіток безлисті, порожнисті

та закінчуються поодинокими кошиками. У прикореневій розетці знаходяться численні листки, які можуть бути висхідними та перистолопатовими. Кошики великі та мають дзвоникувату багаторядну обгортку, а їхні зовнішні листочки відігнуті донизу.

Автором таксона *Taraxacum officinale* L. є шведський ботанік Карл Лінней, який вперше описав цю рослину у своїй праці «Species Plantarum» у 1753 році. Це учений також дав рослині латинську назву *Taraxacum officinale*, що означає «лікарська цибулина».

T. officinale зустрічається в різних місцях, таких як ліси, парки, дороги та пустирі, та зазвичай росте на слабозадернених ґрунтах поблизу агломерації. *T. officinale* є тіньовитривалою рослиною і поширена в Україні, переважно в лісостепових районуваннях. Цвітіння може починатися в кінці квітня і тривати до серпня [11].

Chelidonium majus L. (чистотіл звичайний або чистотіл великий).

Автором цього таксона також є шведський ботанік Карл Лінней, який вперше описав цю рослину у своїй праці «Species Plantarum» у 1753 році.

Це багаторічна тіньовитривала травяниста рослина з родини макових (Papaveraceae), що може досягати висоти від 30 до 100 см. Рослина має коротке кореневище та жовтогарячий молочний сік. Листки чергові ясно-зелені, знизу сизуваті, непарно-перисторозсічені з 3–11 сидячими зарубчастими частками. Квітки правильні, широкорозкриті та золотисто-жовтого кольору. Щодо плоду, то він представлений прямостоячою стручкоподібною коробочкою довжиною від 20 до 50 мм та шириною 2–3 мм. Насіння численне, чорне, крапчасто-виїмчасте з білим губчастим придатком. *Ch. majus* поширений у всіх регіонах України. Цвітіння в квітні-вересні та росте на смітниках і узліссях, в листяних мішаних лісах.

Ceratophyllum demersum L. (кушир або роголисник занурений).

Це водна багаторічна рослина, яка теж вперше була описана шведським ботаніком Карлом Ліннеєм (Carl Linnaeus) у XVIII столітті. Рослина може досягати глибини більше 8 метрів і має довге, тонке, гіллясте стебло з

маленьким голкоподібним листям яскраво- або темно-зеленого кольору. Рослина не має коренів, а його поживні та мінеральні речовини поглинає вся поверхня рослини – стебло, листя, а не коріння, як у більшості інших рослин. Квітки дрібні, без пелюсток. Рослина невибаглива і може рости як на сонці, так і в тіні.

C. demersum зазвичай росте у водоймах зі стоячою або повільно проточною водою. Підводні луки з цього виду рослин мають особливе значення у водній екосистемі, адже слугують прихистком для багатьох гідробіонтів [12].

Blicca bjoerkna (густера, плоскирка, або плоскирка звичайна (європейська)).

Цей гідробіонт представляє родину *Cyprinidae*, яка зустрічається на всій території України. Вид був описаний шведським натуралістом Carl Linnaeus у 1758 році. Це тепловодний та донний представник іхтіофауни, який живе у водоймах з помірною течією та мулистим або глинистим дном. Має дуже сплюснуте тіло, висота якого становить не менш третини довжини, а довжина тіла може досягати до 35 см, а вага – до 800 г. Луска велика, а спинний плавець високий, анальний – довгий. Спина сіро-блакитного кольору, боки сріблясто-блакитні, а грудні та черевні плавці мають червоний відтінок. *Blicca bjoerkna* є малорухливою і часто тримається біля крутих глинистих берегів. Вона живиться личинками комах, молюсками та водною рослинністю. Нереститься пізньою весною або на початку літа [13].

Esox lucius (щука звичайна).

Це вид хижих гідробіонтів, який мешкає в прісних водах і єдиний у своїй родині Щукові (*Esocidae*). Цей вид був вперше описан шведським природознавцем Карлом Ліннеєм у 1758 році в його праці «Systema Naturae». Цей представник іхтіофауни є розповсюдженим мешканцем водної екосистеми північної півкулі. Характеризується циркумполярним поширенням, веде осілий спосіб життя, тримається прибережної зони, заростей водної рослинності. Активний і ненажерливий хижак. Особливістю

якісних морфологічних ознак щуки є її значна мінливість, що залежить від статі, віку, екологічних умов, в яких проживає вид. Залежно від характеристик та стану рослинних популяцій прибережної зони зовнішній вигляд може відрізнятися: вони можуть мати сірувато-зеленуватий, жовтуватий або сіро-бурий відтінок, темну спину та білувате черево з сірими крапками [14;15; 16;17].

Різноманітність харчування дорослих видів є достатньою. В тому числі раціон доповнює і *Blicca bjoerkna*. Вага цього гідробіонту може значно варіюватись залежно від розміру та віку. Зазвичай досягає довжини від 40 до 120 сантиметрів і ваги від 0,5 до 15 кілограмів. Однак існують випадки, коли цей вид іхтіофауни важить понад 20 кілограмів.

2.3. Методи досліджень

Відповідно до мети дисертаційної роботи для виявлення специфіки зон дії основних джерел антропогенного забруднення було проведено натурні і лабораторні дослідження вмісту токсичних (важких) металів у вибраних локалітетах. Дослідження небезпечності металів у природних екосистемах проводились впродовж 2020-2022 років на прикладі чотирьох локацій Обухівського району. Варіанти досліджень представлені таким чином:

Варіант 1. Локація в зоні діяльності ПАТ «Центренерго»Трипільської ТЕС (Українська ОТГ, м. Українка);

Варіант 2. Локація ТПВ полігон № 5 (Козинська ОТГ, с. Підгірці);

Варіант 3. Локація-фонконтроль – об’єкт ПЗФ, ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове»(Обухівська ОТГ, с. Витачів);

Варіант 4. Локація Канівського водосховища, (в зоні діяльності ПАТ «Центренерго»Трипільської ТЕС,Українська ОТГ, м. Українка).

Для обґрунтування репрезентативності у виборі локацій об’єктів дослідження використано інтерактивну екологічну карту – екогеопорталу «Довкілля Обухівщини» [18, Додатки А,Б] Картосхему відбору проб

наведено на рис. 2.4.

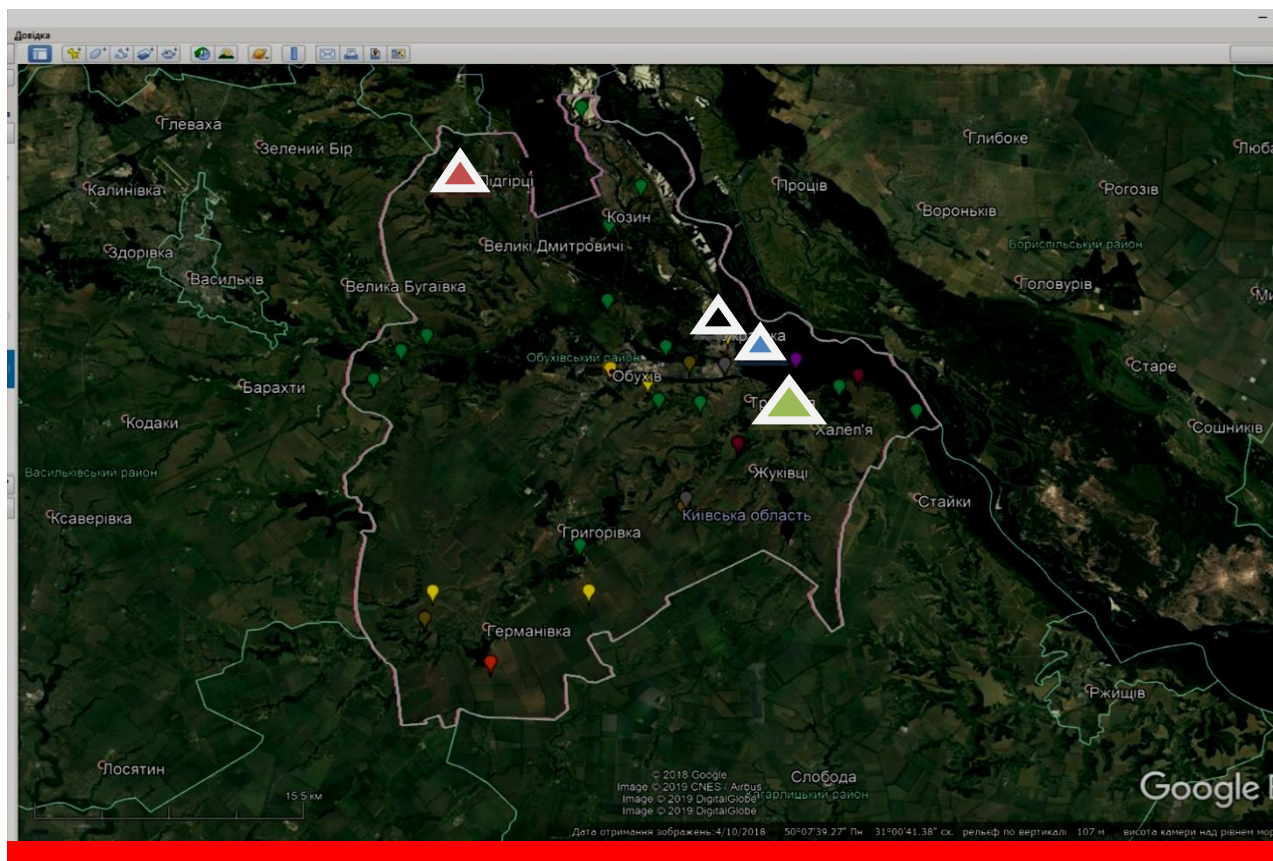


Рис. 2.4. Місця відбору проб у локалітетах Обухівського району Київської області

Примітка:

- ▲ - «Трипільська ТЕС»
- ▲ - полігон ТПВ № 5
- ▲ - Канівське водосховище
- ▲ - об'єкт природно-заповідного фонду

Варіант 1. Трипільська ТЕС (м. Українка) включена до Переліку основних об'єктів-забруднювачів України згідно із Стратегічною екологічною оцінкою Програми соціально-економічного та культурного розвитку Обухівської об'єднаної територіальної громади (ОТГ) в 2021 році на території Обухівського району [19]. Її функціонування має загальнодержавне значення. В той же час є основним джерелом емісій поллютантів в атмосферу. На її території знаходиться золовідвал, на якому налічується понад 20 мільйонів тон відходів продуктів згорання, що

призводить до запилення прилеглих територій міста Українки та села Трипілля.

Варіант 2. Полігон ТПВ № 5, с. Підгірці включено до Переліку основних об'єктів-забруднювачів України [20]. Місто Обухів знаходиться на південному напрямку від полігона на відстані 20 км. Полігон введено в дію 1986 року, коли внаслідок Чорнобильської катастрофи терміново було потрібно вибрати місце для складування листя, що містило радіоактивні елементи. Його площа 63,7 га. За час експлуатації полігону з 1986 року в нижніх частинах двох карт та в озерах-накопичувачах накопичено близько 600 тис. м³ фільтрату. Проектний обсяг видалення відходів – 39,4 млн м³. Проблема відведення, відбору та повного знешкодження дренажних стічних вод, які утворюються на звалищах твердих відходів та негативно впливають на якість поверхневих і підземних вод, є надзвичайно актуальною для Обухівського району. Станом на 01.11.2016 року обсяг накопичених відходів за даними ПрАТ «Київспецтранс» становив 35,6 млн м³ відходів.

На жаль, існуюча в населеному пункті система збору й утилізації відходів, а також діяльність полігону твердих побутових відходів № 5 ПрАТ «Київспецтранс» становить санітарно-епідеміологічну небезпеку і не відповідає вимогам щодо знешкодження побутових відходів. Враховуючи ці беззаперечні факти з 2006 року очікується повне закриття полігону № 5 через його критичний екологічний стан.

Варіант 3 (контроль). Як фоновий локалітет для дослідження вмісту металів було обрано територію природно-заповідного фонду – ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове», с. Витачів, площа 114 га (рис.2.5). Створений у 1994 році [21].

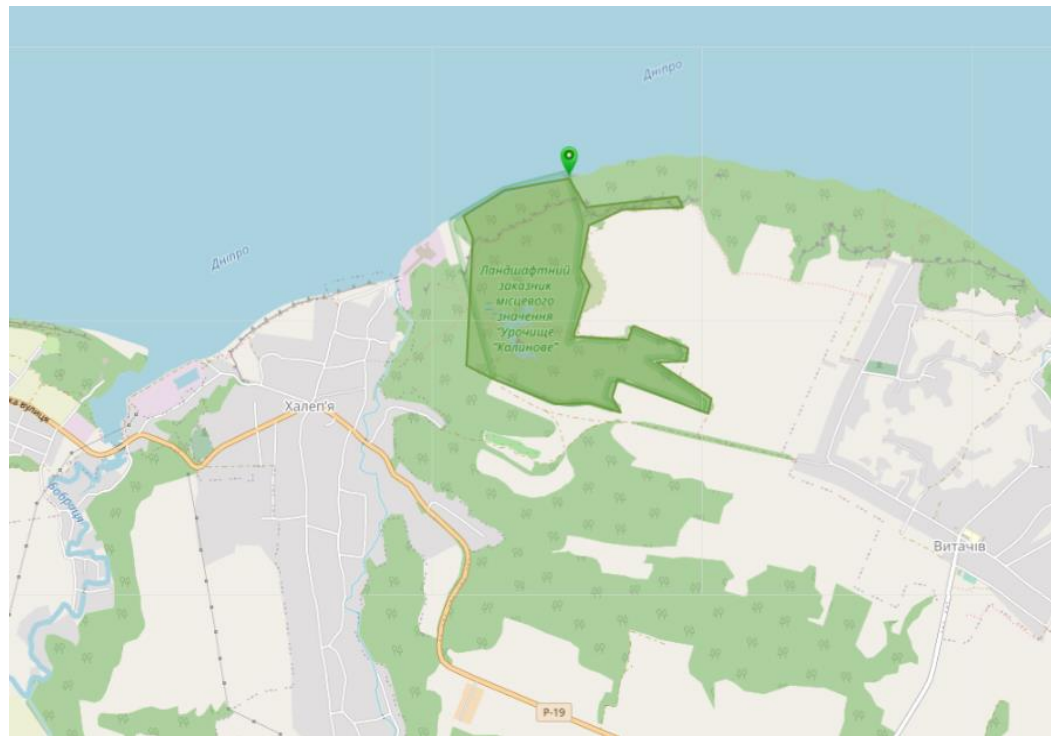


Рис. 2.5. Місце відбору проб, варіант «Урочище «Калинове» (контроль)

Заказник створено з метою збереження унікального ландшафту – залісненого яру. На пониззі розташована водна екосистема – озеро «Ріца». Екологія ландшафтів складається з верби білої, вільхи та ін. та популяції малопоширених лікарських видів рослин – валеріана висока та цибуля часникова.

Варіант 4. Канівське водосховище. Об'єм водної екосистеми складає $2,6 \text{ км}^3$, середня глибина становить 4,5 м, а максимальна глибина досягає 19,0 м. Площа водосховища 675 км^2 , його довжина сягає 123,0 км, максимальна ширина – 8,0 км. Біля берегів водосховище дуже мілке. В нього впадають річки Дніпро, Трубіж, Стугна, Бобрися. Правобережжя водосховища це Обухівська, Кагарлицька, Миронівська територіальні громади. Уповільнення водообміну та підвищення температури значно знижує самоочисну здатність. Канівське водосховище є джерелом територіального перерозподілу стоку в Обухівському районі, подача води з якого здійснюється для меліоративних цілей [22, 23].

Зразки ґрунту відбирали відповідно державним стандартам в Україні (ДСТУ 4287:2004, ДСТУ ISO 10381-4-2005) [24; 25]. Випробувальні

локалітети були площею 100 м², в межах локалітетів для випробовувань зразки ґрунту відбирались методом конверту. Також формувався один репрезентативний зразок. Глибина відбору становила 0–20 см, збір проводився у чотириразовій повторності. З отриманих проб готували змішаний усереднений зразок із ґрунту об'ємом до 1 кг. Також з кожного обраного локалітету збирали рослинні зразки, з яких готували змішаний усереднений зразок загальної фітомаси об'ємом до 100 г.

Аналізи проводились в санітарно-гігієнічній лабораторії департаменту дослідження фізичних і хімічних факторів державної установи «Київський обласний лабораторний центр Міністерства охорони здоров'я України». Оцінку вмісту Zn^{2+} та Cr^{6+} у зразках ґрунту та фітомасі *T. officinale* та *C. demersum* проводили методом атомно-абсорбційної спектрометрії з використанням спектрофотометру Сатурн-4.

Для визначення Hg^{2+} в ґрунті, воді, рослинах (*T. officinale*, *C. demersum*, *Ch. majus*), гідробіонтах використовували аналізатор меркурію РА-915. Основними параметрами приладу є діапазон встановлюваних температур атомізатора від 40 до 3070 °С; діапазон об'єму дозування складає 5–100 мкл; діапазон установки довжин хвиль – 190–855 нм; діапазон оптичної густини: 0–1 [31; 32; 33].

Метод атомно-абсорбційної спектроскопії базується на поглинанні електромагнітного випромінювання вільними атомами в незбудженому стані. Для досягнення цього стану, елемент, який підлягає аналізуванню, переводять у стан атомного пару, використовуючи при цьому атомізатор. За допомогою вимірювання частки поглинутого випромінювання можна визначити вміст сполук визначуваного елемента [26; 27; 28].

Підготовка посуду до мінералізації проб. В колби наливали 40–50° С 20% соляної кислоти на 1/5 об'єму посуду. Тиглі після миття додатково обробляли розчином уксусної кислоти, підігрівуючи на киплячій водянній бані протягом 1 години, потім промивали дистильованою водою та обполіскували демінералізованою.

Проведення мінералізації проб. Підготовка виконується згідно з діючими вимогами ГОСТ-26929-94 щодо способу сухої мінералізації. Цей метод ґрунтується на повному згоранні проб сировини в електропечі за контрольованого температурного режиму. Проби з масовою часткою вологи нижче 200 г/кг в посуді розміщують на електроплитці та нагрівають до припинення виділення диму. Потім чашу розміщують в електропічі при температурі 250°C. Проби з вологістю від 200 до 800 г/кг розміщують в сушильну шафу, поступово доводять температуру до 150° С та витримують 3 години до початку обвуглювання. Мінералізацію проводять постійно, підвищуючи температуру в електропечі на 50°C кожні 30 хвилин та доводять до 400–500°C. При цих умовах продовжують мінералізацію до отримання сірої золи. Тиглі із золою виймають з електропечі, охолоджують до кімнатної температури та змочують 0,5–1,0 см³ концентрованою азотною кислотою. Таку ж кількість кислоти розміщують в пустому тигелі для холостої проби [29].

Аналіз зразків води проводили за таким алгоритмом:

1. Підготовка зразків: за необхідності видаляли частинки або осад зі зразка за допомогою фільтрації або центрифугування.
2. Підготовка стандартних розчинів з відомими концентраціями ТМ для створення калібрувальної кривої та визначення концентрацій у зразках.
3. За допомогою калібрувальних стандартних розчинів налаштувати атомно-абсорбційний спектрофотометр з електротермічною атомізацією на відповідні довжини хвиль для кожного елемента. Вносили зразки в атомізатор і провели вимірювання концентрацій ТМ.
5. Обробка даних. Використовуючи калібрувальні криві та показники абсорбції зразків, визначали масову концентрацію кожного елемента у воді. Фіксували результати вимірювань та складали протокол аналізу[30].

Проби гідробіонтів (*Es. lucius*, *Bl. bjoerkna*) піддавали пробопідготовці для виявлення ТМ, дотримуючись встановлених державних вимог до продуктів харчування[29]. При аналізі вмісту ТМ в тканинах риб було

дотримано всі біоетичні вимоги, згідно законодавства України (Додаток Л).

Вимірювання концентрації ТМ в донних відкладах водної екосистеми Канівського водосховища здійснювали за допомогою методики з використанням атомно-абсорбційної спектрометрії (спектрофотометр атомно-абсорбційний Сатурн-4).

Коефіцієнт біоаккумуляції визначали як співвідношення концентрації речовини в фітомасі рослини або гідробіонту до концентрації цієї речовини у ґрунті або воді, де перебуває тест-організм. Рівняння для обчислення коефіцієнта біоаккумуляції (1):

$K_b = \text{Конц. (росл., гідроб.)} / \text{Конц. (ґрунт, вода)}$, де K_b – коефіцієнт біоаккумуляції;

Конц. (росл.,гідроб.) – концентрація у фітомасі рослини або гідробіонту, мг/кг;

Конц. (ґрунт, вода) – концентрація у ґрунті або воді, де перебуває тест-організм мг/кг (дм³).

Коефіцієнт біоаккумуляції допомагає в оцінці ризику накопичення речовини в живих організмах та визначенні її токсичності.

При аналізі одержаних результатів користувались кореляційним, регресійним, дисперсійним статистичними методами обробки результатів. Рівень достовірності обчислювали при $P_{0,95}$. Для обробки експериментальних даних було використано пакет прикладних програм Microsoft Excel та методики, що є загальноприйнятими у біометрії [35]. Коефіцієнти варіації, ранжування результатів дослідження проводили за загальноприйнятими методиками у біометрії [36; 37].

Висновок до розділу 2

Таким чином, для отримання необхідних результатів щодо дослідження екологічних особливостей міграції токсичних (важких) металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у системі «вода–ґрунт–рослина» та для досягнення поставленої мети

дисертаційної роботи було обґрунтовано та обрано відповідні матеріали, об'єкти досліджень у наземних та водних екосистемах Обухівського району Київської області. Обґрунтовано локалітети для відбору проб за 4 варіантами.

Використано та апробовано різноманітний арсенал сучасних методів: натурні (відбір проб ґрунту, фітомаси, візуальні, описові); лабораторні методи (аналітичні, хімічні, фізико-хімічні); екологічні; математичні (розрахунок коефіцієнту біоаккумуляції); статистичні (обробка отриманих результатів і визначення їхньої вірогідності) та загальнонаукові методи (діалектичний та загальнологічний методи пізнання, інформаційно-бібліографічний). На всіх етапах досліджень користувались загальноприйнятими програмами ПЕОМ, зокрема, Excel. Під час аналізу отриманих дослідних результатів було використано кореляційний, регресійний та дисперсійний статистичні методи обробки даних. Для обчислення рівня достовірності було використано значення $P_{0,95}$.

Список використаних джерел до розділу 2

1. Офіційний сайт Українського гідрометереологічного центру URL: <https://meteo.gov.ua/ua/33345>.
2. Карта ґрунтів України URL: <https://superagronom.com/karty/karta-gruntiv-ukrainy#win9>.
3. Атлас ґрунтів Української РСР / за ред. Н. К. Крупського, Н. І. Полупана. Київ, 1979. 160 с.
4. Засульська Т. М. Ґрунти Київської області / Т.М. Засульська І. Г. Захарченко; За ред. С. О. Скорини. К.: Урожай, 1969. 60 с.
5. Звіт про стратегічну екологічну оцінку плану Комплексної програми охорони навколишнього природного середовища на території Обухівської міської об'єднаної територіальної громади на 2020 – 2025 роки. К.: ТОВ «Еколого-експертна аналітика», 2020. 49 с.

6. Довідник лісового фонду України. Державний комітет лісового господарства України. Ірпінь 2017. С. 149.
7. Геоботанічне районування Української РСР. / Т. Л. Андрієнко, Г. І. Білик, Є. М. Бродіс та ін. Київ: Наукова думка, 1977. 303 с.
8. Національний атлас України К., 2007. 435 с.
9. Соломаха І.В. Фітосоматичне значення об'єктів Смарагдової мережі Дніпровського екологічного коридору в межах Лісостепу України / І. В. Соломаха, Л. В. Шевчик. Біологічні системи. 2020. Т.12, Вип.1. С. 72 – 83.
10. Словник українських наукових і народних назв судинних рослин / Ю. Кобів. Київ: Наукова думка, 2004. 800 с.
11. Чопик В. І., Дудченко Л. Г., Краснова А. Н. Дикорослі корисні рослини України. Київ: Наукова думка, 1983. 234 с.
12. Роголісникові. Життя рослин. У 6-ти т. / Гл. ред. Ал. А. Федоров. Т. 5. Ч. 2. Цветковые растения. К.: Просвіта 1980. С. 188–190.
13. Мовчан Ю.В. Риби України (таксономія, номенклатура, зауваження). *Збірник праць Зоологічного музею*. 2008–2009. № 40.
14. Шерман І. М., Пилипенко Ю. В., Шевченко П. Г. Загальна іхтіологія: підруч. К.: Аграрна освіта, 2009. 454 с
15. Романенко В. Д. Основи гідроекології: Підручник. К.: Обереги, 2001. 728 с.
16. Самарський С. Л. Зоологія хребетних. К.: Вища шк., 1976. 453. С. 4.
17. Froese R. Family Esocidae / R. Froese, D. Pauly. 2012. URL: <http://www.fishbase.org/>
18. Шевченко Р. Ю., Жаврида Д. Є. Концепція теорії управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу. *Екологічні науки*. № 1 (24). 2019. С. 51–56. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-1-24-1-8>
19. Районна програма охорони довкілля в Обухівському районі

Київської області на 2018-2020 рр. Проект розпорядження голови Обухівської РДА. 2018. 11 с.

20. Програма поводження з твердими побутовими відходами у Київській області на 2017–2020 рр. Київ, 2017. 61 с.

21 Василюк О., Костюшин В., Норенко К., Плига А., Прекрасна Є., Коломицев Г., Фатікова М. Природно-заповідний фонд Київської області. К.: НЕЦУ, 2012. 338 с.

22. Програма розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення водних об'єктів на території Обухівського району Київської області до 2021 року. Рішення сесії Обухівської районної ради від 12.06.2015 № 629.43 с.

23. Водний фонд України: Штучні водойми – водосховища і ставки: Довідник / За ред. В. К. Хільчевського, В. В. Гребеня. К.: Інтерпрес, 2014. 164 с.

24. Якість ґрунту. Відбирання проб : ДСТУ 4287:2004 (БЗ № 11-2003/378). [Чинний від 2004-30-04]. [Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського»; ТК 142 «Ґрунтознавство»]; В. Соловей, М. Полупан. Київ : Держспоживстандарт України, 2005. 5 с. (Національний стандарт України).

25. Якість ґрунту. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо процедури дослідження природних, майже природних та оброблюваних ділянок : ДСТУ ISO 10381-4:2005 (ISO 10381-4:2003, IDT). [Чинний від 2005-14-04]. [Національний науковий центр; Інститут агрохімії та ґрунтознавства ім. О. Н. Соколовського Української академії аграрних наук, ТК 142 – Ґрунтознавство] / С. А. Балюк, Я. В. Пащенко. Київ: Держспоживстандарт України, 2005. 24 с. (Національний стандарт України).

26. Коваленко М. С., Калиниченко Є. А., Кулак С. А. Застосування атомно-абсорбційного аналізу в моніторингу навколишнього природного середовища. *Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення*: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. Алушта. 2005. – С. 167-171.

27. Аналітична хімія: підручник для вищих навчальних закладів / Алемасова А. С., Зайцев В. М. та ін. Донецьк: Ноулідж, 2010. 417 с.

28. Hazrat, A., Ezzat, K., Ikram, I., 2019. Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation. *Journal of Chemistry*, 2019. P.1–15.

29. МВВ 081/12-16-98. Методика выполнения измерений массовой доли кадмия, цинка, меди, свинца и мышьяка в пищевых продуктах. Атомно-абсорбционный метод с использованием электрохимической атомизации.

30. МВВ 081/12-4701-01. Методика выполнения измерений массовой концентрации алюминия, железа, марганца, меди, молибдена, свинца, стронция и цинка в питьевой воде. Атомно-абсорбционный метод с использованием электротермической атомизации.

31. М 03-09-2013 (ПНД Ф 16.1:2:2.2.80-2013). Методика измерений массовой доли общей ртути в пробах почв, грунтов, в том числе тепличных, глин и донных отложений атомно-абсорбционным методом с использованием анализатора ртути РА-915 М.

32. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 10.06.2005 N 263 «Про затвердження методичних вказівок. Визначення вмісту ртуті в об'єктах виробничого, навколишнього середовища і біологічних матеріалах» URL: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0263282-05>.

33. МВВ №081/12-0996-15. Методика выполнения измерений массовой доли ртути в пробах пищевых продуктов, продовольственного сырья, кормов, комбикормов и сырья для их производства атомно-абсорбционным методом с использованием анализатора ртути РА-915+ с приставкой ПИРО 915+ М-04-46-2007.

34. МВВ 081/12-0114-03 Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань хрому загального, хрому (VI) та хрому (III) екстракційно-фотоколориметричним методом з дефенілкарбазідом, Міністерство охорони навколишнього середовища. Київ, 2003. 22 с.

35. Ивантер Э.В., Коросов А.В. Элементарная биометрия. 2010. 104 с.

36. Плохинский Н.А. Биометрия. 1975. 367 с.

37. Лакин Г. Ф. Биометрия.1990. 352 с.

РОЗДІЛ 3

ЕКОЛОГІЧНЕ ОЦІНЮВАННЯ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА ОБУХІВСЬКОГО РАЙОНУ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

3.1. Характеристика Обухівського району Київської області

Обухівський район розміщений у центральній частині Київської області, на правому березі річки Дніпро. Землі району починаються на 30-му кілометрі від м. Києва по автотрасі Київ–Донецьк (рис.3.1).

До складу району входять 9 територіальних громад. Район займає 13% площі Київської області, до російського вторгнення у ньому проживало 229,5 тис населення, що складає 11% населення Київщини (рис.3.2).



Рис. 3.1. Розташування Обухівського району на карті Київської області

Джерело: <https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/5/5d/Obuhiv-raion.jpg>

До 24.02.2022 року Обухівський район мав потужний агропромисловий комплекс, до якого входило 59 підприємств, які займаються сільськогосподарським виробництвом із них: 14 – господарські товариства, 3 – колективні сільськогосподарські, 39 – фермерських господарств, 2 – приватні підприємства, інші суб'єкти господарювання – 1. Питома вага рослинництва у валовій продукції сільського господарства складає 70,7 %,

тваринництва – 29,3 % [1; 2].



Рис. 3.2. Адміністративна карта Обухівського району.

Джерело: <https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/5/5d/Obuhiv-raion.jpg>

Виробництво сільгосппродукції на одну особу (усі категорії господарств) складає 3504 грн. Район вирізняється високорозвиненим сільськогосподарським виробництвом. У сфері рослинництва ключову роль відіграють зернові та кормові культури, які займають відповідно 45% та 37% загальної площі сільськогосподарських угідь. Картопля та овочі займають 10%, а технічні культури – 8%.

Порівняно з іншими районами Київської області, Обухівщина має більші запаси корисних копалин. У районі зосереджені природні ресурси: торф, глина, пісок, граніт та карбонатна сировина [3].

Двома загальнодержавними важливими промисловими підприємствами в районі є Трипільська ТЕС та Київський картонно-паперовий комбінат.

Трипільська ТЕС є одним з найбільших виробників електроенергії в Україні, що базується на використанні вугілля як основного джерела палива. Це призводить до значного викиду вуглекислого газу та інших шкідливих речовин, в тому числі токсичних металів, у повітря, що негативно впливає на якість атмосферного повітря та здоров'я місцевих мешканців.

Київський картонно-паперовий комбінат є виробником паперу та картону, що використовуються в різних галузях промисловості. Однак, виробництво паперу та картону також супроводжується значним викидом шкідливих речовин в атмосферу та водні екосистеми, що може призводити до забруднення ТМ навколишнього природного середовища та водних ресурсів [4].

3.2. Аналіз антропогенного впливу промисловості, сільського господарства, інфраструктури на екологічний стан природних ландшафтів та біорізноманіття Обухівського району Київської області

Аналіз антропогенного впливу на екологічний стан природних ландшафтів та біорізноманіття Обухівського району Київської області є важливим завданням, оскільки цей район є одним з найбільш забруднених в Україні. Промислові підприємства, сільське господарство та інфраструктура є основними джерелами забруднення довкілля ТМ.

Інфраструктура, така як дороги та будівлі, також може мати вплив на екологічний стан природних ландшафтів.

Тим більше, що Обухівський район має розвинену транспортну інфраструктуру. Через територію Обухівського району проходить стратегічна автомагістраль Київ–Донецьк та автомагістраль Київ–Дніпро. Основні шляхи району: Е9-5, М-04, Н-01, Р-19. Громадський транспорт, представлений автобусним та залізничним сполученням [1].

Сільське господарство також має великий вплив на екологічний стан природних ландшафтів. Використання пестицидів та інших хімічних речовин для захисту врожаїв може мати негативний вплив на біорізноманіття та якість ґрунту.

Встановлено, що площа земель сільськогосподарського призначення становить 59,6%. Зазначена площа поділяється на такі категорії: 48,6% – рілля, 0,6% – перелоги, 1,4% – багаторічні насадження, 9,0% – сіножаті та пасовища. Земельний фонд лісових масивів займає 23,1%, водного фонду – 6,2%, а землі промисловості, транспорту, зв'язку, енергетики та оборони складають 3,0%. [4]. Надмірне розорювання, особливо схилівих земель, є однією з найбільш актуальних проблем сучасного сільського господарства на Обухівщині. За останні роки ця проблема набула особливої актуальності через порушення екологічно збалансованого співвідношення площ ріллі, луків, лісів та водойм. Надмірне розорювання призвело до загострення процесів водної ерозії, що негативно позначилося на екології ландшафтів.

Наукові дослідження показали, що надмірне розорювання схилівих земель призводить до зниження їх стійкості та збільшення вразливості до ерозії. Це може мати серйозні наслідки для екосистем, які залежать від цих земель. Зокрема, зниження стійкості ландшафтів може спричинити зменшення біорізноманіття та зниження якості ґрунтів.

Територія району дуже складна, оскільки на ній розташовано багато промислових та сільськогосподарських підприємств, що створюють значне навантаження на довкілля. Однак, за останні роки, завдяки зменшенню

виробництва, вдалося знизити кількість забруднюючих речовин, які потрапляють у довкілля.

Агропідприємства району в основному використовують такий перелік гербіцидів: лотрел, тайгедер, клетстар, елюміс, дикамба форте та мінеральних добрив: любофос, супрофос, карбоміт та суперфосфат.

За даними останніх спостережень, навколишнє природне середовище залишається в стабільному стані. Однак, існують певні проблеми, які потребують уваги. Найбільші проблеми створюють полігон твердих побутових відходів, що в селі Підгірці, та Трипільська ТЕС (м. Українка). Полігон ТПВ забруднює атмосферу та підземні водні горизонти, що створює потенційну загрозу для довкілля. Трипільська ТЕС є основним порушником екологічної безпеки навколишнього природного середовища в районі. Також, підприємства харчової промисловості справляють значне екологічне навантаження на природні ландшафти та біорізноманіття району.

Усі ці підприємства поступово використовують сучасні технології для запобігання негативного впливу на довкілля та впроваджують заходи щодо охорони довкілля, в тому числі задіюючи не тільки власні кошти, а й отримуючи фінансові асигнації з фонду бюджетів різних рівнів, враховуючи і іноземні інвестиції [5].

Останніми роками в районі значно зросла увага до проблеми екологічної безпеки та збереження природних ресурсів. У зв'язку з цим, виникає потреба в ефективному вирішенні проблеми відходів хімічного виробництва та агропромислового комплексу. На жаль, питання переробки непридатних та заборонених до використання хімічних засобів для захисту рослин (ХЗЗР) та інших агрохімікатів, золошлакових відходів Трипільської ТЕС, гальванічних відходів, невикористаних фарб та інших домішок хімічного виробництва, є надзвичайно складними та потребують подальшої розробки та впровадження новітніх технологій, також залучення фінансових інвестицій.

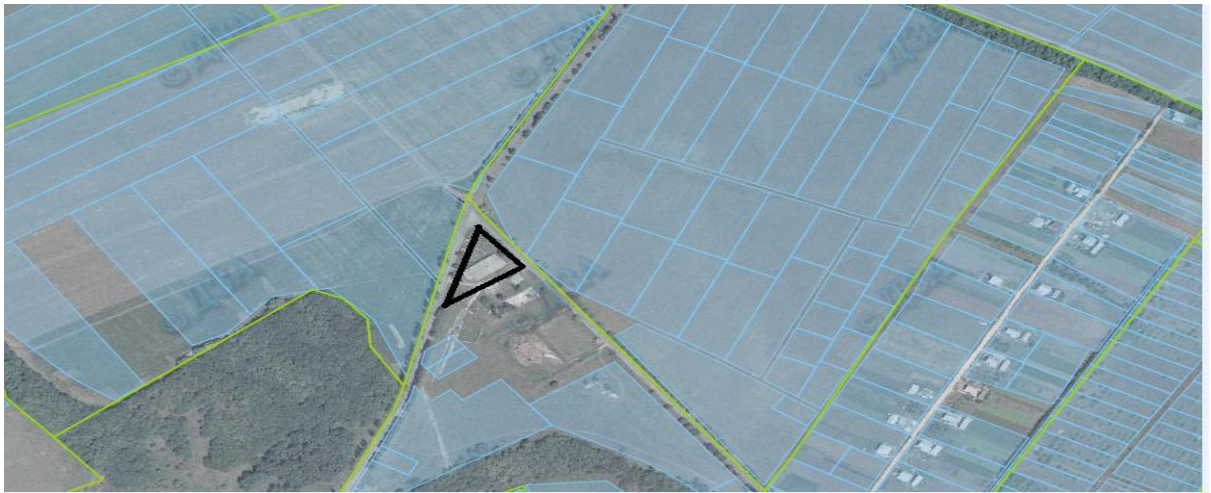
На території Обухівського району Київської області значні території займають об'єкти нерухомого майна як перспективні діючі хімічні склади для зберігання хімічних засобів, які можна ідентифікувати на космічних геозображеннях високої роздільної здатності [7].

Непридатний для використання хімічний склад ХЗЗР розташований в межах Трипільської селищної ради (колишній хімсклад колгоспу «Придніпровський») (рис. 3.3). На даний момент зберігаються та невивезені близько 10 тонн непридатних ХЗЗР. Прогнозовані ризики: поряд скважина питної води та житлові будинки.



Рис. 3.3. Розташування складу з непридатними ХЗЗР Трипільської селищної ради (колгосп «Придніпровський»)

У адміністративних межах Семенівської сільської ради приміщення колишнього хімскладу (рис. 3.4). Земельна ділянка площею 0.7 га під хімскладом не орендована.



**Рис. 3.4. Розташування складу з непридатними ХЗЗ на території
Семенівської селищної ради**

На території Долинянської сільської ради колишній склад мінеральних добрив (рис. 3.5). Зазначений склад входив до складу розпаювання майна ПАА «Долина», в 2008 році проданий ТОВ «Євроконстракшн-2». Відповідно до відомостей з державного реєстру речових прав на нерухоме майно на все нерухоме майно накладено арешт.



**Рис. 3.5. Розташування складу з непридатними ХЗЗР на території
Долинянської селищної ради**

Актуальною проблемою в Обухівському районі залишається поводження з ТПВ. Найбільш екологічно небезпечним в Обухівському районі є полігон твердих побутових відходів № 5, який розташований у с. Підгірці. З 2006 року очікується повне закриття полігону № 5 через його

критичний екологічний стан, а саме витікання фільтрату у ґрунт та забруднення ним підземних вод. Тобто цей полігон з великим питомим навантаженням на одиницю площі, ступенем щільності відходів та нарощеною висотою складування.

На цей час також триває процес вирішення однієї з найгостріших господарських і природоохоронних проблем Обухівського району, а саме сміттєзвалище в адміністративних межах Трипільської сільської ради Українська ОТГ).

У адміністративних межах Трипільської сільської ради Обухівського району Київської області (колишня територія Стайківського лісництва Державне підприємство «Ржищівське лісове господарство») розташовано два сміттєзвалища твердих побутових відходів. Одне із сміттєзвалищ існує майже 30 років та займає територію близько 6 га, з них лісових земель (територія земель Державного підприємства «Ржищівський лісгосп») 3,3 га.

До 2009 року полігон перебував у підпорядкуванні Обухівської районної ради та районної державної адміністрації. На підставі рішення 34 сесії V скликання Обухівської районної ради від 23.11.2009 № 477 полігон переданий у спільну комунальну власність територіальних громад міст Обухів, Українка та села Трипілья, якими було створено комунальне підприємство «Полігон твердих побутових відходів». Юридична особа комунальне підприємство «Полігон твердих побутових відходів», засноване на основі спільної сумісної власності територіальних громад м. Обухів, м. Українка та с. Трипілья на цей час перебуває в стані припинення.

Звалище залишається потенційно небезпечним для здоров'я людей прилеглих населених пунктів, є джерелом забруднення атмосферного повітря та ґрунтових вод, нерекультивоване, що сприяє забрудненню відходами прилеглої території. Невирішене питання утилізації фільтрату, який є потенційно небезпечним для забруднення ґрунтових вод та прилеглої території у випадку прориву дамби.

Отже, з метою уникнення небезпечних наслідків санітарно-

епідеміологічного та екологічного характеру, пов'язаних з накопиченням відходів на території старого полігону та необхідності рекультивації порушених земель, зняття соціально-економічної напруги та недопущення виникнення стихійних сміттєзвалищ у житловій та промисловій частинах населених пунктів Обухівського району, розроблені заходи Програми щодо правового регулювання та організація дій щодо рекультивації полігону твердих побутових відходів в адміністративних межах Трипільської сільської ради, та розроблення проєкту рекультивації полігону твердих побутових відходів в адміністративних межах Трипільської сільської ради.

Актуальною проблемою, що потребує вирішення є реконструкція полігону № 5 та рекультивація Трипільського звалища. Крім того, залишається проблема зі стихійними сміттєзвалищами. За рік у районі утворюється близько 19511 тон сміття, частина якого, в результаті невиконання вимог закону України «Про управління відходами», створює передумови до утворення стихійних сміттєзвалищ [6].

Результати екологічної оцінки показують, що полігони ТПВ та стихійні сміттєзвалища мають негативний вплив на екосистеми та біорізноманіття. Забруднення негативно впливає на види рослин та тварин, що знаходяться на цих територіях. Флора і фауна стають менш різноманітними, а популяції деяких видів можуть зменшуватися.

Особливо небезпечним є накопичення токсичних металів у ґрунті та воді, що може призвести до біоаккумуляції цих речовин в біоорганізмах. Забруднення негативно впливає на екологічну безпеку.

Таким чином, всі зазначені фактори прямо чи опосередковано викликають забруднення компонентів екосистеми токсичними металами. Усунення наслідків та попередження забруднення металами можливе за умови не тільки всебічного моніторингу, включаючи спостереження за станом і функціонуванням біоорганізмів, але й встановлення закономірностей міграції поллютантів у системі «вода–гідробіонт», «ґрунт–рослина» тощо.

3.3. Вплив агломерації Обухівського району на екологічний стан атмосферного повітря

Фонове забруднення атмосферного повітря сформоване викидами забруднюючих речовин від технологічних процесів на підприємствах промисловості, обслуговування тощо та від транспорту.

Моніторингові дослідження щодо забруднення атмосферного повітря на території району ведуться Центральною геофізичною обсерваторією ім. Б. Срезневського [8] на двох стаціонарних постах в місті Обухів, а також Департаментом екології КОДА. Так, за статистичними даними, наприклад, у 2021 році загальні викиди поллютантів в атмосферу становили 59 309,9 т., з них ТМ – 58,4 т. Слід зазначити, що викиди поллютантів Трипільської ТЕС становили 68,9 % всіх викидів від стаціонарних джерел Київської агломерації [3].

Інформація щодо вмісту поллютантів в атмосфері Обухівського району, за даними Екологічного паспорту Київської області за 2021 рік, приводиться в таблиці 3.1.

Таблиця 3.1.

Вміст поллютантів в атмосфері Обухівського району Київської області

Назва поллютанта	Місто	Середньорічний вміст, мг/м ³	Середньодобові ГДК, мг/м ³	Мах. разові ГДК, мг/м ³	Мах. вміст, мг/м ³
Завислі речовини	м. Обухів	0,06	0,15	0,50	0,15
	м. Українка	0,05			0,07
Сульфур (IV) оксид	м. Богуслав	0,05	0,05	0,500	0,32
	м. Обухів	0,48			4,54
	м. Українка	0,046			0,10
	с. Підгірці	0,00			0,25
Карбон (II) оксид	м. Богуслав	0,33	3,0	5,0	2,97
	м. Кагарлик	0,31			1,77
	м. Обухів	0,8			18,8
	м. Українка	0,7			1,3
	с. Підгірці	0,43			1,52
Нітроген (IV) оксид	м. Богуслав	0,06	0,04	0,20	0,27
	м. Кагарлик	0,05			0,65
	м. Обухів	0,39			1,80
	м. Українка	0,08			0,16
	с. Підгірці	0,01			0,36
Нітроген (II) оксид	м. Обухів	0,14	0,06	0,4	0,75
	с. Підгірці	0,00			0,38

Сірководень	м. Кагарлик	0,04	-	0,008	0,14
	м. Обухів	0,00			0,01
	с. Підгірці	0,0			0,07
Аміак	м. Кагарлик	0,02	0,04	0,2	0,95
	с. Підгірці	0,0			0,53
Озон	м. Кагарлик	0,09	0,03	0,16	1,3
	м. Обухів	0,01			0,17
PM 2,5	м. Кагарлик	0,01	-	-	0,12
	м. Обухів	0,00			0,12
	с. Підгірці	0,02			0,3

В кожному місті на одному посту велись спостереження за вмістом у повітрі восьми важких металів: свинцю, мангану, хрому, заліза, кадмію, міді, нікелю і цинку. Середні та максимальні з середньомісячних концентрацій цих сполук за 4 квартал 2021 р. були значно нижчі за відповідні ГДКс.д.

Слід додати, на забруднення атмосфери впливають викиди поліютантів від автотранспортних засобів. Крім того, періодичне горіння торфовищ в адміністративних межах села Підгірці Обухівського району також погіршує стан навколишнього природного середовища.

3.4. Сучасний екологічний стан та забруднення водних екосистем Обухівського району Київської області

Протяжність річок в районі складає 720 кілометрів. Більшість водоспоживання забезпечується за рахунок поверхневих вод, що збираються в басейні річки Дніпро – 81%. Річка Стугна забезпечує лише 44% водоспоживання. По території району протікають річки: найбільша – Дніпро, притоки – Козинка, Стугна, Красна, Бобриця, Сквирівка та їхні притоки – Раківка, Тихань, Кобринка, Деремезнянка, Івковитиця. Також, річка Рось є однією з найбільших річок, що протікає через територію Обухівського району Київської області. Вона має велике значення для екологічної стійкості регіону та забезпечення водними ресурсами міста Богуслав. Однак, внаслідок антропогенного впливу екологічний стан р. Рось погіршується. Наразі це нагальна проблема в Україні, не тільки в районі, а саме впровадження заходів з покращення водної екосистеми достатньо

зарегульованої річки Рось.

Майже 100% потреб у водних потребах Трипільська ТЕС задовольняє за рахунок поверхневого водотоку Канівського водосховища. Обухів, Українка, Богуслав є основними містами утворювачами стічних вод.

З початку 2015 року мали місце перевищення нормативних показників якості води в питних водозаборах. Викиди та скиди м. Києва також створюють додаткове навантаження на водні екосистеми району. Відсутність очисних споруд в ряді населених пунктів та невідповідність потужностей на існуючих каналізаційних спорудах реальним потребам створюють додатковий тиск [10].

Забруднення поверхневих вод Обухівського району визначається на стаціонарних гідрологічних постах в м. Українка та м. Васильків. У 2 кварталі 2020 року, згідно з даними Центральної геофізичної обсерваторії імені Бориса Срезневського, Канівське водосховище в районі м. Українка було забруднене сполуками Zn^{2+} та Cr^{6+} , що перевищувало нормативні показники від 1,1 до 9,0 ГДК в усіх створах.

За результатами моніторингових спостережень районних лабораторно-дослідних установ за органолептичними показниками, можна виділити басейн річки Стугна як найбільш забруднений.

У 2021 році схвалено Програму моніторингу поверхневих вод Київської області. У рамках цього заходу було здійснено відбір та досліджено проби води з 13 точок, які розташовані на 9 річках, а також в Канівському водосховищі в районі м. Українка (див. рис. 3.6). Загалом було проаналізовано 39 проб води за фізико-хімічними показниками. За результатами спостережень було встановлено, що кисневий режим у середньому змінювався у межах від 3,25 до 17,01 мг $O_2/дм^3$. Мінімальні значення кисневого режиму були зафіксовані на рівні 1,92 мг $O_2/дм^3$ та 3,04 мг $O_2/дм^3$ відповідно у річках Стугна та Трубіж.

Вода річок, що протікають на території Обухівського району, має сталий склад головних іонів, з переважанням гідрокарбонатів, кальція,

хлоридів та сульфатів. Середня мінералізація води коливалась в інтервалі від 341,0 мг/дм³ до 1407,0 мг/дм³. Хімічне споживання кисню (ХСК) до 60,0 мг/дм³.



Рис. 3.6. Пункти моніторингу поверхневих вод Київської області

Спостерігалось деяке підвищення вмісту сполук нітрогену амонійного, що вочевидь пов'язано зі скиданням у водні екосистеми недостатньо очищених стічних вод.

Концентрації у водоймах загального фосфору варіювала від 0,119 до 7,550 мг P/дм³. До уваги, що біля скидного каналу Бортницької станції аерації виявлено високі концентрації фосфору загального, що пов'язано з забрудненням водних екосистем побутовими стічними водами [11].

У більшості пунктів та створах Канівського водосховища спостерігалось підвищення вмісту Cr^{6+} – 1,0 – 14,0 ГДК, Zn^{2+} – 1,2 – 10,3 ГДК. Моніторинг за гідробіологічними показниками проводився на річках Кобринка та Деремезнянка, а також Канівському водосховищі. Пробовідбір проводився в 14 пунктах та у 25 створах. Було проведено спостереження за станом водних ресурсів, використовуючи різні методи дослідження. Для отримання даних про екосистему водного середовища було використано показники, такі як фітопланктон, зоопланктон та макрозообентос. У загальному було проаналізовано 85 проб, що були відібрані для біоіндикації. Для визначення рівня токсичності води було використано метод біотестування на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis*. Загалом було проаналізовано 37 проб, що дозволило отримати 74 визначення.

Суттєво перевищено вміст гербіциду атразину – забороненого в ЄС з 2004 року, тербутилазіну, нікосульфрону, інсектициду фіпронілу, фунгіциду карбендазіму. Заслужують на увагу результати дослідження проб гідробіонтів, зокрема риб, басейну р. Дніпро. Для дослідження взяли 5 проб у різних локаціях. Їх перевірили на вміст металів: кадмію, свинця, меркурію та нікелю, які є пріоритетними речовинами Водної Рамкової Директиви ЄС. Так, у пробі поблизу Деснянського питного водозабору виявили перевищення ртуті. Вражає, що у всіх пробах у високих концентраціях виявлені антипірени [12].

Стан планктонних ценозів малих річок району у 2020–2022 років був досить стабільний. Фітопланктон багатий та різноманітний, було визначено водорості п'яти основних систематичних груп. Класифікація якості води залежно від кількості фітопланктону відображається на рівні 3–4. За зоопланктоном відмічався 2 рівень класифікації якості. В макрозообентосі знайдено 12 «груп» для визначення біотичного індексу: молюски, бокоплави, бабки, водяні клопи та личинки двокрилих комах. Стан придонних шарів води характеризувався 3 класом якості – помірно забруднені води.

Сучасний екологічний стан водних об'єктів є результатом комплексного впливу різноманітних факторів, зокрема, зволікання з відведенням прибережних захисних смуг річок та інших водойм є однією з найбільш поширених причин забруднення водних ресурсів. Це може призвести до виникнення проблем з водопостачанням та забезпеченням належних гігієнічних умов для населення. Порушення правил господарської діяльності в прибережних зонах також може призвести до забруднення водних ресурсів та зниження якості ґрунтів.

Неналежне інструментальне оснащення відомств, які контролюють стан навколишнього природного середовища, може призвести до недостатньої ефективності їхньої діяльності та недостатнього контролю за вимірюванням гранично допустимих скидів. Відсутність належної екологічної освіти та екологічного виховання населення також може призвести до недостатньої уваги до проблем екології та недостатньої мотивації до збереження водного середовища.

Висновки до розділу 3

Екологічний стан в Обухівському районі протягом останніх років залишається подекуди критичним [13; 14]. Основне навантаження на довкілля, як і в попередні роки, створює Трипільська ТЕС ПАТ «Центренерго» та полігон твердих побутових відходів № 5 ПрАТ «Київспецтранс», що розташований у селі Підгірці Обухівського району Київської області. В селі Трипілья Обухівського району суттєвими об'єктами-забруднювачами є стихійне місце видалення відходів, яке займає площу майже п'ять гектарів земель лісфонду, та складове приміщення з невикористаними і непридатними до використання хімічними залишками захисту рослин. У зв'язку з децентралізацією в Обухівському районі Київської області виникає значний техногенний та демографічний тиск на навколишнє природне середовище. В результаті надмірного розорювання,

зокрема на схилі землях, порушується екологічний баланс між площами різних природних екосистем, що призводить до негативного впливу на стійкість ландшафтів та загострення процесів водної ерозії. У деяких поверхневих водоймах спостерігається тенденція до погіршення якості води, що має природний аспект. Випадки перевищень встановлених нормативів (ГДС) на скидах підприємств свідчать про збільшення антропогенного навантаження на природні водні екосистеми. Басейн річки Стугна є найбільш забрудненим. Проблеми відсутності каналізаційних очисних споруд у багатьох населених пунктах району та недостатня потужність діючих очисних споруд поглиблюють напругу.

Тому моніторинг стану екосистем є необхідною умовою як екологічного нормування з огляду на середовище життя людини, так і з огляду необхідності охорони природи. Вміст різних сполук металів, зокрема, Cr^{6+} і Hg^{2+} у природному середовищі викликає велике занепокоєння, зокрема поблизу промислових майданчиків, смітників, хвостосховищ та відвалів, а також у міських районах та індустріальних центрах. Ґрунт, осад, вода та органічні сполуки на цих територіях можуть містити більше, ніж фонові кількості цих елементів, а також біодоступні форми цих елементів. Слід зазначити, що екологічний моніторинг вмісту Hg^{2+} в складових екосистемі в Обухівському районі не проводиться.

Таким чином, виявлення екологічних особливостей Zn^{2+} , Hg^{2+} , Cr^{6+} в екосистемі за допомогою моніторингових досліджень на територіях із високим антропогенним навантаженням сприятиме вирішенню низки проблем екологічного характеру в Обухівському районі Київської області.

Результати досліджень, представлені у розділі 3, опубліковані у працях автора [13;14].

Список використаних джерел до розділу 3

1. Обухівський район. Загальна та екологічна інформація. Обухівська РДА. 2019. 5 с.
2. Статистичний щорічник Київської області / Головне управління статистики у Київській області. URL: <http://oblstat.kiev.ukrstat.gov.ua>
3. Екологічний паспорт Київської області. К.: КОДА, 2022. 200 с.
4. Звіт про стратегічну екологічну оцінку плану Комплексної програми охорони навколишнього природного середовища на території Обухівської міської об'єднаної територіальної громади на 2020 – 2025 роки. К.: ТОВ «Еколого-експертна аналітика», 2020. 49 с.
5. Стратегія розвитку Київської області на 2021–2027 роки : затверджено Рішенням Київської обласної ради від 19.12.2019 № 789-32-VII. URL: <https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2020/05/strategiya> (дата звернення: 04.04.2021).
6. Про внесення змін до рішення виконавчого комітету Обухівської міської ради від 05.11.2019 № 616 «Про затвердження норм надання послуг з вивезення побутових відходів на території Обухівської міської ради» / рішення виконавчого комітету Обухівської міської ради Київської області від 08.10.2020 № 528.
7. Акти обстеження стану навколишнього природного середовища Обухівського району Київської області, проведені відділом екології та природних ресурсів Обухівської районної державної адміністрації Київської області протягом 2016–2020 рр.: Обухівська районна державна адміністрація. 2016–2020. 18 с.
8. Щомісячний бюлетень забруднення атмосферного повітря в Київській області Центральної геофізичної обсерваторії ім. Б. Срезневського».
9. Бюлетень забруднення поверхневих вод на території Київської області за II квартал 2020 № 2/110/. Київ, 30.07. 2020 р. 8 с.

10. Програма розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення водних об'єктів на території Обухівського району Київської області до 2021 року», затверджено рішенням сесії Обухівської районної ради від 12.06.2015 № 629.43.УІ(зі змінами).

11. «ЗВІТ про результати аудиту ефективності виконання заходів Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року». ЗАТВЕРДЖЕНО рішенням Рахункової палати від 08.06.2021 № 12–3, Київ

12. Перший скринінг у річковому басейні Дніпра: деталі. [Електронний ресурс]. URL: <https://mepr.gov.ua/news/36932.html>.

13. Шевченко Р. Ю., Жаврида Д. Є. Концепція теорії управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу. *Екологічні науки*. № 1 (24). 2019. С. 51 –56. DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-1-24-1-8>.

14. Жаврида Д., Риженко Н. Екологічні проблеми природних систем Обухівського району Київської області. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку*: матеріали IV-ї Міжнародної науково-практичної конференції, Херсон, 21–22 жовтня, 2021. С. 98–101.

РОЗДІЛ 4

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ВМІСТУ ТА НАКОПИЧЕННЯ Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} У СИСТЕМІ «ГРУНТ–РОСЛИНА»

4.1. Оцінка вмісту Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в ґрунті та трав'янистих рослинах *Taraxacum officinale* L. та *Chelidonium majus* L.

Одним із завдань було екологічне оцінювання вмісту меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у системі «ґрунт–рослина» у природних та трансформованих ландшафтах Обухівського району Київської області. Важливе значення мали тип ґрунту досліджуваних локацій, рН, вміст органічної речовини. Характеристики ґрунтів з досліджуваних локацій представлено в табл. 4.1 [1;2].

Таблиця 4.1.

Характеристика ґрунту в досліджуваних локаціях Обухівського району

№	Варіант відбору проб	Тип ґрунту	рН	Вміст органічної речовини
1	ТПВ полігон № 5, с. Підгірці	Дерново-середньопідзолистий піщаний ґрунт на лесі	рН 5,5	1,5%,
2	Трипільська ТЕС, м. Українка	Малогумусний чорнозем на лесових суглинках	рН 6,4	4,3%.
3	«Урочище Калинове», с. Витачів	Чорнозем підзолистий на лесових суглинках	рН 5,6	2,8%.

Проведено аналіз зразків ґрунту, відібраного в локаціях проведення досліджень. Зазначимо, що вміст меркурію, цинку, хрому шестивалентного у досліджуваних локалітетах не перевищував встановлених гранично допустимих концентрацій (ГДК). Отримані результати середньорічних лабораторних досліджень підтвердили, що найбільшим вмістом токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} характеризувався ґрунт полігону ТПВ № 5: 0,0056; 0,0253 та 3,6258 мг/кг відповідно. Найменшим – проби ґрунту, відібрані на

території об'єкту ПЗФ ландшафтного заказнику місцевого значення «Урочище «Калинове» (0,053; 1,876 та 0,0044 мг/кг), що вочевидь пов'язано із антропогенним навантаженням на територію, де розташований полігон розміщення відходів (табл.4.2) [3].

Таблиця 4.2

Концентрація ТМ в ґрунті та рослинах, мг/кг

Об'єкт дослідження	ТМ	ГДК	Концентрація
Зона діяльності Трипільської ТЕС м. Українка			
Ґрунт	Hg ²⁺	2,10	0,0028±0,001
	Zn ²⁺	23,0	1,7986±0,400
	Cr ⁶⁺	0,05	0,0151±0,003
<i>T. officinale</i>	Hg ²⁺	0,02**	0,004±0,001
	Zn ²⁺	10,0	1,1252±0,250
	Cr ⁶⁺	-	0,0141±0,003
<i>Ch. majus</i>	Hg ²⁺	0,02**	0,0057±0,002
Полігон № 5 с. Підгірці			
Ґрунт	Hg ²⁺	2,1	0,0056±0,001
	Zn ²⁺	23,0	3,6258±0,320
	Cr ⁶⁺	0,05	0,0253±0,004
<i>T. officinale</i>	Hg ²⁺	0,02**	0,005±0,001
	Zn ²⁺	10,0	1,2687±0,051
	Cr ⁶⁺	-	0,0258±0,002
<i>Ch. majus</i>	Hg ²⁺	0,02	0,0079±0,002
Ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове» с. Витачів			
Ґрунт	Hg ²⁺	2,1	0,0053±0,001
	Zn ²⁺	23,0	1,8765±0,520
	Cr ⁺⁶	0,05	0,00442±0,0007
<i>T. officinale</i>	Hg ²⁺	0,02**	0,0052±0,001
	Zn ²⁺	10,0	1,9562±0,232
	Cr ⁺⁶	-	0,0065±0,001
<i>Ch. majus</i>	Hg ²⁺	0,02	0,0051±0,0011

Примітка: *різниця вірогідна при $p \leq 0,05$.

За результатами встановлено, в с. Підгірці, Полігон ТПВ № 5, де ґрунт є слабокислим (рН 5,5) з трьох варіантів відбору проб, концентрація

Hg^{2+} є максимальною. В той же час Hg^{2+} може утворювати комплекси з органічними і неорганічними речовинами у ґрунті, що може зменшити його міграцію. Найбільшим вмістом органічної речовини (4,3%) характеризувався ґрунт малогумусний чорнозем на лесових суглинках: в зоні діяльності Трипільської ТЕС, концентрація Hg^{2+} є мінімальною.

Вміст ртуті в досліджуваних локалітетах підтверджує тенденцію, що Hg^{2+} є мобільним у ґрунті, особливо в кислих умовах, що сприяє їхньому руху вниз по профілю[4].

Максимальний вміст цинку спостерігається на полігоні № 5 ТПВ. На його накопичення вплинув тип ґрунту та його слабокисле середовище. Концентрація хрому шестивалентного не перевищувала ГДК у ґрунті (0,05 мг/кг). Вміст Cr^{6+} у різних локалітетах відносно ГДК розподілився таким чином, в порядку зменшення концентрації: ґрунт полігон № 5 ТПВ > ґрунт Трипільська ТЕС > ґрунт контроль «Урочище «Калинове». Максимальну його концентрацію зафіксовано в с. Підгірці. Слід зазначити, що іони Cr^{6+} мають високу окислювальну активність, що може призводити до незначного руху іонів до менш токсичної форми Cr^{3+} в присутності цинк органічних сполук.

Щодо концентрації ртуті в рослинах *T. officinale* та *Ch. majus*, то вона варіювала в усіх локалітетах в межах від $0,004 \pm 0,001$ мг/кг до $0,0079 \pm 0,002$ мг/кг та не перевищувала встановлених допустимих нормативів.

Ch. majus використовували як тест-рослину для вивчення екологічних особливостей виключно Hg^{2+} . Встановлено, що у фітомасі *Ch. majus* максимальним вмістом Hg^{2+} характеризувався локалітет полігону побутових відходів, мінімальним – локалітет об'єкту природно-заповідного фонду. За вмістом Hg^{2+} у фітомасі *Ch. majus* досліджувані території можна ранжувати таким чином: «полігон ТПВ № 5» > «Трипільська ТЕС» > «Урочище Калинове».

Цинку найбільше зафіксовано у фітомасі *T. officinale* на контрольній ділянці. Найбільшим вмістом хрому у фітомасі *T. officinale* характеризувався локалітет Полігону № 5 с. Підгірці.

Слід зазначити, що високий рівень поліелементного забруднення спричиняє активізацію процесів пероксидного окислення ліпідів *T. officinale* [5].

Результати кореляційного аналізу залежності вмісту ТМ у ґрунті та рослинах наведені в табл. 4.3.

Таблиця 4.3.

Коефіцієнти кореляції (r) між концентрацією металів у ґрунті (0–20см) та фіто масі *T. officinale*

Показник	Zn ²⁺	Cr ⁶⁺	Hg ²⁺
Кореляційний момент (μ)	-0,2886	0,0029	0,00000191
Коефіцієнт кореляції (r)	-0,31	1	0,96
Лінія регресії	Y= 0,05X+1,5715	Y= X-0,001	Y= 0,169X-0,005

Встановлено, що залежність вмісту Hg²⁺ та Cr⁶⁺ у фітомасі *T. officinale* від концентрації металів у ґрунті мала лінійну формалізацію (рис. 4.1, рис. 4.2.). Коефіцієнти кореляції (r) для Hg²⁺ та Cr⁶⁺ становили відповідно 0,97 і 0,99.

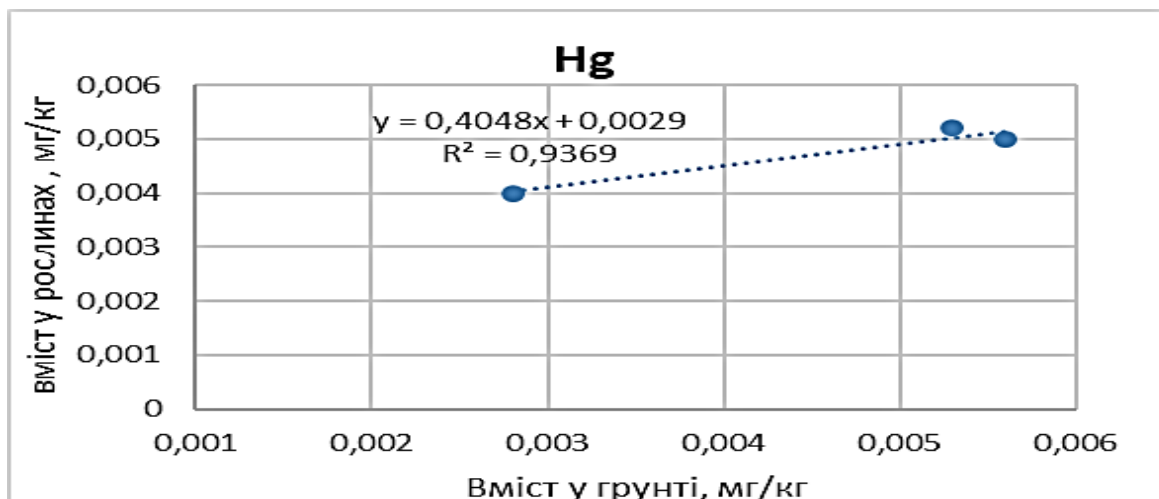


Рис. 4.1. Залежність вмісту Hg²⁺ у загальній фітомасі *T. officinale* від

вмісту у ґрунті

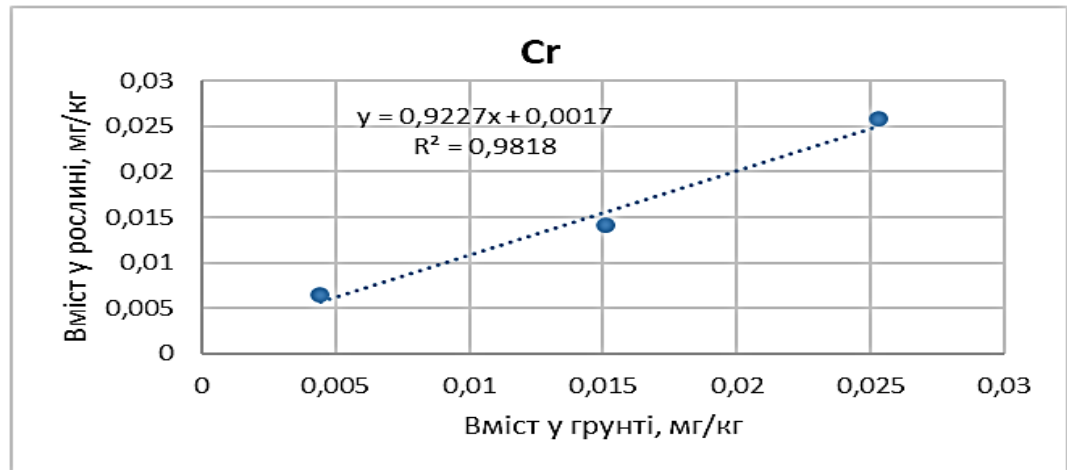


Рис. 4.2. Залежність вмісту Cr^{6+} у загальній фітомасі *T. officinale* від вмісту у ґрунті

Високі значення коефіцієнтів кореляції свідчать про сильну позитивну залежність між концентрацією меркурію та хрому у ґрунті та їхнім вмістом у фітомасі рослин *T. Officinale*: зі збільшенням концентрації меркурію та хрому у ґрунті, вміст цих металів у фітомасі рослини також зростає.

Проте, Zn^{2+} характеризувався ступеневією формалізацією залежності вмісту у фітомасі *T. officinale* від концентрації металу у ґрунті. Коефіцієнт кореляції між вмістом цього металу у ґрунті та фітомасі *T. officinale* був від'ємним ($r = -0,32$), що свідчить про зворотній та не тісний зв'язок між вмістом цинку у ґрунті та рослинах *T. officinale*. Варто враховувати, що інші фактори, такі як властивості ґрунту, фізико-хімічні процеси та взаємодія рослини з навколишнім середовищем, також можуть впливати на акумуляцію цинку у рослинах (рис.4.3).

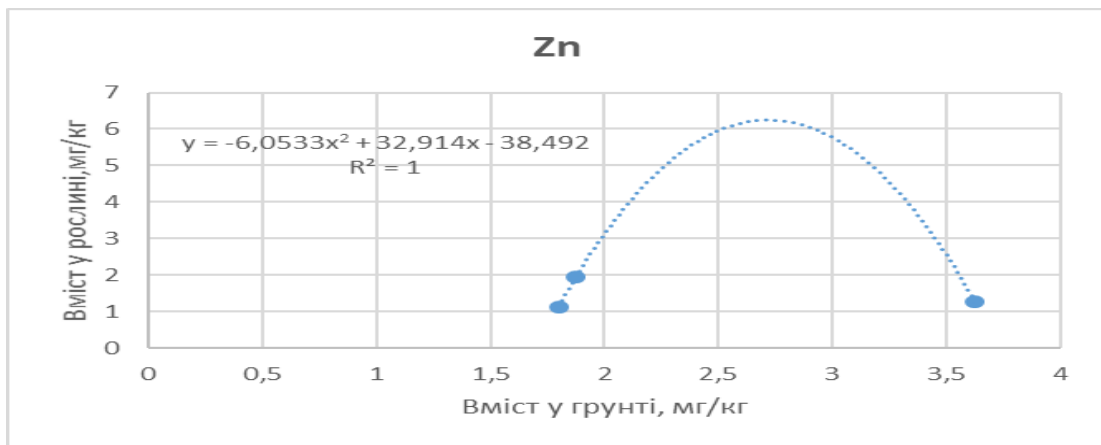


Рис. 4.3. Залежність вмісту Zn^{2+} у загальній фітомасі *T. officinale* від вмісту у ґрунті

Лінійна формалізація та високий коефіцієнт кореляції свідчать про тісний зв'язок між забрудненням ґрунту меркурієм та хромом шестивалентним та їхньою акумуляцією у рослинах *T. Officinale*. Це може бути важливим фактором для індикації забруднення довкілля токсичними металами та прогнозуванням потенційної загрози для екосистеми та здоров'я людей.

При інтерпретації результатів визначення ТМ у фітомасі необхідно враховувати еколого-біологічні особливості тест-рослини [6].

4.2. Аналіз біоаккумуляції токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у системі «ґрунт–рослина»

На підставі отриманих результатів визначення концентрацій ТМ було розраховано Кб в системі «ґрунт–рослина». З цією метою використовували тест-рослини *T. officinale* для Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} , *Ch. majus* тільки для Hg^{2+} . На трьох локаціях досліджуваних ґрунтів в системі «ґрунт–рослина» коефіцієнти біоаккумуляції металів *T. officinale* мали значення, які варіювалися від 0,3 до 1,5 (табл.4.4; табл.4.5.) [7].

Таблиця 4.4.

Біоаккумуляція Cr⁶⁺ та Zn²⁺ у системі «грунт–рослина», мг/кг

Метал	Вміст у ґрунті	Вміст у рослині <i>Taraxacum officinale L.</i>	Коефіцієнт біоаккумуляції (Кб)
Трипільська ТЕС м. Українка			
Cr ⁶⁺	0,0151±0,003	0,0141±0,003	0,9
Zn ²⁺	1,7986±0,400	1,1252±0,250	0,6
Полігон ТПВ № 5 с. Підгірці			
Cr ⁶⁺	0,0253±0,004	0,0258±0,002	1,0
Zn ²⁺	3,6258±0,320	1,2687±0,051	0,3
Заказник «Урочище Калинове» с. Витачів			
Cr ⁶⁺	0,0044±0,0007	0,0065±0,001	1,5
Zn ²⁺	1,8765±0,520	1,9562±0,232	1,0
	s ² (Кб)	v, % (Кб)	
Cr ⁶⁺	0,690	23,1	
Zn ²⁺	0,082	45,3	

Примітка: *різниця вірогідна при p ≤ 0,05.

У зоні діяльності Трипільської ТЕС коефіцієнт біоаккумуляції *T. officinale* меркурію (табл.4.5) дорівнює 1,4 на відміну від локації біля Полігону № 5 (0,9) та заказника «Урочище Калинове» (0,9). Це свідчить про інтенсивніше поглинання *T. officinale* доступної форми меркурію із ґрунту біля ТЕС, порівняно з іншими досліджуваними ділянками.

Таблиця 4.5.

**Біоаккумуляція меркурію у системі «грунт–рослина»
(*Taraxacum officinale L.*), мг/кг**

Метал	Вміст у ґрунті	Вміст у рослині <i>Taraxacum officinale L.</i>	Коефіцієнт біоаккумуляції (Кб)
Трипільська ТЕС м. Українка			
Hg ²⁺	0,0028±0,001	0,0040±0,001	1,4
Полігон ТПВ № 5 с. Підгірці			
Hg ²⁺	0,0056±0,001	0,0050±0,001	0,9

Заказник «Урочище Калинове» с. Витачів			
Hg ²⁺	0,0053±0,001	0,0052±0,001	0,9
	s ² (Кб)	v, % (Кб)	
Hg ²⁺	0,056	22,1	

На таку особливість біоаккумуляції Hg²⁺ може впливати вологість ґрунту м. Українка (місце відбору зразків знаходиться на відстані 500 метрів від русла р. Дніпро).

Коефіцієнти варіації (V, %) коефіцієнтів біоаккумуляції *T. officinale* металів для трьох різних локацій становили: Hg²⁺–22,1, Cr⁶⁺–23,1, Zn²⁺– 45,3 відповідно. Розрахунок коефіцієнтів варіації для Hg²⁺ та Cr⁶⁺ показав, що варіація була незначна, а для Zn²⁺ – помірна, що, вочевидь, пояснюється есенціальними властивостями цього металу для тест-рослини. Для *T. officinale* за інтенсивністю біоаккумуляції полютанти розташовані таким чином: Cr⁶⁺ > Hg²⁺ > Zn²⁺.

У фітомасі тест-рослини *Ch. majus* максимальним Кб було визначено для локації Трипільська ТЕС м. Українка, мінімальним для контрольного варіанта – об'єкта території природно-заповідного фонду ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове» (табл. 4.6).

Таблиця 4.6.

Біоаккумуляція ТМ (Hg²⁺) у системі «ґрунт-рослина» (*Ch. majus*), мг/кг

ТМ	Вміст у ґрунті	Вміст у рослині <i>Ch. majus</i> L.	Коефіцієнт біоаккумуляції (Кб)
Трипільська ТЕС м. Українка			
Hg ²⁺	0,0028±0,001	0,0057±0,001	1,46
Полігон ТПВ № 5 с. Підгірці			
Hg ²⁺	0,0056±0,001	0,0079±0,001	0,96
Заказник «Урочище Калинове» с. Витачів			
Hg ²⁺	0,0053±0,001	0,0050±0,001	0,86
	s ² (Кб)	v, % (Кб)	
Hg ²⁺	0,056	22,1	

За інтенсивністю біоаккумуляції *Ch. majus* меркурію локації можна

ранжувати таким чином: «Трипільська ТЕС» > «полігон ТПВ № 5» > «Урочище «Калинове».

Дослідження накопичення ТМ в об'єктах наземних екосистем Обухівського району довели, що біоаккумуляція Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} може відбуватися в системі «грунт–рослина» через такі механізми:

- Поглинання кореневою системою: метали можуть проникати через кореневу систему, використовуючи активні або пасивні механізми транспорту.

- Транспорт у рослинних тканинах: переміщення вгору по стеблу та в інші частини рослини, включаючи листя та квітки, накопичення в різних органах рослини, таких як листя, стебло або корінь [6].

- Деякі рослини можуть мати властивості накопичувати певні метали більше, ніж інші. Це може бути пов'язано з їхніми метаболічними характеристиками та роллю металу в рослинному організмі .

Важливо враховувати, що біоаккумуляція металів в рослинах може мати негативні екологічні наслідки.

Висновки до розділу 4

Таким чином, доведено, що вміст ртуті, цинку, хрому у досліджуваних локалітетах та фітомасі *T. officinale* та *Ch. majus* не перевищував встановлених гранично допустимих концентрацій. Отримані результати лабораторних досліджень підтвердили, що найбільшим вмістом Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} характеризувався ґрунт полігону побутових відходів (полігон ПВ № 5, с. Підгірці), найменшим – проби ґрунту, які було відібрано на території об'єкту природно-заповідного фонду (ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове», с. Витачів), що, вочевидь, пов'язано із різним ступенем полікомпонентного антропогенного навантаження.

Відповідно ми виявили, що найбільший вміст Cr^{6+} у фітомасі

T. Officinale зафіксований у локалітеті полігону побутових відходів, у контрольному варіанті (території об'єкту ПЗФ), найбільшим був вміст Zn^{2+} . Виявлена тенденція щодо Cr^{6+} , вочевидь, пов'язана із довготривалим полікомпонентним забрудненням поліютантами території, де розташовано полігон ТПВ. При інтерпретації результатів визначення ТМ у фітомасі *T. officinale* враховувались еколого-біологічні особливості тест-рослини.

Доведено лінійну залежність вмісту Hg^{2+} та Cr^{6+} у фітомасі *T. officinale* від концентрації металів у ґрунті (коефіцієнт кореляції 0,99). Лінійна формалізація та високий коефіцієнт кореляції свідчать про тісний зв'язок між забрудненням ґрунту Hg^{2+} та Cr^{6+} та їхньою акумуляцією у рослинах *T. officinale*. Це може бути важливим фактором для індикації забруднення довкілля токсичними металами та прогнозуванням потенційної загрози для екосистеми та здоров'я людей.

Було встановлено, що Zn^{2+} характеризувався ступеневою формалізацією залежності вмісту у фітомасі *T. officinale* від концентрації металу в ґрунті. Коефіцієнт кореляції між вмістом цього металу в ґрунті та фітомасі *T. officinale* був від'ємним ($r = -0,32$), що свідчить про зворотній та нетісний зв'язок між вмістом цинку у ґрунті та рослинах цього виду. Також варто враховувати, що інші фактори, такі як властивості ґрунту, фізико-хімічні процеси та взаємодія рослини з навколишнім середовищем, також можуть впливати на акумуляцію цинку у рослинах.

Ch. majus використовували як тест-рослину для вивчення екологічних особливостей виключно Hg^{2+} . Відповідно встановлено, що у фітомасі *Ch. majus* максимальним вмістом Hg^{2+} характеризувався локалітет полігону побутових відходів, мінімальним – локалітет об'єкту природно-заповідного фонду. За вмістом Hg^{2+} у фітомасі *Ch. majus* досліджувані території можна ранжувати таким чином: «полігон ТПВ № 5» > «Трипільська ТЕС» > «Урочище Калинове».

За інтенсивністю біоаккумуляції *T. officinale* поліютантів з ґрунту на досліджуваних територіях отримано такий ряд металів: $Cr^{6+} > Hg^{2+} > Zn^{2+}$.

За інтенсивністю біоаккумуляції *Ch. majus* ртуть локації можна ранжувати таким чином: «Трипільська ТЕС» > «полігон ТПВ № 5» > «Урочище Калинове».

Отже, проведені дослідження свідчать про те, що рослини можуть бути здатними взаємодіяти з токсичними металами у ґрунті та накопичувати їх у своїх тканинах. Це може мати важливі наслідки для екосистеми, оскільки рослини можуть бути посередниками передачі цих токсичних металів вищим рівням трофічного ланцюга.

Результати досліджень, представлені у розділі 4 та опубліковано у працях автора [3;5;7].

Список використаних джерел до розділу 4

1. Карта ґрунтів України URL: <https://superagronom.com/karty/karta-gruntiv-ukrainy#win9>.
2. Звіт про стратегічну екологічну оцінку плану Комплексної програми охорони навколишнього природного середовища на території Обухівської міської об'єднаної територіальної громади на 2020 – 2025 роки. К.: ТОВ «Еколого-експертна аналітика», 2020. 49 с.
3. Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Екологічна оцінка вмісту ртуть (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) і цинку (Zn^{2+}) у складниках екосистем (на прикладі Обухівського району Київської області). *Екологічні науки*. № 5 (32). 2020. С. 62–70.
4. Ding Q., Cheng G., Wang Y., Zhuang D.F. Effects of natural factors on the spatial distribution of heavy metals in soils surrounding mining regions. *Sci. Total Environ.* 2017. 578. P. 577–585. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.001>.
5. N. Ryzhenko, D. Zhavryda, Y. Bokhonov, D. Ryzhenko. Mercury contamination in soil, water, plants and hydrobionts in Kyiv and Kyiv region. *Polish Journal of soil science*. vol. LIV/1. 2021. P.185–189. DOI: 10.17951/pjss/2021.54.1.185.

6. Komarova I. *Taraxacum officinale* as bioindicator of heavy metal accumulation in soil. *Danish Scientific Journal (DSJ)* Istedgade 1041650 København V Denmark, 2018. №8. P. 10 – 12. URL: <http://www.danish-journal.com>.

7. Бондар О. І., Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Біоаккумуляція ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у екосистемах Обухівського району Київської області. *Екологічні науки*. 2021. № 2 (35). С. 90-93.

РОЗДІЛ 5

ВМІСТ ТА БІОАКУМУЛЯЦІЯ Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} У ВОДНІЙ ЕКОСИСТЕМІ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

5.1. Вміст токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у поверхневих водах та гідробіонтах *Ceratophyllum demersum* L., *Blicca bjoerkna* (Linnaeus, 1758), *Esox lucius* (Linnaeus, 1758) Канівського водосховища (Обухівський район Київська область).

Канівське водосховище – це штучний водний басейн, створений людиною для зберігання води, контролю рівня води, гідроенергетичного використання, а також для забезпечення інших господарських потреб. Канівське водосховище створено впродовж 1974-1976 рр. Воно є найважливішою складовою Дніпровського гідробасейну, є одним із шести водосховищ [1].

Гідроекосистема водосховища – це комплекс взаємозв'язаних біологічних, фізичних і хімічних процесів, що відбуваються у водному середовищі водосховища. У неї входять такі складові:

1. Фізичне середовище. Об'єм води, дно водосховища, берегова зона, природні пляжі, стоки, стічні води, руслові процеси, течії, хвилі та інші фізичні аспекти водного середовища.

2. Біорізноманіття. У водосховищах можуть існувати різні види рослин, водних організмів, риб, птахів та інших тварин. Вони створюють власні екосистеми з унікальними біологічними характеристиками.

3. Хімічний склад. Канівське водосховище, як і інші, мають свої хімічні властивості, які включають розчинені речовини, концентрацію кисню, рН, температуру, розчинені гази і інші хімічні параметри. Ці фактори впливають на життєдіяльність організмів у водосховищі.

4. Використання людиною. Водосховища мають велике значення для

водопостачання, ірригації, гідроенергетики, риболовлі, туризму та інших господарських та рекреаційних цілей.

Щорічно у Дніпро і водосховища потрапляє більше 400 тис. т хлоридів, більше 400 тис. т сульфатів, 26 тис. т нітратів та ін. З важких металів до Дніпровського гідробасейну потрапляє 20 т міді, 32 т цинку, 23 т нікелю, 7 т хрому. Водні екосистеми забруднюються близько 40 тис. т органічних забруднень та 745 т нафтопродуктів.

Більше половини території басейну страждає від ерозійних процесів. На 35% території ерозія виражена в значних масштабах. Це викликає втрату ґрунтів, замулення та деградацію річкової системи. Водосховища Дніпра, акумулюючи забруднюючі речовини з території всього басейну, є своєрідним акумулятором токсикантів[2]. Уповільнення водообміну та підвищення температури значно знижує самоочисну здатність. Канівське водосховище, яке є джерелом територіального перерозподілу стоку в Обухівському районі, подача води з якого здійснюється для меліоративних цілей. Завданням проведених досліджень було екологічне оцінювання вмісту меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у гідроекосистемі Канівського водосховища за результатами відбору проб та лабораторного вимірювання металів.

Забруднення поверхневих вод Обухівського району визначається на двох стаціонарних гідрологічних постах в м. Українка (Канівське водосховище) та м. Васильків (річка Стугна) за даними мережі спостережень Центральної геофізичної обсерваторії імені Бориса Срезневського. Було проаналізовано дані Центральної геофізичної обсерваторії імені Бориса Срезневського по забрудненню Cr^{6+} та Zn^{2+} Канівського водосховища в районі м. Українка за 2017, 2018, 2019, 2020 роки. По Hg^{2+} моніторинг не проводився.

Результати представлено на рис. 5.1 та 5.2. Максимальні перевищення ГДК Cr^{6+} та Zn^{2+} зафіксовано у 2017 році. У четвертому кварталі 2018 року відмічено одинадцять випадків високого забруднення.

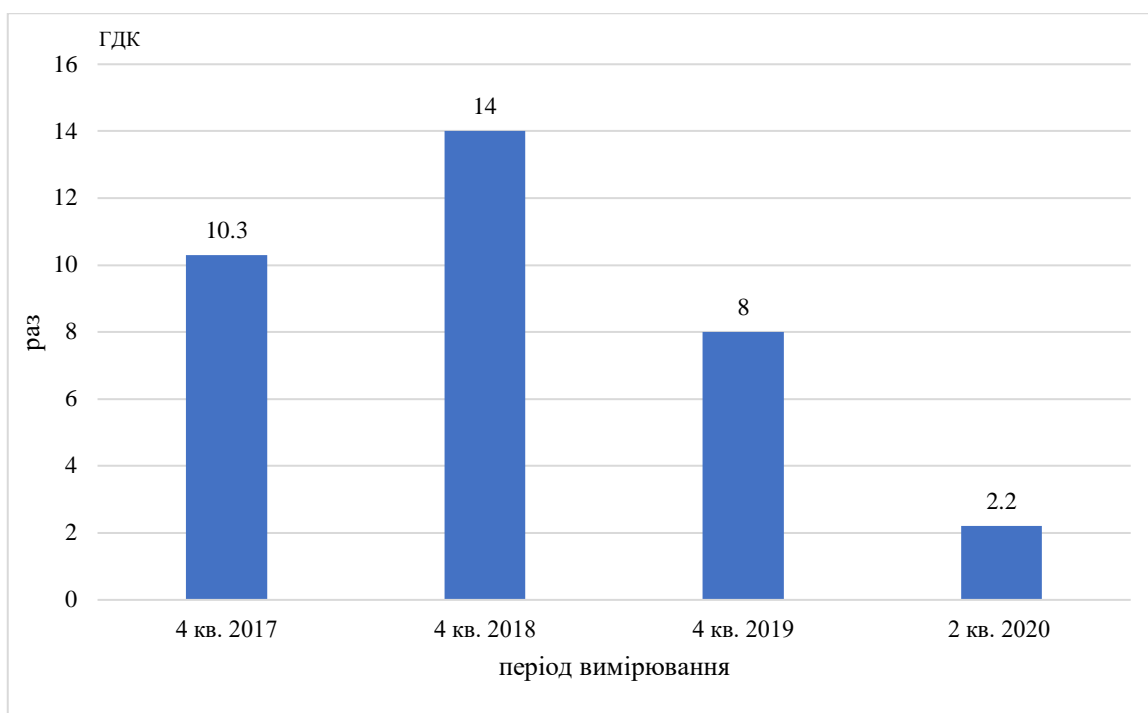


Рис. 5.1. Вміст цинку в кратності ГДК у поверхневих водах Обухівського району Київської області 2017–2020 рр.

На річках Дніпро та Деремезнянка зафіксовано п'ять випадків значного забруднення сполуками хрому шестивалентного у межах 12 – 13 ГДК. У пункті р. Кобринка відмічено випадок високого забруднення сполуками цинку на рівні 14 ГДК.

Порівняно з IV кварталом 2017 року (рис.5.2) спостерігалось зниження вмісту сполук цинку – 1,2 – 10,3 ГДК, хрому шестивалентного – 1,0 – 14,0 ГДК. Значно менші ці показники у II кварталі 2020 року. В усіх створах було забруднено сполуками цинку – 1,1 – 2,2 ГДК, хрому шестивалентного – 2,0 – 9,0 ГДК. Порівняно з II кварталом 2019 року покращилась якість води через зниження концентрацій сполук хрому шестивалентного та цинку – в районі міста Українка [3].

За даними спостережень кисневий режим у середньому змінювався у межах від 10,60 до 15,35 мгО₂/дм³. Середня мінералізація коливалася від 240,4 мг/дм³ до 1150,7 мг/дм³ [4].

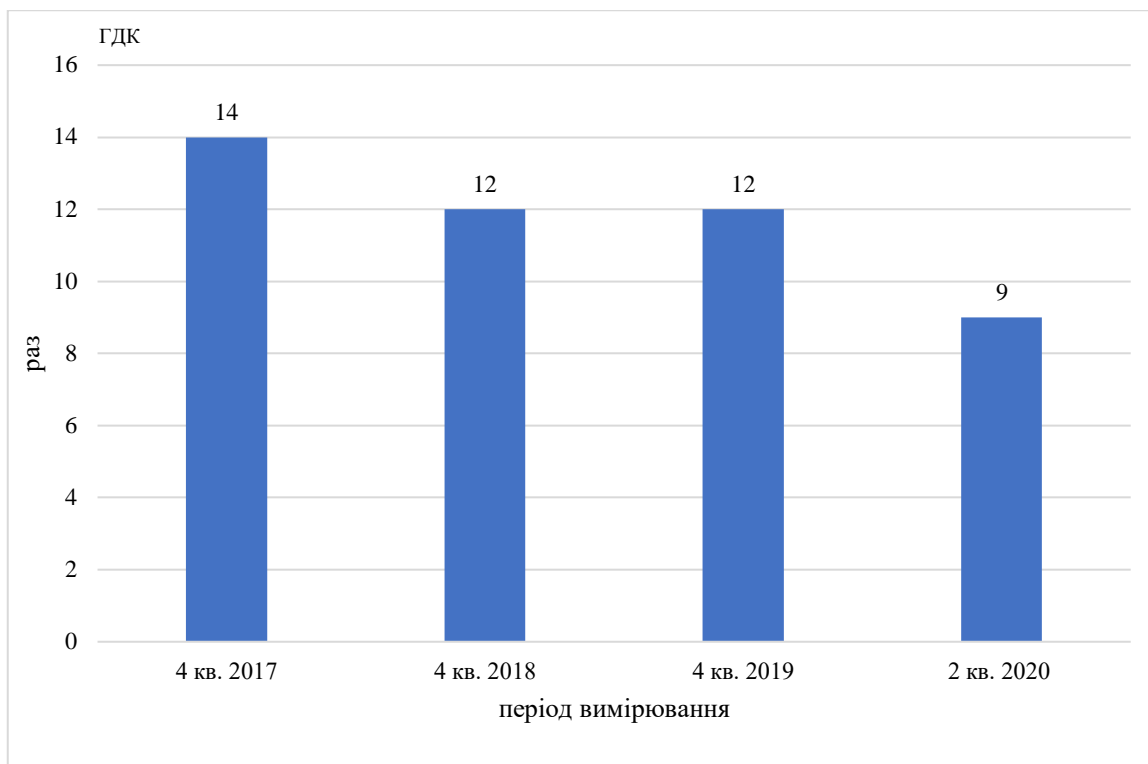


Рис. 5.2. Вміст Cr^{6+} в кратності ГДК у поверхневих водах Обухівського району Київської області у 2017–2020 рр.

За результатами досліджень українських фахівців у Канівському водосховищі на пунктах спостережень перевищень нормативних значень за вмістом сульфатів та хлоридів та завислих речовин не зафіксовано. Найменш забруднена вода спостерігається на гідропостах, які розташовані нижче м. Українка. Саме в безпосередній близькості до м. Київ вода виявилась найбільш забрудненою. Це може свідчити про недосконалість систем очистки промислових, побутових та сільськогосподарських стоків. Якість води за показником індекс забрудненості води (WQI) варіюється від 59 до 242 (від низької до найгіршої), залежить від відстані від Бортницької станції аерації [5].

Отримані результати аналітичного вимірювання металів у поверхневих водах та донних відкладах Канівського водосховища представлено в табл. 5.1.

Результати вимірювання металів у поверхневих водах та донних відкладах Канівського водосховища (м. Українка), 2020–2022 рр.

Об'єкт дослідження	Метал	ГДК, мг/кг (дм ³)	Концентрація, мг/кг (дм ³)
Вода поверхнева	Hg ²⁺	0,00053	0,0001149±0,00002
	Zn ²⁺	1,03	0,1985±0,003
	Cr ⁶⁺	0,05	0,02244±0,007
Донні відклади	Hg ²⁺	-	0,0057±0,001
	Zn ²⁺	23,0	2,0566±0,154
	Cr ⁶⁺	-	0,0712±0,012

Примітка: *різниця вірогідна при $p \leq 0,05$.

Аналіз результатів проведених лабораторних досліджень свідчить, що спостерігається однакова тенденція для всіх трьох досліджуваних металів: в донних відкладеннях концентрація Hg²⁺, Cr⁶⁺, Zn²⁺ значно вища ніж у поверхневих водах. Це є свідченням накопичення та міграції токсикантів, де вони можуть зберігатися багато років. Донні відклади можна розглядати як своєрідне депо важких металів.

Таким чином, забруднення поверхневих вод Обухівського району є актуальною проблемою сьогодення. Згідно з даними Бюлетеня забруднення поверхневих вод на території Київської області відзначається різна динаміка накопичення Cr⁶⁺, Zn²⁺ за період 2017–2020 років. У той же час результати власних аналітичних лабораторних досліджень дають підстави стверджувати, що вміст токсичних металів та їхніх сполук не перевищують встановлених ГДК у поверхневих водах та донних відкладах. На жаль, за показниками сполук ртуті в складових гідроекосистеми в Обухівському районі моніторинг не проводиться. Тому доцільно для більш всебічного екологічного дослідження та прогнозування екологічної ситуації вимірювати вміст меркурію в об'єктах довкілля. Отримані результати аналітичних досліджень свідчать, що в донних відкладеннях концентрація Hg²⁺, Cr⁶⁺, Zn²⁺ значно перевищує цей показник у поверхневих водах.

Динаміка вилову риби у Канівському водосховищі свідчить про значний обсяг її використання та споживання людиною. Наприклад, у 2017 році 1695 т, у 2018 – 821 т, у 2019 році. фактичний вилов риби становив 859,179 т на рік (рис. 5.3) [6].

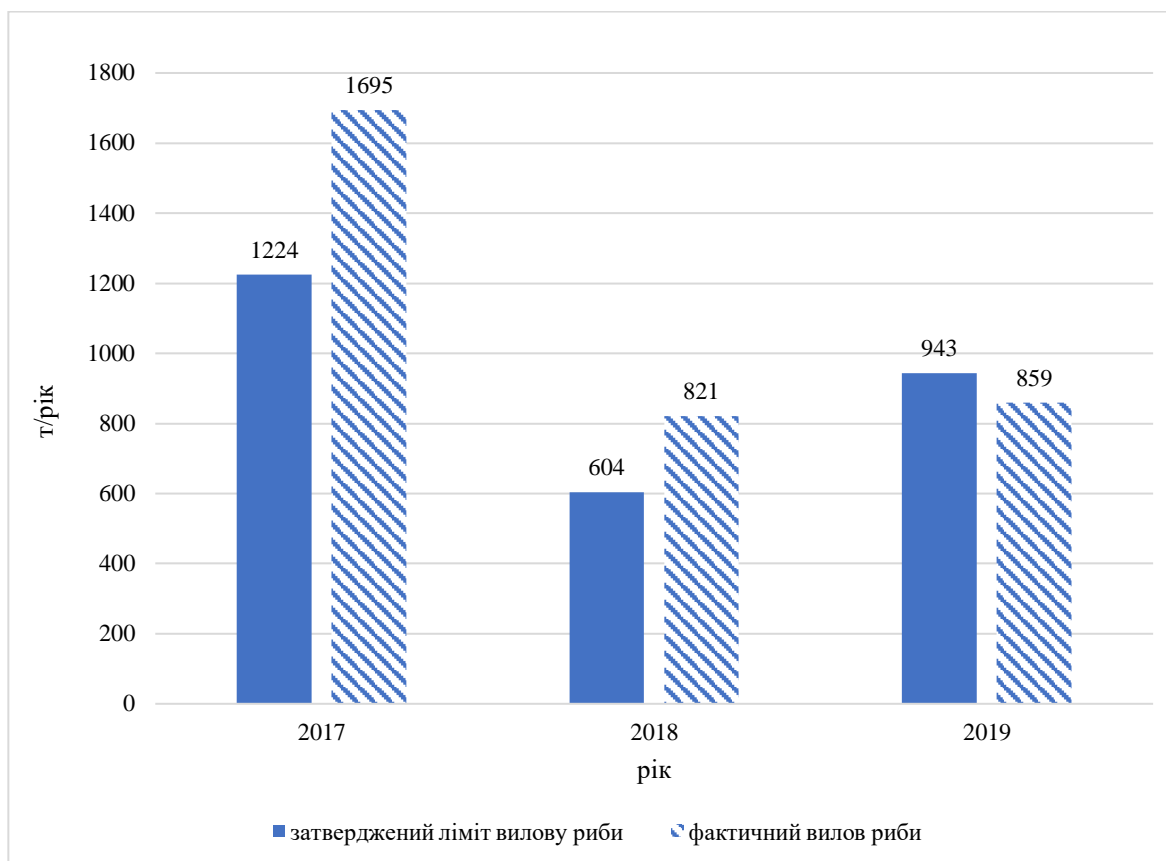


Рис. 5.3. Затверджені та фактичні вилови риби у Канівському водосховищі

Результати аналітичних порівнянь між видами риб вмісту Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} свідчать, що, що у Канівському водосховищі *B. bjoerkna* мала більший вміст Cr^{6+} , Zn^{2+} , ніж *E. lucius* (табл.5.2). Менший вміст досліджуваних металів у біомасі *E.lucius* у порівнянні із *B. bjoerkna* може бути пов'язаний із видовою специфічністю у біодоступності цих металів, тобто «бар'єрним-безбар'єрним» механізмом надходження токсикантів до організму гідробіонтів. Відомо, що домінуючу роль у живленні *E. lucius* як облігатного хижака відіграє риба (80,0–100,0 %).

**Вміст токсичних металів у гідробіонтах Канівського водосховища
(м. Українка), 2020-2022 рр.**

Об'єкт дослідження	Метал	ГДК, мг/кг	Концентрація, мг/кг
<i>V. bjoerkna</i>	Hg ²⁺	0,3	0,0055±0,001
	Zn ²⁺	40,0	1,9625±0,365
	Cr ⁺⁶	-	0,0352±0,0026
<i>E. lucius</i>	Hg ²⁺	0,4	0,0061±0,002
	Zn ²⁺	40,0	1,5688±0,345
	Cr ⁺⁶	-	0,00322±0,0001
<i>C. demersum</i>	Hg ²⁺	0,02	0,0074±0,002
	Zn ²⁺	50,0	2,3658±0,241
	Cr ⁺⁶	-	0,0095±0,0001

Примітка: *різниця вірогідна при $p \leq 0,05$

E. lucius є хижаком, який харчується малоцінними рибами, які вважаються функціонально небезпечними для сталого розвитку гідроекосистем (*Pseudorasbora parva* (Temminck et Schlegel, 1846), *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)[7]. У працях вітчизняних та закордонних авторів приклади щодо наявності високої біодоступності металів, зокрема, меркурію, для гідробіонтів-хижаків [8; 9].

Варто зазначити, що серед усіх досліджуваних гідробіонтів по вмісту меркурію у водної рослини *C. demersum* він найбільший - 0,0074±0,002 мг/кг (рис.5.4.).

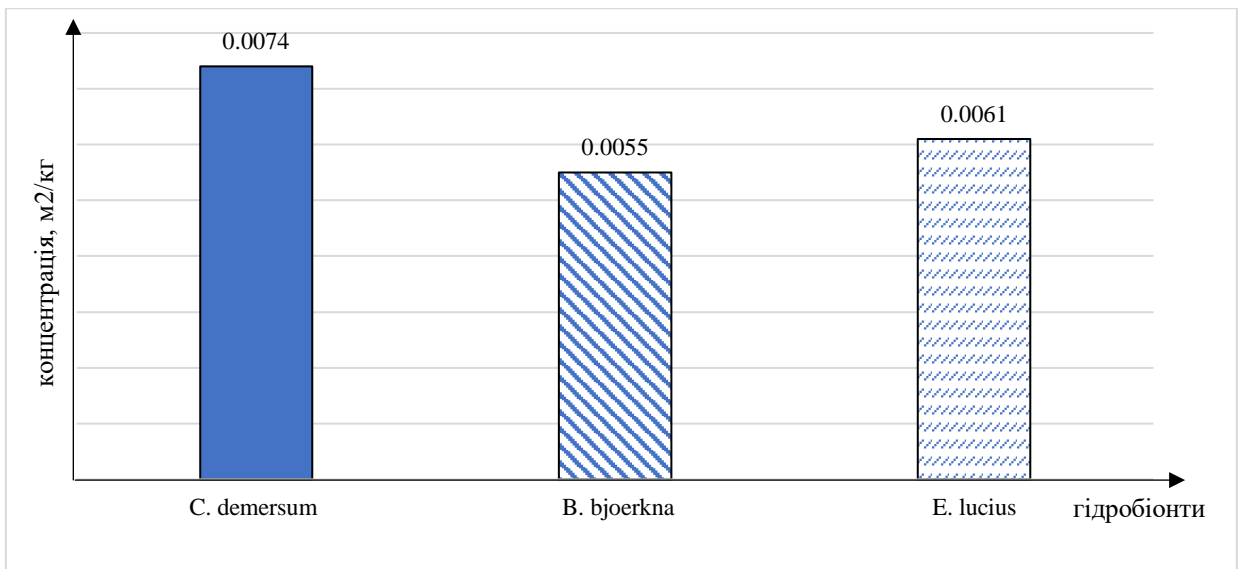


Рис. 5.4. Вміст Hg у гідробіонтах Канівського водосховища

За концентрацію сполук меркурію в гідробіонтах побудовано такий ряд *C. demersum* > *E. Lucius* > *B. bjoerkna*.

Отримані результати аналітичних досліджень вмісту іонів цинку у *C. demersum* та рибах Канівського водосховища доводять, що Zn^{+2} накопичується нерівномірно залежно від еколого-трофічного рівня гідробіонтів.

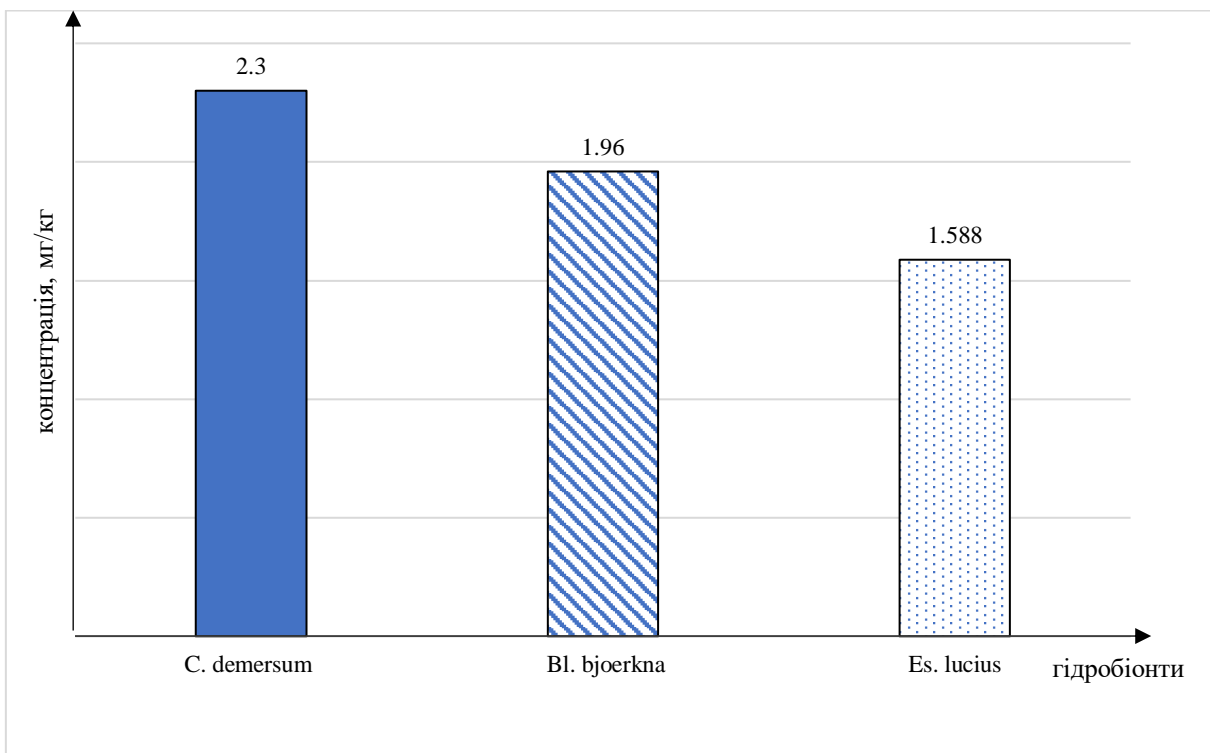


Рис. 5.5. Вміст Zn^{+2} у гідробіонтах Канівського водосховища

Концентрація Zn^{+2} у гідробіонтах Канівського водосховища дозволила побудувати такий ряд зменшення $C. demersum > B. bjoerkna > E. Lucius$. Максимальна концентрація Cr^{+6} в консументах I порядку $B.bjoerkna$ 0,0352 мг/кг, накопичення в організмі $E. lucius$ (консумент II порядку) на порядок менше 0,0032 мг/кг, що співвідноситься з концентрацією в $C. demersum$ (продуцентах) 0,0095 мг/кг (рис.5.6).

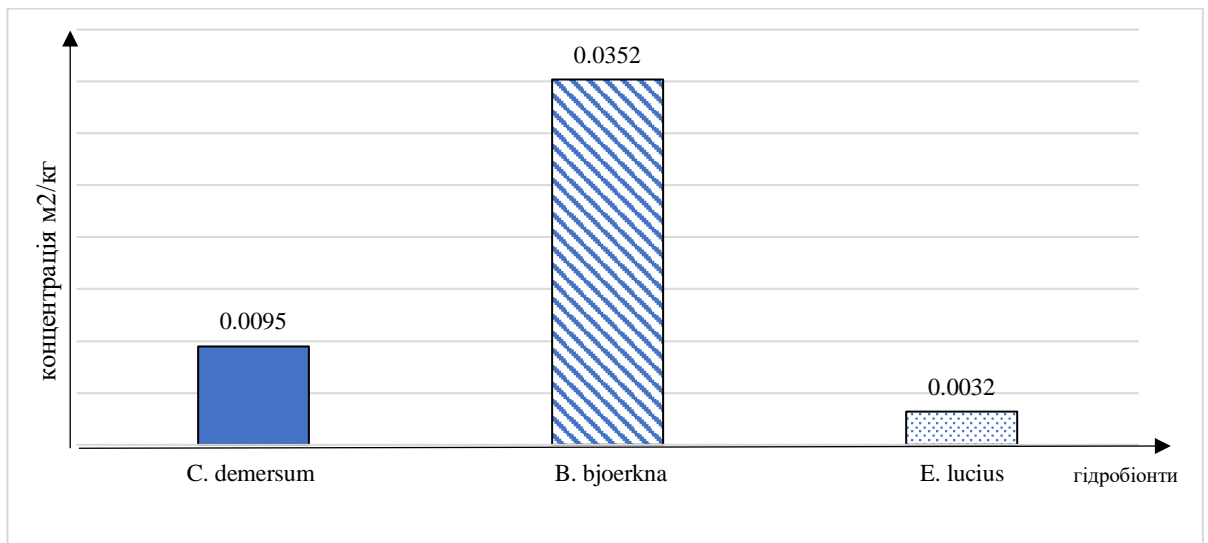


Рис. 5. 6. Вміст Cr^{+6} у гідробіонтах Канівського водосховища

За результатами проведених досліджень *C. Demersum* характеризувалась найбільшим серед усіх досліджуваних гідробіонтів вмістом цинку.

Таким чином, за вмістом в досліджуваних об'єктах токсичні метали можна ранжувати в наступному порядку $Zn^{2+} > Cr^{6+} > Hg^{2+}$ (табл.5.2.). Якщо вміст ртуті та хрому співвідноситься між собою, то вміст цинку на 3 порядки перевищує концентрацію хрому та ртуті в усіх досліджуваних гідробіонтах.

5.2. Біоаккумуляція токсичних металів Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «вода-гідробіонт»

Коефіцієнт біоаккумуляції є важливим показником при оцінці екологічних ризиків міграції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у водних екосистемах. Цей коефіцієнт використовується для оцінки ступеня концентрації шкідливих речовин у воді та їх перенесення через харчовий ланцюг. ТМ можуть накопичуватися в організмах, особливо у жирових тканинах. Коефіцієнт біоаккумуляції вказує на те, як швидко речовина накопичується в організмах, порівняно з її концентрацією у воді.

На підставі отриманих експериментальних та лабораторних досліджень було розраховано коефіцієнти біоаккумуляції для гідробіонтів Канівського водосховища *C. demersum*, *B. bjoerkna*, *E. lucius* (табл.5.3.).

Серед досліджених металів максимально високими значеннями коефіцієнтів біоаккумуляції у водному середовищі відрізняється Hg^{2+} (від 49,6 до 64,0), мінімальними – Cr^{6+} (від 0,09 до 3,7).

Хром порівняно з цинком та меркурієм, має загалом нижчу біодоступність в гідроекосистемі Канівського водосховища. По-перше, хром може існувати в різних окиснених формах, таких як Cr^{3+} і Cr^{6+} . Cr^{3+} є менш токсичною і менш розчинною формою хрому. У водному середовищі хром переважно знаходиться у формі Cr^{3+} , що знижує його біодоступність. По-друге, хром може утворювати комплекси з різними органічними та неорганічними речовинами у воді, такими як гумусні кислоти. Ці комплекси зменшують розчинність хрому і утримують його у менш біодоступній формі, що знижує його поглинання організмами. По-третє, низька абсорбція через шкіряні покриви.

Біоаккумуляція металів гідробіонтами

Метал	Вміст у воді, мг/л	Вміст у гідробіонтах, мг/кг сух.реч.	Коефіцієнт біоаккумуляції (Кб)
<i>C. demersum</i>			
Hg ²⁺	0,0001149±0,002	0,0074±0,001	64,4
Zn ²⁺	0,1985±0,0030	2,3658±0,241	11,9
Cr ⁶⁺	0,02244±0,007	0,0095±0,001	0,4
<i>B. bjoerkna</i>			
Hg ²⁺	0,0001149±0,002	0,0055±0,001	47,9
Zn ²⁺	0,1985±0,0030	1,9625±0,365	9,9
Cr ⁶⁺	0,02244±0,007	0,0352±0,0026	1,6
<i>E. lucius</i>			
Hg ²⁺	0,0001149±0,002	0,0061±0,002	53,1
Zn ²⁺	0,1985±0,0030	1,5688±0,345	7,9
Cr ⁶⁺	0,02244±0,007	0,00322±0,0001	0,1
	s ² (Кб)	v, % (Кб)	
Hg ²⁺	948,0	12,49	
Zn ²⁺	32,4	16,49	
Cr ⁶⁺	6,1	92,58	

Примітка: *різниця вірогідна при $p \leq 0,05$.

Значення коефіцієнтів біоаккумуляції у водному середовищі відрізняється. У Hg²⁺ (від 49,6 до 64,0) максимальні значення, мінімальними – Cr⁶⁺ (від 0,09 до 3,7) (рис.5.7).

Максимальну біодоступність меркурію можна пояснити розчинністю його багатьох сполук у воді та здатністю швидко дифундувати у водному середовищі, що оточує гідробіонтів.

Гідробіонти можуть пасивно всмоктувати меркурій через шкіру, жабри або інші респіраторні поверхні. Це особливо чутливо для речовин, які

знаходяться у розчиненому стані. Меркурій накопичується у харчовому ланцюзі, починаючи з простих організмів та досягаючи вищого рівня трофічної піраміди.

Кожен рівень харчового ланцюга сприяє накопиченню меркурію, що призводить до збільшення його біодоступності для гідробіонтів, які споживають ці організми. Деякі види гідробіонтів можуть мати обмежені механізми для метаболізму та виведення меркурію з організму. Це означає, що меркурій може накопичуватися в їхніх тканинах протягом тривалого часу, збільшуючи його біодоступність.

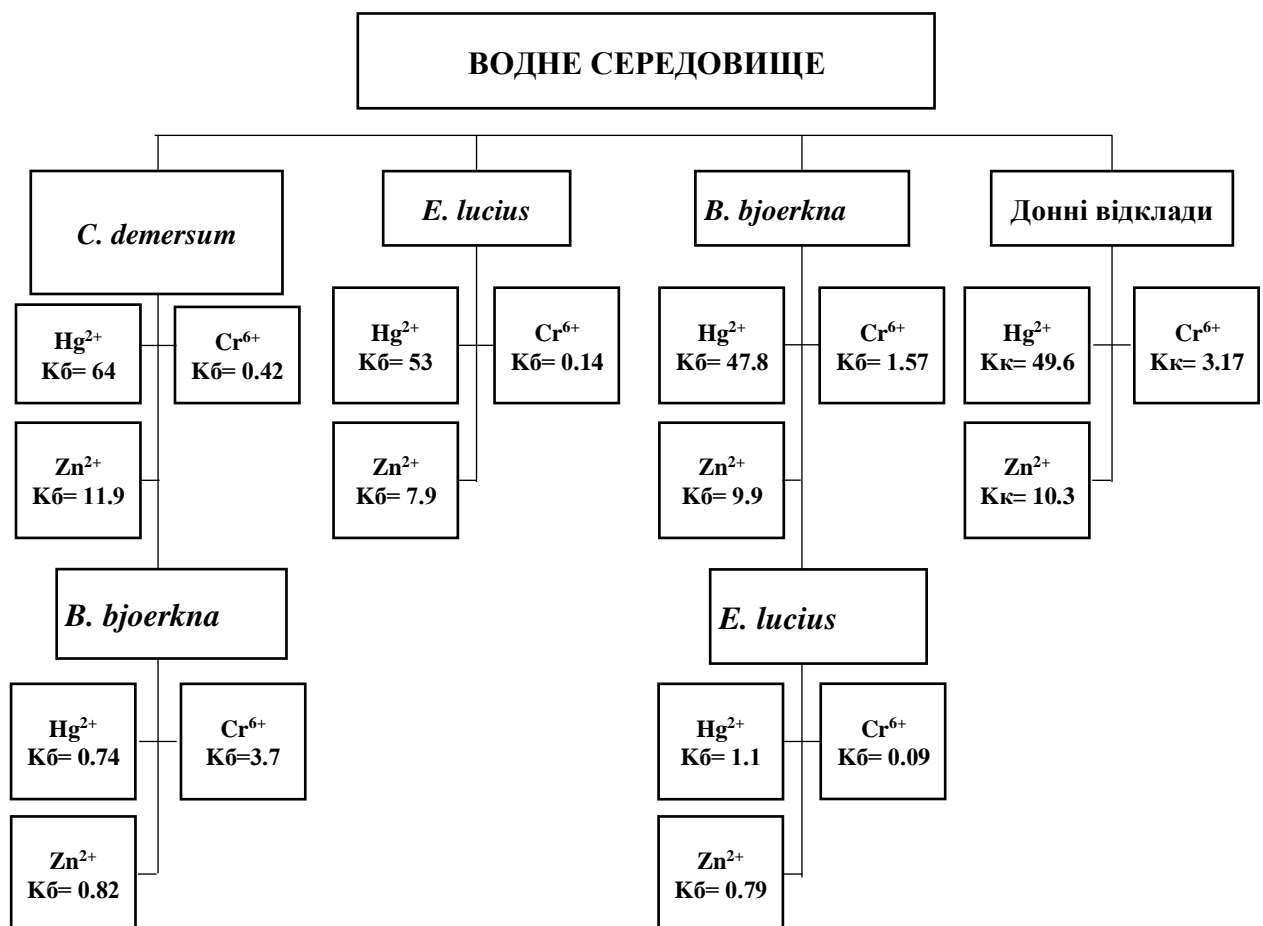


Рис. 5.7. Інтенсивність міграції/накопичення металів в системі «вода–гідробіонт» та «гідробіонт–гідробіонт»

Джерело: сформовано автором

Низькі значення Кб для хрому, можна пояснити тим, що іони цього металу мають відносно низьку здатність проникати через шкіру організмів. Це означає, що гідробіонти, особливо риби, менше поглинають хром через свою шкіру, порівняно з іншими речовинами. Специфіка метаболізму та виведення хрому з організму допомагають знижувати накопичення хрому в тканинах і підтримують низьку біодоступність цього металу.

Розрахунок коефіцієнтів варіації по коефіцієнтам біоаккумуляції ТМ засвідчив, що він найнижчий по цинку (29%), а найвищий по хрому (42,7 %), що відповідає сильній варіації > 33 %.

Отже, дані можуть мати деяку розбіжність відносно середнього значення, але загалом є відносно однорідними (табл.5.4).

Таблиця 5.4.

Показники варіації по коефіцієнту біоаккумуляції у водних локалітетах в Канівському водосховищі

Показник	Zn ²⁺	Cr ⁶⁺	Hg ²⁺
Середній показник Кб	6,9	1,5	36,0
Дисперсія	4,0	0,4	128,0
Коефіцієнт варіації (V), %	29,0	42,7	31,4

Аналіз результатів дозволив побудувати ряди накопичення токсичних металів для системи «вода-гідробіонт»: Hg²⁺ > Zn²⁺ > Cr²⁺.

Отже, процес накопичення Hg²⁺, Cr⁶⁺, Zn²⁺ організмами, що мешкають у водоймах, має свою видову специфіку та залежить від властивостей аллохтонного агенту та умов середовища. Hg²⁺, Zn²⁺ накопичуються інтенсивно і у водних рослинах, і у рибі, в той час як коефіцієнт біоаккумуляції Cr⁶⁺ є меншим у *C. Demersum* та у рибі-хижаку *E. Lucius*.

Коефіцієнти біоаккумуляції для Hg²⁺ у гідробіонтах зменшувались у ряду: *C. demersum* > *B. bjoerkna* > *E. lucius*.

Інтенсивність накопичення ТМ в організмі риб значною мірою визначається видовими особливостями. Різні види риб, що мешкають у одній

водоймі, суттєво відрізняються рівнями їх накопичення.

Висновки до розділу 5

Проаналізовано концентрації досліджуємих ТМ у водному середовищі та гідробіонтах *C. Demersum*, *B. Bjoerkna*, *E. Lucius* Канівського водосховища. Перевищень встановлених ГДК не виявлено. За вмістом токсичних металів у гідробіонтах метали можна ранжувати таким чином: $Zn^{2+} > Cr^{6+} > Hg^{2+}$.

Визначено, що вміст Hg^{2+} , Cr^{6+} та Zn^{2+} у донних відкладах значно більше, ніж у поверхневих водах Канівського водосховища. Це є свідченням накопичення та міграції токсикантів у донних відкладах, де вони можуть зберігатися багато років. Донні відклади можна розглядати як своєрідне депо токсичних металів.

Максимальну концентрацію Cr^{6+} зафіксовано у *B. bjoerkna*, в той же час, *C. demersum* характеризувався більшим вмістом Hg^{2+} та Zn^{2+} , порівняно з іншими досліджуваними гідробіонтами.

Досліджено інтенсивність біоаккумуляції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «вода–гідробіонт». Накопичення токсичних металів у системі «вода–гідробіонт» зменшувалось у ряду: $Hg^{2+} > Zn^{2+} > Cr^{6+}$.

Серед досліджуваних водних організмів найбільшими коефіцієнтами біоаккумуляції характеризувався *C. demersum*. Коефіцієнти біоаккумуляції для Hg^{2+} у гідробіонтах зменшувались у ряду: *C. demersum* > *B. bjoerkna* > *E. lucius*.

Було з'ясовано, що коефіцієнт біоаккумуляції ТМ є важливим показником при оцінці біодоступності та накопичення Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у водних екосистемах. Його визначення має важливе значення не тільки в екологічних та екотоксикологічних аспектах впливу антропогенної діяльності на стан гідробасейну Київської області, але й у прийнятті рішень щодо контролю забруднення та охорони водних ресурсів. Доведено, що

досліджені гідробіонти Канівського водосховища є особливо вразливими до накопичення меркурію у своїх тканинах. Така тенденція може негативно впливати на екологічну рівновагу водної екосистеми Обухівського району та мати серйозні наслідки водних організмів, а також людей, які споживають забруднену рибу. Перспективами проведених досліджень є подальший моніторинг та прогнозування екологічних ризиків міграції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у водних екосистемах.

Результати досліджень, представлені у розділі 5 та опубліковано у працях автора [10;11;12].

Список використаних джерел до розділу 5

1. Яцик А. В., Яцик В. А. Канівське водосховище. Енциклопедія Сучасної України: енциклопедія [електронна версія]. Київ: Інститут енциклопедичних досліджень НАН України, 2012. Т. 12. URL: <https://esu.com.ua/article-9315>.
2. Клименко М. О., Залеський І. І. Збалансоване використання водних ресурсів. Рівне. 2016. 337 с.
3. Бюлетень забруднення поверхневих вод на території Київської області за II квартал 2020 № 2/110/. Київ, 30.07. 2022 р. 8 с.
4. Звіт про стратегічну екологічну оцінку плану Комплексної програми охорони навколишнього природного середовища на території Обухівської міської об'єднаної територіальної громади на 2020 – 2025 роки. К.: ТОВ «Еколого-експертна аналітика», 2020. 49 с.
5. Безсонний В. Л., Некос А. Н., Сапун А. В. Екологічна оцінка якості води Канівського водосховища. Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2022. Вип. 38. С. 85–96. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2022-38-08>.
6. Офіційний сайт Управління Державного агентства меліорації та рибного господарства у м. Києві та Київській області URL: http://kv.darg.gov.ua/_pro_upravlinnja_0_2_menu_0_1.html

7. Тіхонов А. В., Новіцький Р.О. Особливості живлення щуки звичайної (*Esox lucius*) Дніпровського водосховища Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: Матеріали VII Міжнародної наукової конференції. Дніпропетровськ: Адверта, 2013. С. 116-117.
8. Morel F. M., Kraepiel A. M. The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 1998. Vol. 29, PP. 543–566.
9. Большой Д. В., Пихтеева О. Г., Трахтенберг І. М., Шафран Л. М. Ртуть у ХХІ столітті. Від постановки проблеми до її вирішення. Одеса Фенікс, 2020. 240 с.
10. Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Екологічний моніторинг вмісту Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «грунт–рослина», «вода–гідробіонт» Обухівського району Київської області. *Україна – ЄС: проблеми наукової та галузевої інтеграції*: Матеріали V Всеукраїнської заочної науково-практичної конференції. Харків, 31 січня – 01 лютого 2020. С. 43–46.
11. Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Екологічна оцінка вмісту ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) і цинку (Zn^{2+}) у складниках екосистем (на прикладі Обухівського району Київської області). *Екологічні науки*. № 5 (32). 2020. С. 62–70.
12. Бондар О. І., Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Біоаккумуляція ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у екосистемах Обухівського району Київської області. *Екологічні науки*. 2021. № 2 (35). С. 90-93.

РОЗДІЛ 6

ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ ОСОБЛИВОСТЕЙ МІГРАЦІЇ Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} В СИСТЕМІ «ВОДА–ГРУНТ–БІОТА»

6.1. Обґрунтування впливу Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} на навколишнє природне середовище в контексті формування сучасної парадигми екологічних знань

Термін «соціоекосистема» відображає взаємозв'язок між соціальними системами (людьми, суспільством) та екологічними системами (природними екосистемами). У випадку соціоекосистеми «вода–грунт–біота–людина», це означає, що взаємодія між водою, ґрунтом, біотою (рослинами, тваринами, мікроорганізмами) та людиною визначає стан і функціонування даної системи.

Пізнання явища екотоксичності у соціоекосистемі спонукало конкретизувати термінологічний блок, головними з котрих є екотоксичність (як явище), соціоекосистема (як матеріально-енергоінформаційна система), аллохтонний агент (що є прямим, або опосередкованим мотиватором явища), буферна система соціоекосистеми (що формує імунітет іманентний, існуючий завдяки діючій павутині видимих і прихованих зв'язків, та набутий в результаті екотоксичності – трансцедентний), хроніка фаз соціоекосистеми в часі, сценарії дивергенції екотоксичності в результаті біфуркації тощо (рис.6.1).

Соціоекосистема – це жива система, яка має такі облігатні іманентні властивості, що є похідними павутини явних та прихованих зв'язків структурної організації, а також саморозвиток, самоорганізацію, відкритість (дисипативність), високу щільність та активність та специфічність прямих та зворотніх внутрішніх зв'язків, що відокремлює її (соціоекосистему) від сусідніх соціоекосистем рівної або вищої ієрархії (рис. 6.1) [1]. У цій соціоекосистемі вода, ґрунт і біота взаємодіють між собою. Вода може

впливати на якість ґрунту, розподіл та доступність поживних речовин для рослин і мікроорганізмів

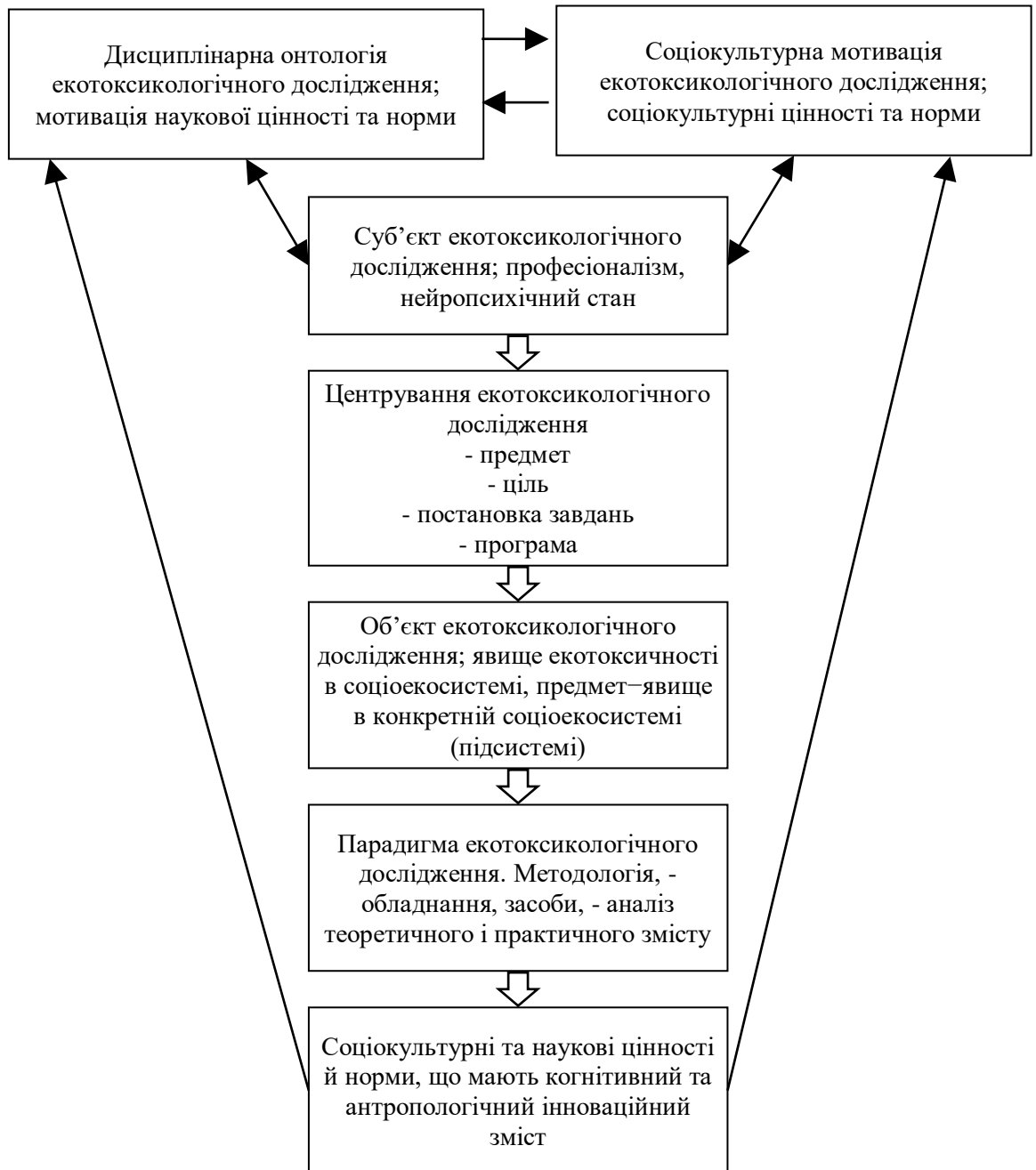


Рис. 6.1. Парадигма пізнання явища екотоксичності у соціоекосистемі

Джерело: узагальнено автором

Ґрунт, у свою чергу, впливає на зберігання та фільтрацію води, а також на доступність поживних речовин для рослин. Біота, включаючи рослини, тварин та мікроорганізми, взаємодіє з водою та ґрунтом, виконуючи різні

екологічні функції, такі як фотосинтез, розклад органічних речовин, запилення тощо.

Людина впливає на соціоекосистему через свою діяльність. Використання води для питного водопостачання, зрошення полів або промислового використання може змінювати водний режим і якість води. Агрохімікати, використання добрив та інші пестициди можуть впливати на якість ґрунту та функціонування популяцій флори і фауни. Водосховища, спорудження гідроелектростанцій та інші водні споруди можуть змінювати гідрологічний режим та екосистему водних об'єктів. Розуміння і керування цією соціоекосистемою важливе для забезпечення сталого використання водних ресурсів, збереження біорізноманіття та забезпечення життєдіяльності людей і природних ландшафтів. Це вимагає інтегрованого підходу, що поєднує науку, органи управління, соціальні аспекти та участь громади для досягнення екологічно збалансованого та соціально справедливого розвитку.

Аллохтонні агенти, якими є досліджувані Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} як зовнішій чинник, мають соціокультурне (техногенне) та природне походження. Механізм впливу аллохтонного агента на соціоекосистему можна формалізувати як взаємодію його рецепторних локацій з рецепторними локаціями певної підсистеми, що породжує рефлексійний ефект взаємної направленості, або однонаправленості, створюючи явище синергізму (рис.6.2).

Розглядаючи сценарії вірогідного впливу аллохтонного агента, можна виділити чотири головні вектори: дія алохтонного агента нігілюється імунітетом соціоекосистеми; дія алохтонного агента збуджує у процесі біфуркації та флуктуативного процесу до критичних меж, не порушуючи розвиток соціоекосистеми; конвертація дії алохтонного агента до руйнації та хаосу; конвертація дії алохтонного агента у гормезисний тип розвитку. Виникає небезпека термодинамічного розбалансування, що у свою чергу

призводить до зниження природно-ресурсного потенціалу соціоекосистеми різних ієрархічних порядків.



Рис. 6.2. Поведінка аллохтонних агентів у навколишньому природному середовищі

Джерело: розроблено автором

Аллохтонні речовини поділяються на водні (гідрофільні речовини); атмосферні (леткі та газоподібні сполуки) та біогенні мігранти (доступні та засвоювані для живих організмів). У той же час можливий перехід полютанта з водної фази до газоподібної чи до тканин та органів біотичної складової екосистем. Біогенний шлях міграції є дуже важливим для популяцій живих організмів. За механізмом цей шлях є найскладнішим. Рослини та тварини здатні накопичувати стійкі хімічні сполуки. Споживання організмами вищих трофічних рівнів автотрофів та консументів першого порядку призводить до їхньої біоаккумуляції. (рис. 6.3) Цей механізм пов'язаний з біомагніфікацією (багатократне збільшення концентрації у біологічних тканинах).

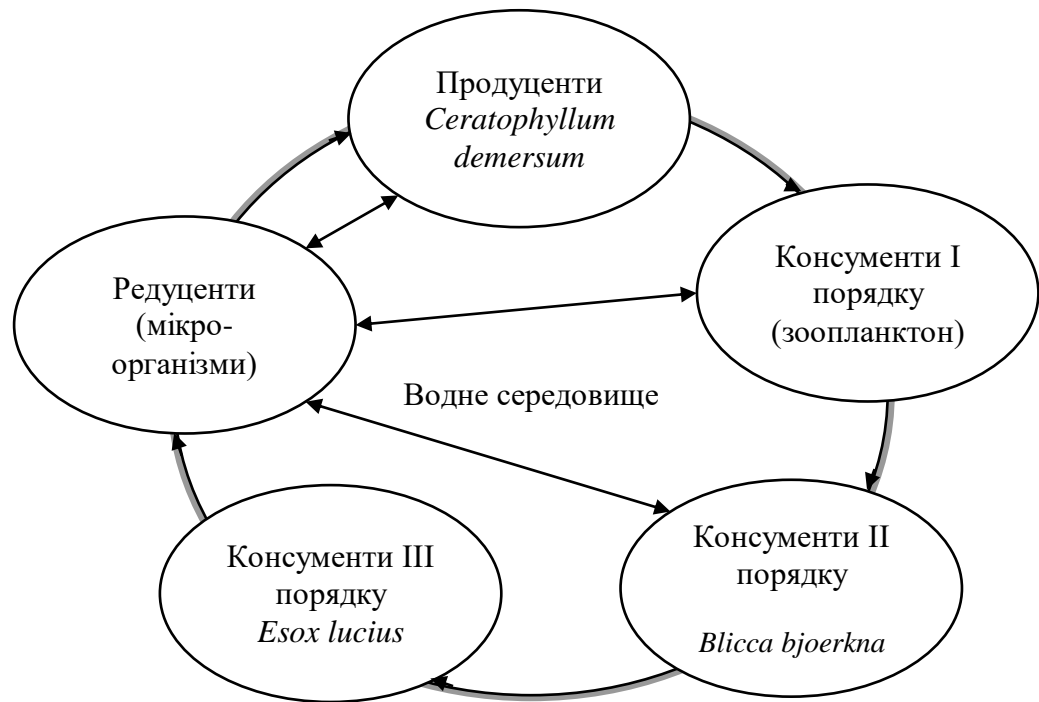


Рис. 6.3. Функціональні зв'язки між складовими гідроекосистеми Канівського водосховища

Джерело: сформовано автором

Це твердження є правильним лише в умовах наземних екосистем для алохтонних речовин, наприклад, для меркурію [2;3]. Очікуваного підвищення концентрації не відзначається з таких причин: передача хімічної речовини можлива лише за умов існування простих трофічних ланцюгів, що складаються з монофагів. Але більшість консументів споживають кілька харчових об'єктів, які можуть належати до різних трофічних ланцюгів. У водних екосистемах основним джерелом надходження хімічних речовин є водне середовище. Таким чином, важливим фактором є не хімічний склад їжі, а відносна площа поверхні тіла або асимілюючих органів. Ось чому найбільша концентрація поллютантів фіксується у дрібній рибі фітопланктоні.

Накопичення хімічних речовин відбувається у певних органах або тканинах, розмір яких визначає загальну кількість накопиченого забруднювача. Наприклад, більший вміст органічних сполук меркурію та пестицидів реєструється у тварин, які мають більші запаси жиру [4]. Серед усіх закономірностей функціонування системи організм є середовищем найбільш загальним, про що існують твердження про тісну взаємодію та

діалектичну єдність організмів та їхнє середовище існування. Тому середовище визначає можливість існування життя та його окремих проявів.

Це узагальнення у найбільш зрозумілій формі було сформульовано В. І. Вернадським [5] і отримало назву закону єдності організму та середовища. Життя існує в результаті постійного обміну речовиною та інформацією на основі енергетичного потоку та сумісній єдності довкілля та організмів, які в ньому мешкають. Пов'язане це з активністю усіх біосистем. А оскільки відносини організму та його середовища є системними, то діє принцип екологічної відповідності: форма існування організму завжди відповідає умовам його життя. Якщо розглянути цю закономірність, то формулюється правило відповідності умов середовища життя генетичній обумовленості організму: вид організмів може існувати до тих пір і стільки, скільки середовище, яке його оточує, сумісне з його генетичними можливостями пристосування конкретного виду до динамічних змін умов середовища [6].

На думку українських вчених В. П. Гандзюри, В. В. Грубінко, що адекватні оцінки стану якості середовища є можливими у випадку конкретної системи. Найбільш інформативною для організму, популяції та угруповання є оцінювання якості середовища за критерієм благополуччя біосистем. За умов різного ступеня антропогенного навантаження на біоценози є необхідність порівнювання значень відповідних параметрів з референційними з метою їхньої екологічної оцінки. Референційні або еталонні умови це умови, що створюються в екосистемах, які перебувають у природному або неістотно порушеному стані [7; 8; 9].

Наші висновки, зроблені на підставі отриманих результатів спостереження, узагальнення аналітичних досліджень, узгоджуються з думкою вищенаведених авторів, що важливим методичним аспектом для проведення досліджень з екологічного оцінювання стану НПС за впливу ТМ є критерії для визначення контрольної пробної ділянки: ідентичні ґрунтові, кліматичні, географічні, метеорологічні умови. Такою дослідною локацією було обрано

територію об'єкту ПЗФ «Урочище Калинове», с. Витачів. Оцінюючи зміни якості середовища чи стану екосистем у цілому необхідно переходити від оцінок змін конкретних показників до визначення відповідних екологічних ризиків.

6.2. Екологічні аспекти оцінки впливу аллохтонних агентів

Hg²⁺, Cr⁶⁺, Zn²⁺ на соціоекосистему

Оцінювання екологічних особливостей міграції меркурію (Hg²⁺), хрому (Cr⁶⁺) та цинку (Zn²⁺) в системі «вода–грунт–біота» є важливим кроком у розумінні впливу ТМ на наземні та водні екосистеми. Цей процес оцінки дозволяє встановити розподіл, трансформацію та акумуляцію зазначених металів у середовищі, а також їхній вплив на живі організми.

Отримані результати аналітичних досліджень довели, що вміст меркурію, хрому та цинку у ґрунті на досліджуваних локалітетах і в обраних об'єктах НПС не перевищував встановлених для цих металів ГДК. Вміст Cr⁶⁺ у біоті, в якості продуктів харчування, не регламентується за чинними нормативами [10]. Найбільшою концентрацією у ґрунті, воді та біоті характеризувався цинк. За концентрацією у компонентах систем «ґрунт–рослина» та «вода–гідробіонт» вміст досліджуваних металів зменшувався у ряду: Zn²⁺ > Cr⁶⁺ > Hg²⁺. Цей порядок може бути обумовлений декількома факторами. По-перше, різні метали мають різні хімічні властивості, що впливають на їх поведінку в природних системах. Залежно від властивостей металів, вони можуть бути розчиненими у воді, зв'язаними з ґрунтом або поглинутими рослинами по-різному.

Індикатором накопичення ТМ у біологічних об'єктах є Кб. Якщо порівняти значення цього коефіцієнту для фітокомпонентів у водній екосистемі та наземній екосистемі, спостерігаємо суттєву різницю (рис.6.4.). У водному середовищі Кб максимальний при акумуляції у водних рослинах з донних відкладень, майже у 10–100 разів вище, ніж у ґрунті наземних

екосистем. Щодо цинку спостерігається така ж тенденція, але перевищення відбувається у 2–3 рази. В той же час інтенсивність накопичення хрому фітобіотою у воді значно менше. Такий порядок також може бути пов'язаний з рівнем доступності металів для живих організмів. Наприклад, цинк (Zn^{2+}) може бути легше доступним для поглинання рослинами, оскільки він є необхідним мікроелементом для їхнього нормального зростання та функціонування. У той же час, меркурій може бути менш доступним для рослин, і навпаки, у водному середовищі має тенденцію до більшої акумуляції у живих організмах. Дослідження Канівського водосховища ми порівняли з дослідженнями накопичення ТМ в басейні річок Дніпра та Десни. Відповідно Д. В. Лукашовим доведено, що просторова динаміка накопичення Zn^{2+} молюсками відображає динаміку концентрації цинку у воді. Спостерігаються процеси накопичення цинку донними відкладеннями і в той же час відмічено його підвищений вміст в *Anodonta Anatina* (Linnaeus, 1758) [11].

Проведеними дослідженнями доведено, що за Критерієм Фішера, інтенсивність накопичення меркурію гідробіонтами (*C. demersum*, *B. bjoerkna*, *E. lucius*) у гідроекосистемі достовірно більша, ніж досліджуваним наземним видом рослин *T. Officinale* ($F_{пр} > F_{табл.}$, $F_{пр} = 948$, $F_{табл. 0,05} = 19,5$). Аналогічна закономірність спостерігалась для цинку ($F_{пр} > F_{табл.}$, $F_{пр} = 32,4$, $F_{табл. 0,05} = 19,5$).

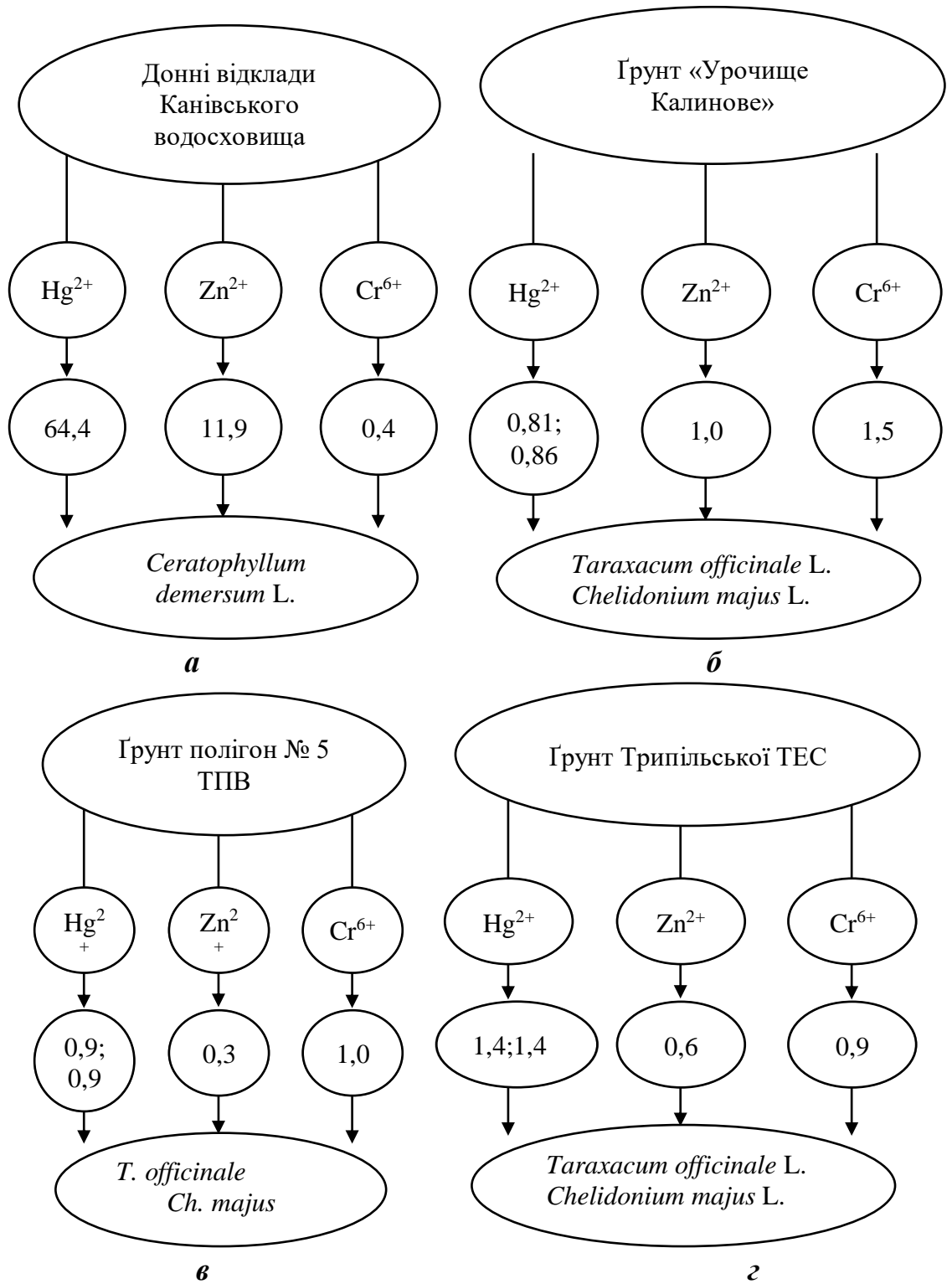


Рис. 6.4. Коефіцієнти біоаккумуляції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «середовище-фітобіота»

(а – Канівське водосховище, б – Урочище «Калинове»; в – полігон № 5 ТПВ; г – Трипільська ТЕС)

Джерело: узагальнено автором

Слід зазначити, що достовірна різниця коефіцієнтів біоаккумуляції для

хрому між наземним видом рослин та гідробіонтами була відсутня ($F_{пр} < F_{табл.}$, $F_{пр} = 6,1$, $F_{табл. 0,05} = 19,5$) [14].

Гідроекосистема Канівського водосховища може бути дуже чутлива до змін у природних умовах під антропогенним впливом. Забруднення води, зміни рівня води, засмічення берегової зони, надмірне зарегулювання стоку, забруднення стічними водами, розораність берегів, інтродукція нових видів, вплив риболовлі та інші фактори можуть мати великий вплив на функціонування гідроекосистеми. Тому важливо задіювати збалансоване управління водними ресурсами, з урахуванням їхньої екологічної цінності та сталого розвитку.

Доведено, що у *C. Demersum* максимальний Кб. Велика різноманітність і значна кількість природних і штучно створених водойм в Україні обумовлюють велику різноманітність риб, умов їхнього існування та розподілу у екосистемах. Іхтіофауна є основою у формуванні трофічних ланцюгів водних біоценозів, а також слугує індикатором екологічного стану водойм, чутливо реагуючи на погіршення умов існування скороченням своєї чисельності, ареалів, частковим чи повним зникненням у водоймах. Інтенсивність накопичення ТМ в організмі риби значною мірою визначається видовими особливостями. Різні види риб, що мешкають у одній водоймі, суттєво відрізняються рівнями накопичення токсичних металів. Відповідно традиційній теорії біоконцентрування, вміст ТМ в організмі риб тим вищий, чим вище їхній трофічний рівень.

Однак, така тенденція є підтвердженою лише для накопичення цинку. Концентрація цього елемента в організмі хижих риб є вищою, ніж його вміст у бентофагах. У Канівському водосховищі на прикладі хижака-іхтіофага *E. lucius* висвітлено, що процес накопичення металів залежить не лише від трофічного рівня риби, але й від типу та спектру живлення, маси тіла, особливостей фізіології та асоційованості з субстратом. *E. lucius* є необхідною раціональною частиною гідроекосистеми. Якщо чисельність

цього їжіофага зменшується, відповідно збільшується чисельність дрібної риби. Таким чином, у трофічному ланцюзі безпосередньо відбувається процес зменшення вмісту одних хімічних елементів та одночасне накопичення інших (рис. 6.5)

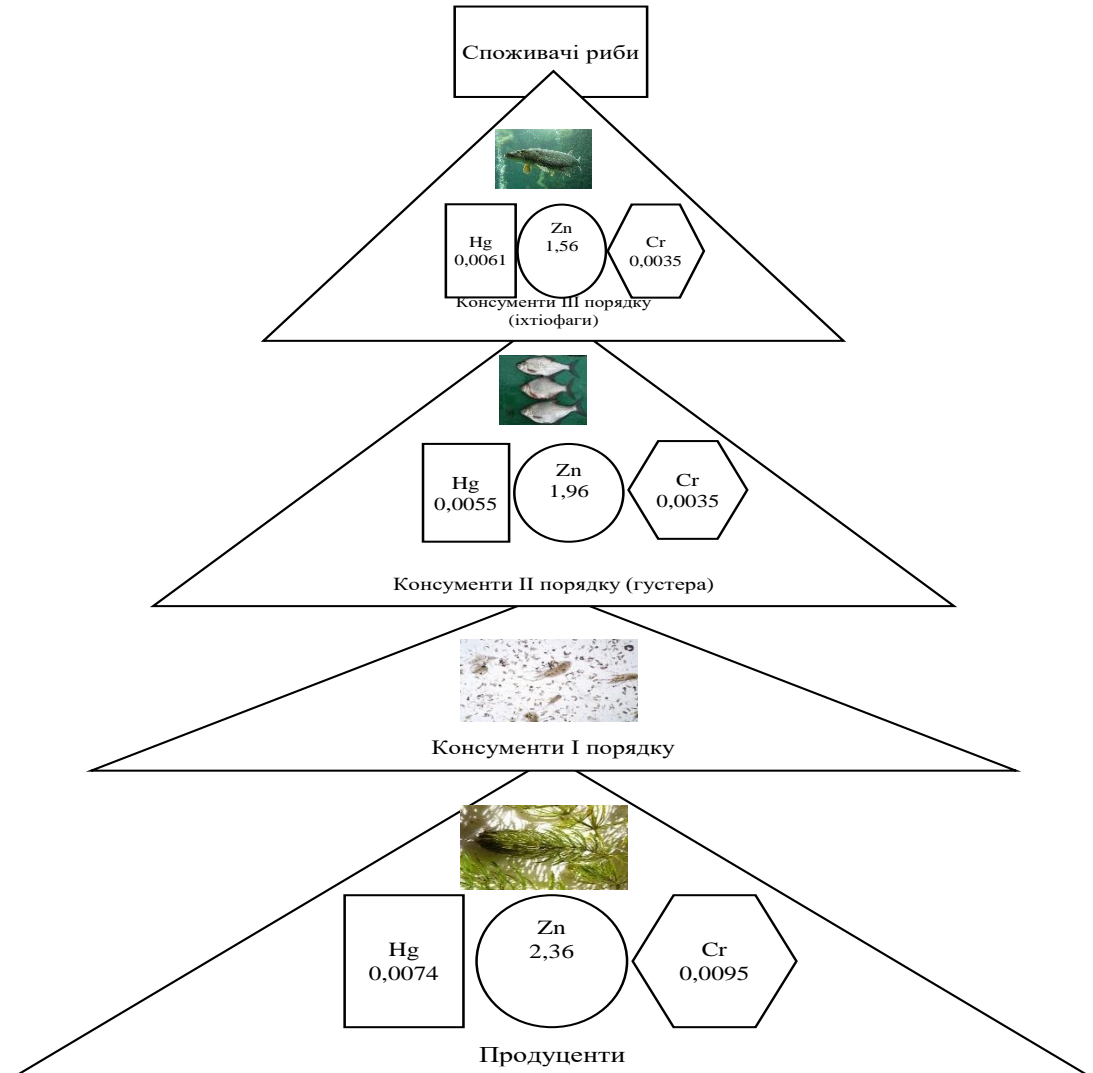


Рис. 6.5. Концентрації ТМ (мг/кг) в еколого-трофічній піраміді (на прикладі об'єктів досліджень екосистеми Канівського водосховища)

Джерело: узагальнено автором

Надходження токсикантів антропогенного походження в екосистемі можна розділити на кілька етапів. Початковими акумуляторами металів у цьому процесі є підсистеми «Ґрунт» та «Вода». Після цього, ключовими

аккумуляторами металів стають підсистеми «Фітоценоз» та «Гідробіонти», оскільки більша частина металів переноситься через фітокомпонент та біотичну складову. Після входження токсиканта до «воріт» екосистеми на другому етапі міграції алохтонних речовин (Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+}) відбувається їхнє біохімічне та геохімічне накопичення через фізіологічні та геохімічні реакції. Цей процес значно впливає на біопродукційний процес у подальшому.

Екологічні особливості міграції цих металів у системі «вода–грунт–біота» включають такі аспекти. Відбувається перенесення у водному середовищі. ТМ можуть потрапляти до водних джерел через різні джерела, такі як промислові викиди, сільськогосподарські добрива, стічні води тощо. Їх розподіл у водному середовищі залежить від розчинності та інших фізико-хімічних властивостей. Після того, як токсичні метали потрапляють до води, вони можуть перейти в ґрунт через інфільтрацію та депозицію. З водного середовища в ґрунт ТМ переходять через процеси осадження та адсорбції. Потім вони мігрують у ґрунті. Розподіл металів у ґрунті залежить від його фізико-хімічних властивостей, таких як рН, структура ґрунту, наявність органічних речовин та інших факторів. І остаточним етапом є акумуляція ТМ в біоті. Рослини та інші організми можуть поглинати метали з ґрунту або води через корені та інші частини тіла. Це може стати на шляху міграції металів у харчовий ланцюг, оскільки рослини можуть бути з'їдені тваринами. Рослини із значною здатністю накопичувати ТМ можна розглядати як потенційні фіторемедіатори забруднених ґрунтів.

Оцінювання екологічних особливостей міграції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «вода–грунт–біота» складалося з таких етапів: збір проб середовища (вода, ґрунт, рослини, риби), аналіз вмісту металів, визначення розподілу та концентрацій металів у різних компонентах системи, а також оцінку їхнього накопичення в біоті.

Отже, отримані дані дозволили встановити рівень забруднення

середовища металами, ідентифікувати джерела забруднення, оцінити потенційний ризик для екосистем та здоров'я людей, а також розробити план заходів для мінімізації впливу цих металів на довкілля. Такі оцінки можуть допомогти у встановленні екологічних стандартів та прийнятті заходів для зменшення впливу токсичних металів на систему «вода–грунт–біота».

Висновки до розділу 6

Отже, гідроекосистема Канівського водосховища та наземні екосистеми Обухівського району, як антропогенно порушені (Трипільська ТЕС, полігон ТПВ) так і такі, що можна розглядати як контрольні (територія об'єкту ПЗФ «Урочище «Калинове») сформувалися як соціоекосистеми «вода–грунт–біота–людина».

Наші дослідження стосувалися водних та біогенних мігрантів (Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+}). Вплив цих ТМ можна констатувати як дію, що нігілюється імунітетом соціоекосистеми та збуджує у процесі біфуркації флуктуативний процес до критичних меж, не порушуючи розвиток соціоекосистеми Канівського водосховища та Обухівського району. В контексті формування сучасної парадигми екологічних знань вплив Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} доцільно розглядати як такий, що може призвести до небезпеки термодинамічного розбалансування, що у свою чергу призводить до зниження природно-ресурсного потенціалу соціоекосистеми різних ієрархічних порядків.

Основні результати досліджень за даним розділом опубліковано в науковій статті [2, 12].

Список використаних джерел до розділу 6

1. Реймерс Н. Ф. Екологія (теорії, закони, правила, принципи та гіпотези). 1994. 367 с.
2. N. Ryzhenko, D. Zhavryda, Y. Bokhonov, D. Ryzhenko. Mercury contamination in soil, water, plants and hydrobionts in Kyiv and Kyiv region. *Polish*

Journal of soil science. vol. LIV/1. 2021. P.185-189. DOI: 10.17951/pjss/2021.54.1.185.

3. Diwa RR, Deocarís CC, Geraldo LD, Belo LP. Monitoring and quantification of the complex bioaccumulation process of mercury ion in algae by a novel aggregation-induced emission fluorogen. *Heliyon*. 2023. Apr 28. 9(5). Doi: 10.1016/j.heliyon.2023. URL: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/37305506/>.

4. Shi X. L. , Zhang W. Experimental study on release of heavy metals in sediment under hydrodynamic conditions. 2018. IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 208. 012040. URL: <https://doi:10.1088/1755-1315/208/1/012040>.

5. Вибрані наукові праці академіка В. І. Вернадського К. : Фоліант, 2012. Т. 3: Хімічна будова біосфери землі та її оточення. 665 с.

6. Кунах О. М., Жуков О. В. Соціальна екологія. Дніпро, 2021. 61 с.

7. Гандзюра В. П. Концепція шкодочинності в екології: монографія. Київ-Тернопіль: Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. 144 с.

8. Гандзюра В. П. Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами. Київ: ВГЛ «Обрії», 2002. 248 с.

9. Арсан О. М. Нова концепція в гідроекології – нові можливості системної оцінки негативних впливів на екосистеми. *Гідробіологічний журнал*. 2010. Т. 46. № 2. С.115–117.

10. Державні гігієнічні правила і норми «Регламент максимальних рівнів окремих забруднюючих речовин у харчових продуктах» (Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 13.05.2013 № 368 (зі змінами). Додаток. Глава 3 «Метали». URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0774-13>.

11. Лукашов Д. В. Накопичення важких металів молюсками *Anodonta Anatina* в умовах надходження комунально-побутових стічних вод у річкову екосистему. *Гідробіологічний журнал*. 010. Т. 46, № 2. С.71–82.

12. Бондар О. І., Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Біоаккумуляція меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у екосистемах Обухівського району Київської

області. *Екологічні науки*. № 2 (35). 2021. С. 90-93. DOI
<https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.2-35.15>

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі на основі теоретичних узагальнень та експериментальних досліджень висвітлено екологічні особливості міграції ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в системі «вода–грунт–біота» на прикладі екосистем Обухівського району Київської області. Аналіз результатів досліджень дав змогу зробити такі висновки:

1. Було визначено вміст токсичних металів у ґрунті природних та трансформованих ландшафтів Обухівського району Київської області. Найбільшим вмістом Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} характеризувався ґрунт полігону побутових відходів (полігон ПВ №5, с. Підгірці), найменшим – проби ґрунту, які було відібрано у об'єкті природно-заповідного фонду (ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове», с. Витачів), що, вочевидь, пов'язано із різним ступенем полікомпонентного антропогенного навантаження.

2. Виявилось, що найбільший вміст Cr^{6+} у фітомасі *T. officinale* зафіксований у локалітеті полігону побутових відходів; найбільшим вмістом Zn^{2+} характеризувався контрольний локалітет (ландшафтний заказник місцевого значення «Урочище «Калинове», с. Витачів). Відповідно доведено лінійну залежність вмісту Hg^{2+} та Cr^{6+} у фітомасі *T. officinale* від концентрації металів у ґрунті (коефіцієнт кореляції 0,99), що свідчить про закономірність пропорційного збільшення концентрації цих металів у рослинах із збільшенням їх вмісту у ґрунті.

3. Встановлено, що у фітомасі *Ch. majus* максимальним вмістом Hg^{2+} характеризувався локалітет полігону побутових відходів, мінімальним – локалітет об'єкту природно-заповідного фонду. За вмістом Hg^{2+} у фітомасі *Ch. majus* досліджувані території можна ранжувати таким чином: «полігон ТПВ № 5» > «Трипільська ТЕС» > «Урочище «Калинове».

4. За інтенсивністю біоаккумуляції *T. officinale* політантів з ґрунту на досліджуваних територіях отримано такий ряд металів: Cr^{6+} > Hg^{2+} > Zn^{2+} . За

інтенсивністю біоаккумуляції ртуті у *Ch. majus* локації можна ранжувати таким чином: «Трипільська ТЕС» > «полігон ТПВ № 5» > «Урочище «Калинове»».

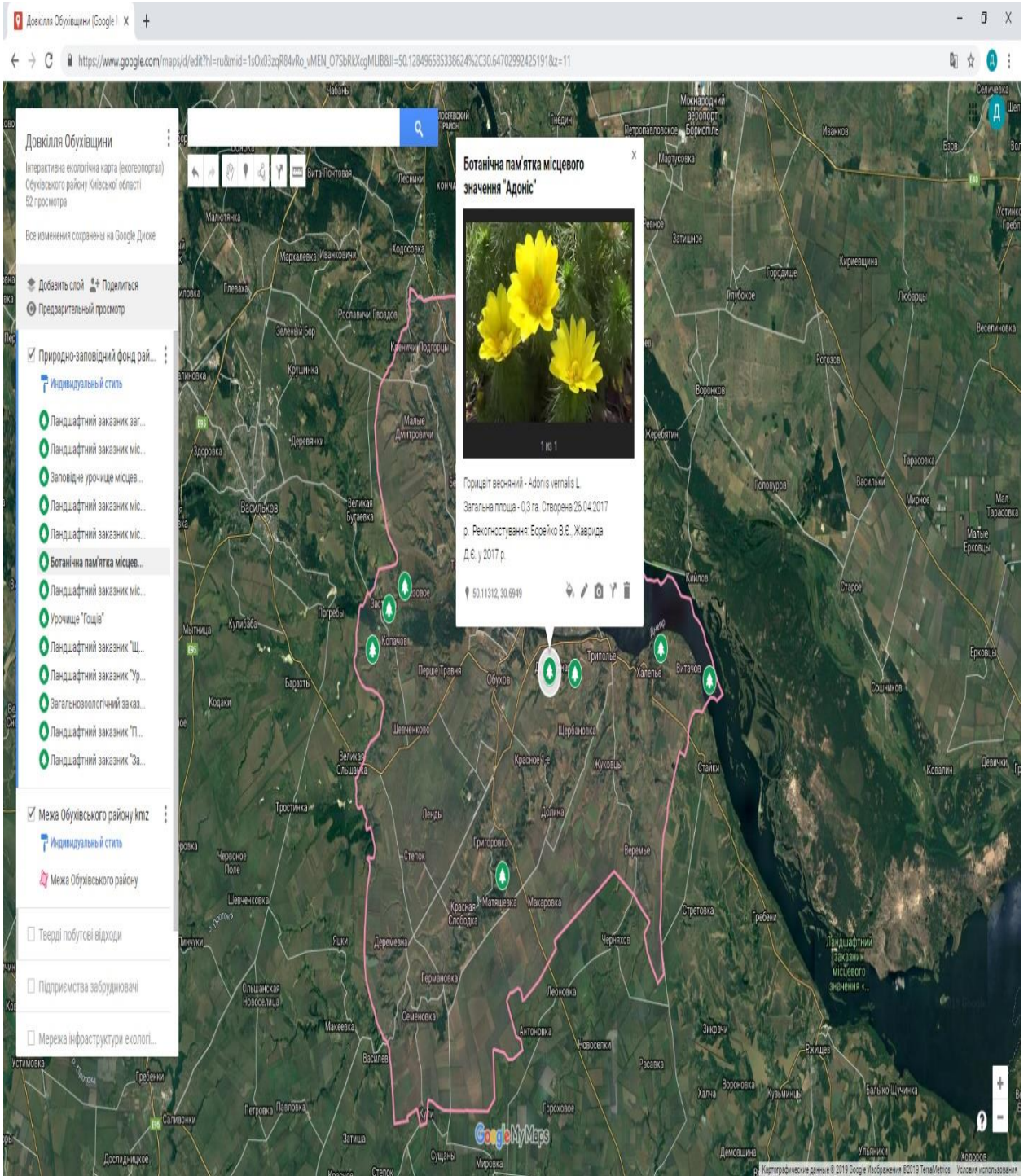
5. Визначено, що вміст Hg^{2+} , Cr^{6+} та Zn^{2+} у донних відкладах суттєво більший, ніж у поверхневих водах Канівського водосховища. Максимальну концентрацію Cr^{6+} зафіксовано у *B. bjoerkna*, в той же час, *C. demersum* характеризувався більшим вмістом Hg^{2+} та Zn^{2+} , порівняно з іншими досліджуваними гідробіонтами.

6. Було досліджено інтенсивність біоаккумуляції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} у системі «вода–гідробіонт». Накопичення токсичних металів у системі «вода–гідробіонт» зменшувалось у ряду: $\text{Hg}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cr}^{6+}$. Серед досліджуваних водних організмів найбільшими коефіцієнтами біоаккумуляції характеризувався *C. demersum*. Коефіцієнти біоаккумуляції для Hg^{2+} у гідробіонтах зменшувались у ряду: *C. demersum* > *B. bjoerkna* > *E. lucius*.

7. Обґрунтовано екологічні особливості міграції Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «вода–грунт–біота». Відповідно доведено, що інтенсивність накопичення ртуті тест-організмами *C. demersum*, *B. bjoerkna*, *E. lucius* у гідроекосистемі достовірно більша (за критерієм Фішера), ніж *T. officinale* у системі «грунт–рослина», що свідчить про вищу біодоступність ртуті у водному середовищі. Відтак ртуті слід вважати індикаторним забрудником при моніторингу та контролі токсичних металів у екосистемах Обухівського району Київської області.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

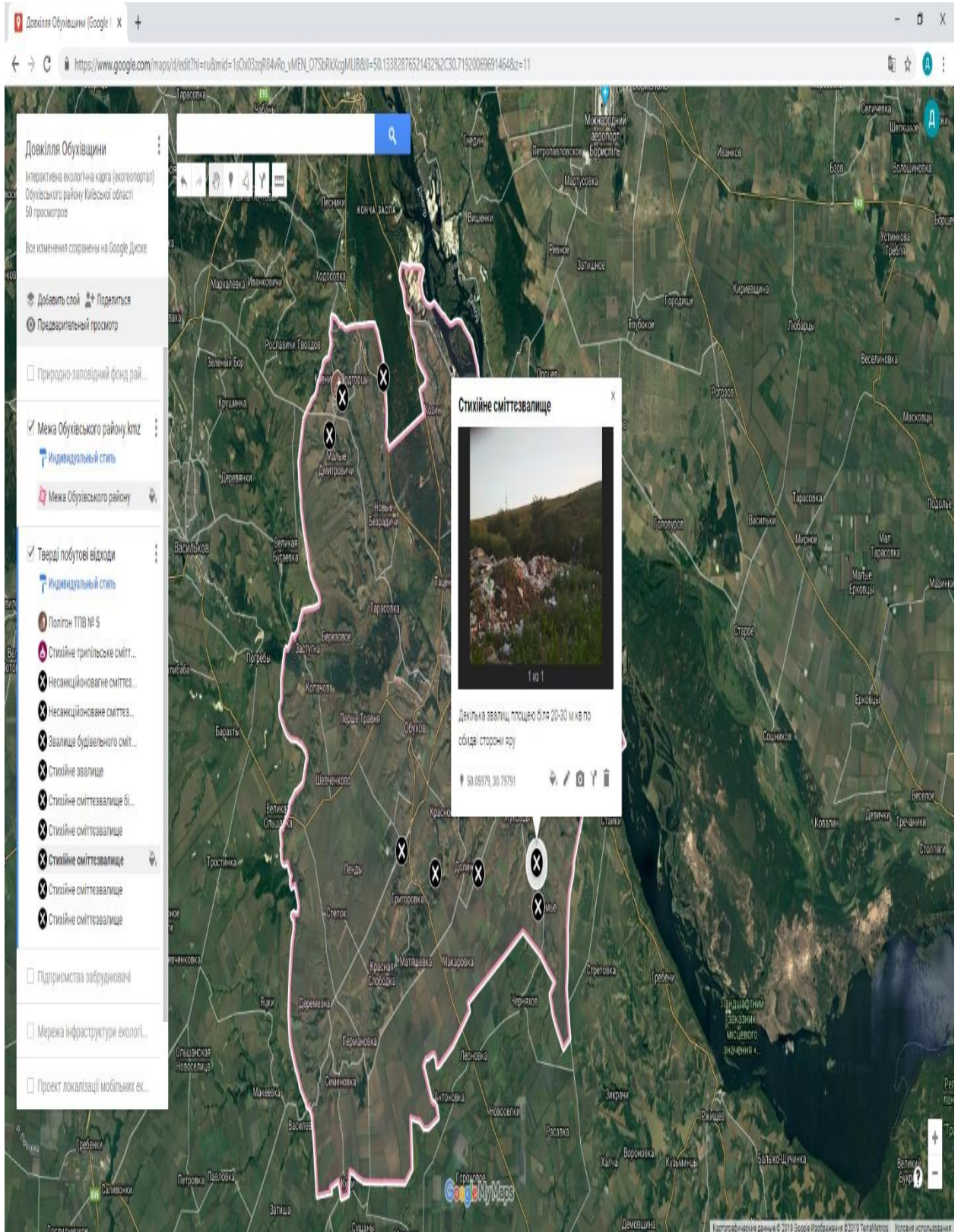


Картосхема розташування сміттєзвалищ та полігонів ТВП в

Обухівському районі

Джерело: розроблено автором

ДОДАТОК Б



Розташування підприємства-забруднювачів НПС на території Обухівського району

Джерело: розроблено автором

ДОДАТОК В



ОБУХІВСЬКА РАЙОННА ДЕРЖАВНА АДМІНІСТРАЦІЯ
КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

ОБУХІВСЬКА РАЙОННА ВІЙСЬКОВА АДМІНІСТРАЦІЯ
КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

вул. Малишка, 10, м. Обухів, Київська обл., 08700, тел. (04572) 5-09-16, 5-09-20
e-mail: zagvid@obukhovrda.gov.ua, сайт: www.obuhivrda.gov.ua, код згідно з ЄДРПОУ 04054725

від _____ 20__ р. № _____ На № _____ від _____ 20__ р.

ДЗ «Державна екологічна
Академія післядипломної
освіти та управління»

АКТ

про практичне впровадження результатів дисертаційного
дослідження здобувача ступеня доктора філософії за спеціальністю 101-
екологія (10-природничі науки) Жавриди Д.Є. в органі державної
виконавчої влади

Обухівська районна військова (державна) адміністрація Київської області доводить до відома, що результати дисертаційного дослідження аспірантки ДЗ «Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління» Жавриди Д.Є. «Екологічні особливості міграції ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в системі «вода - ґрунт - біота» (на прикладі екосистем Обухівського району Київської області)», а саме обґрунтування необхідності проведення моніторингових досліджень у Обухівському районі Київської області та результати Розділу II дисертації, було покладено в звітні стани навколишнього природного середовища Обухівського району Київської області 2019-2022 рр., матеріали роботи є базовою основою Паспорту екологічного стану Обухівського району 2019 – 2022 рр.

Роль автора в роботах та проектах полягає в розробці моделей методів та засобів динамічних сценаріїв екологічного моніторингу довкілля Обухівського району Київської області, які забезпечують підвищення рівня управління антропогенним впливом на довкілля району.

Отримані Жавридою Д.Є. результати наукових досліджень та створений екогеопортал «Довкілля Обухівщини» - інтерактивна екологічна карта, яка акумулює всю поточну екологічну інформацію, були використані в роботі



Продовження додатку В

2

сектору екології та природних ресурсів Обухівської районної військової (державної) адміністрації в 2019-2022 роках та слугували для прийняття управлінських рішень.

Тимчасово виконуючий обов'язки
голови адміністрації



Ярослав СВАРИЧЕВСЬКИЙ

ДОДАТОК Г



КИЇВСЬКИЙ
КАРТОННО-ПАПЕРОВИЙ
КОМБІНАТ



PULP MILL
SOLUTIONS

ПрАТ «Київський картонно-паперовий комбінат»
08700 Україна, м. Обухів, Київська обл., вул. Київська 130
тел. +38(04572) 76-300, 76-440
Факс: +38(04572) 76-540
Email: info@papir.kiev.ua
www.papir.kiev.ua

Код ЄДРПОУ 05509659
ІПН 055096510163

**Акт про практичне впровадження результатів
дисертаційного дослідження здобувача ступеня доктора
філософії за спеціальністю 101- екологія (10-природничі
науки) Жавриди Д.Є.**

Складений про те, що результати дисертаційного дослідження аспіранта ДЗ «Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління» Жавриди Д.Є. «Екологічні особливості міграції меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в системі «вода - ґрунт - біота» (на прикладі екосистем Обухівського району Київської області)», а саме результативна оцінка вмісту Cr^{6+} у поверхневих водах Канівського водосховища (м. Українка), використано в випробувальній санітарно-промисловій лабораторії ПАТ «Київський картонно-паперовий комбінат».

Даним актом підтверджуємо, що отримані Жавридою Д.Є. результати наукових досліджень про виявлення екологічних особливостей міграції хрому шестивалентного в екосистемі за допомогою моніторингових досліджень у поверхневих водах Канівського водосховища (м. Українка) апробовано на підприємстві за акредитованою методикою МВВ № 081/12-0114-03 «Поверхневі, підземні та зворотні води. Методика виконання вимірювань масової концентрації хрому загального, хрому (VI) та хрому (III) екстракційно-фотоколориметричним методом з дифенілкарбазидом» та зроблені певні порівняння.

Результати порівнянь можуть бути використані для розробки методики виконання вимірювань масової концентрації токсичних металів.

Головний інженер



О.В. Кравченко

ДОДАТОК Д

КИЇВСЬКА МІСЬКА
ДЕРЖАВНА АДМІНІСТРАЦІЯ



АКЦІОНЕРНЕ ТОВАРИСТВО
«КИЇВСПЕЦТРАНС»

УКРАЇНА 04200 КИЇВ | ПР. Т. ПРАВДИ, 85 | ТЕР. (044) 400-49-54 | ТЕЛ./ФАКС: (044) 449-92-62

Вих № 397/01
« 08 » 05 2023 р.

**Довідка про практичне впровадження результатів
дисертаційного дослідження здобувача ступеня доктора
філософії за спеціальністю 101- екологія (10-природничі
науки) Жавриди Д.Є.**

Результати дисертаційного дослідження аспіранта ДЗ «Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління» Жавриди Д.Є. «Екологічні особливості міграції ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в системі «вода - ґрунт - біота» (на прикладі екосистем Обухівського району Київської області)», а саме екологічне оцінювання вмісту та біоаккумуляції ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у системі «ґрунт-рослина» в зоні розташування полігону ТПВ №5 використано для екологічних звітів підприємства.

Жавридою Д.Є. доведено, що найбільшим вмістом Hg, Cr, Zn з усіх локалітетів характеризувався ґрунт у Підгірцях (полігон №5), перевищень ГДК зазначених токсичних металів не зафіксовано. Найбільшим вмістом хрому у фітомасі *Taraxacum officinale* L. характеризувався, також, локалітет полігону.

Таким чином, результати проведених досліджень екологічних особливостей міграції ртуті (Hg^{2+}), хрому шестивалентного (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в системі «ґрунт-рослина» використані в 2021 році при реалізації проекту «Реконструкція та технічне переоснащення полігону твердих побутових відходів № 5 у с. Підгірці Обухівського району Київської області. Рекультивация ділянки № 1», а саме виконанні заходів післяпроектного моніторингу згідно з висновком з оцінки впливу на довкілля, задля попередження забруднень токсичними металами та покращення екологічної ситуації регіону.

Голова Правління



Андрій ГРУЖИНСЬКИЙ

ДОДАТОК Е



ДЕРЖАВНА СЛУЖБА УКРАЇНИ
З ПИТАНЬ БЕЗПЕЧНОСТІ ХАРЧОВИХ
ПРОДУКТІВ ТА ЗАХИСТУ СПОЖИВАЧІВ
Держпродспоживслужба

**ГОЛОВНЕ УПРАВЛІННЯ
ДЕРЖПРОДСПОЖИВСЛУЖБИ
В КИЇВСЬКІЙ ОБЛАСТІ**

вул. Паркова, 34А, м. Вишневе,
Бучанський район,
Київська область, 08134,
тел. (044) 406-38-13
E-mail: gu@dpssko.gov.ua
сайт: www.oblvvet.org.ua,
код згідно ЄДРПОУ 40323081

STATE SERVICE OF UKRAINE
ON FOOD SAFETY
AND CONSUMERS PROTECTION
SSUFSCP

**MAIN ADMINISTRATION
OF SSUFSCP
IN KYIV REGION**

34A, Parkova str., Vyshneve,
Buchanskyi district
Kyiv region, 08134
phone: (044) 406-38-13
E-mail: gu@dpssko.gov.ua
WEB: www.oblvvet.org.ua
код згідно ЄДРПОУ 40323081

№ _____ від _____ 20__ р. на № _____ від _____ 20__ р.

**ДЗ «Державна екологічна
Академія післядипломної
освіти та управління**

АКТ

впровадження результатів дисертаційної роботи у навчальний процес

Найменування пропозицій: результати дисертаційної роботи Жавриди Дар'ї Євгеніївни «ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ МЕРКУРІЮ (Hg^{2+}), ХРОМУ (Cr^{6+}) та ЦИНКУ (Zn^{2+}) В СИСТЕМІ «ВОДА - ҐРУНТ – БІОТА» (на прикладі екосистем Обухівського району Київської області)», поданої на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю «101-Екологія».

Зв'язок роботи з навчальними програмами: Програма навчання, затверджена Мінсільгосппрод України від 27 травня 1996 року № 158.

Порядок одержання допуску (посвідчення) на право роботи, пов'язаної з транспортуванням, зберіганням, застосуванням та торгівлею пестицидами і агрохімікатами, затверджений наказом Головного управління Держпродспоживслужби в Київській області від 03.02.2020 №882-ОД.

Ефективність та форма впровадження: результати дисертаційного дослідження щодо вивчення



іх особливостей міграції токсичних
Головне управління Держпродспоживслужби в Київській
області
№Вих-10-3.1/2502-23 від 09.05.2023
КЕП: ВАСИЛЕНКО І.І. 09.05.2023 14:04
248197DDEA1B977E50400000FAD05E800CDAD403
Сгенеровано системою 16.01.2023 11:01 за 16.01.2023 11:00


Продовження додатку Е

металів ртуті (Hg^{2+}), хрому шестивалентного (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в системі «вода - ґрунт - біота», екологічне оцінювання вмісту та біоаккумуляції ртуті (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у системі «ґрунт-рослина» та «вода-гідробіонт», обґрунтована екотоксична дія зазначених металів використовується при викладанні лекцій на тему: «Забруднення навколишнього середовища пестицидами і агрохімікатами», «Охорона атмосферного повітря, ґрунту, водних джерел від забруднення пестицидами і агрохімікатами».

Застосування теоретичних узагальнень та результатів дисертаційної роботи, на прикладі екологічного впливу токсичних металів на екосистему Обухівського району Київської області, у навчальному процесі сприяє поглибленню тематичних знань та більш ефективній підготовці фахівців, які працюють у сфері застосування, зберігання та транспортування пестицидів і агрохімікатів та для суб'єктів господарювання, які займаються торгівлею пестицидами та агрохімікатами.

Строки впровадження: 2020-2022рр.

Начальник управління
фітосанітарної безпеки



Іван ВАСИЛЕНКО

ДОДАТОК Ж

Затверджую

Перший проректор з науково-педагогічної роботи,
д.фіз.-мат.н., проф.,
 С.Г. Фінін
« _____ » 2023 р.

АКТ

впровадження результатів дисертаційної роботи

Найменування пропозиції: результати дисертаційної роботи Жавриди Дар'ї Євгеніївни «ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ МЕРКУРІЮ (Hg^{2+}), ХРОМУ (Cr^{6+}) та ЦИНКУ (Zn^{2+}) В СИСТЕМІ «ВОДА - ҐРУНТ – БІОТА» (на прикладі екосистем Обухівського району Київської області)», поданої на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю «101- Екологія».

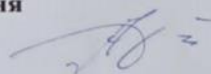
Зв'язок роботи з науковими програмами: робота включена до програми наукових досліджень «Розробити методологію моніторингу біогенних елементів та поліюантів ландшафтів в системі «ґрунт - атмосфера - рослина» (Державний реєстраційний номер 0119U103966 (2019-2022 рр.)

Ефективність та форма впровадження: результати дисертаційного дослідження щодо вивчення екологічних особливостей міграції токсичних металів меркурію (Hg^{2+}), хрому шестивалентного (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в системі «вода - ґрунт - біота», екологічне оцінювання вмісту та біоаккумуляції меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у системі «ґрунт-рослина» та «вода-гідробіонт», обґрунтовані відповідні матеріали досліджень, в яких використано та апробовано різноманітний арсенал сучасних методів: натурні; лабораторні методи; екологічні; математичні; статистичні та загальнонаукові методи використовуються при викладанні дисципліни «ОСНОВИ ЕКОТОКСИКОЛОГІЇ» ДЗ «ДЕА».

Застосування теоретичних узагальнень та результатів дисертаційної роботи у навчальному процесі сприяє поглибленню тематичних знань та більш ефективній підготовці фахівців ОР «Магістр» за спеціальністю 101 – «Екологія»

Терміни впровадження: 2020-2022 р.

Директор ННІ Екобезпеки та управління
д.геол.наук, професор



О.А. Улицький

ДОДАТОК К

**СПИСОК ПРАЦЬ ЗДОБУВАЧА, ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА
ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ**

Статті у фахових наукових виданнях

1. Шевченко Р. Ю., Жаврида Д. Є. Концепція теорії управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу. *Екологічні науки*. № 1 (24). 2019. С. 51–56. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-1-24-1-8>.
2. Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Екологічна оцінка вмісту меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) і цинку (Zn^{2+}) у складниках екосистем (на прикладі Обухівського району Київської області). *Екологічні науки*. № 5 (32). 2020. С. 62–70. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.5-32.10>.
3. Бондар О. І., Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Біоаккумуляція меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) у екосистемах Обухівського району Київської області. *Екологічні науки*. № 2 (35). 2021. С. 90-93. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.2-35.15>.

Статті у виданнях, включених до міжнародних наукових баз Scopus

4. Nataliia Ryzhenko, Daria Zhavryda, Yurii Bokhonov, Dmytro Ryzhenko. Mercury contamination in soil, water, plants and hydrobionts in Kyiv and Kyiv region. *Polish Journal of soil science*. vol. LIV/1. 2021. P.185–189. DOI: <https://journals.umcs.pl/pjss/article/view/12746>.
5. Oleh Ulytskyi, Olena Sukhina, Valentyna Antonenko, Nataliia Ryzhenko, Daria Zhavryda. Methods of Valuation of Ecosystem Assets and their Assimilation. *Scientific Horizons*. 24(12).2021.70–83. DOI: [https://doi.org/10.48077/scihor.24\(12\).2021.70-83](https://doi.org/10.48077/scihor.24(12).2021.70-83).

Тези і матеріали конференцій

6. Жаврида Д., Риженко Н. Екологічні проблеми природних систем Обухівського району Київської області. *Екологічні проблеми навколишнього середовища та раціонального природокористування в контексті сталого розвитку*: матеріали IV-ї Міжнародної науково-практичної конференції, Херсон, 21–22 жовтня, 2021. С. 98–101.

7. Риженко Н. О., Жаврида Д. Є. Екологічний моніторинг вмісту Hg^{2+} , Cr^{6+} , Zn^{2+} в системі «грунт-рослина», «вода-гідробіонт» Обухівського району Київської області. *Україна – ЄС: проблеми наукової та галузевої інтеграції*: Матеріали V Всеукраїнської заочної науково-практичної конференції. Харків, 31 січня – 01 лютого 2020. С. 43–46.

8. Жаврида Д. Є. Екотоксикологічна характеристика небезпечності ртуті, хрому та цинку для довкілля. *Продовольча та екологічна безпека в умовах війни та повоєнної відбудови: виклики для України та світу*: Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції секція 2: Післявоєнне відновлення рослинних ресурсів та екологічна безпека країни. Київ, 25 травня 2023. С. 289–29

ДОДАТОК Л

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Проректор з наукової та міжнародної діяльності

Сумського національного аграрного університету,
д.с.-г.н., професор

Юрій ДАНЬКО

ВИСНОВОК ЗАСІДАННЯ КОМІСІЇ З БІОЕТИКИ

від «9» листопада _____ р. протокол № 3

Комісія з біоетики Сумського національного аграрного університету, затверджена рішенням вченої ради СНАУ протокол № 5 від «3» жовтня 2022 р. в складі:

Голова комісії: Шкромада Оксана Іванівна, д.вет.н., професор, завідувач кафедри акушерства та хірургії;

Заступник голови комісії: Хмельничий Леонтій Михайлович, д.с.-г.н., професор, завідувач кафедри генетики, селекції та біотехнології тварин;

Секретар: Чекан Олександр Миколайович, к.вет.н., доцент кафедри акушерства та хірургії;

Члени комісії:

Касяненко Оксана Іванівна, д.вет.н., професор, завідувач епізоотології та паразитології;

Петров Роман Вікторович, д.вет.н., професор, завідувач кафедри вірусології, патанатомії та хвороб птиці;

Улько Лариса Григорівна, д.вет.н., професор, завідувач кафедри фармакології, терапії та клінічної діагностики;

Фотіна Ганна Анатоліївна, д.вет.н., професор, професор кафедри ветсанекспертизи, мікробіології, зоогієни та безпеки і якості продуктів тваринництва.

Комісія вивчила матеріали експериментальних досліджень аспірантки кафедри екології та ботаніки Жавриди Дар'ї Євгеніївни на тему: «Екологічні особливості міграції меркурію (Hg^{2+}), хрому (Cr^{6+}) та цинку (Zn^{2+}) в системі «вода - ґрунт - біота» (на прикладі екосистем Обухівського району Київської області)», проведені на різних біотест-організмах, в тому

Продовження додатку Л

2

числі рибі (*Esox lucius* та *Blicca bjoerkna*) виловленої в польових умовах з природної водойми Канівського водосховища в м. Українка Обухівського району Київської області. Експериментальні дослідження щодо виявлення вмісту токсичних металів (меркурію, хрому, цинку) проводились протягом 2020-2022 рр. та використовувалась незначна кількість особин риб.

Висновок: При проведенні експериментальних досліджень Жавридою Д.Є. за темою дисертації на здобуття наукового ступеня доктора філософії зі спеціальності 101- «Екологія», були дотримані всі біотичні вимоги, згідно Закону України «Про захист тварин від жорстокого поводження» № 440-IX від 14.01.2020.

Підписи:

Голова комісії

Секретар комісії



Оксана ШКРОМАДА

Олександр ЧЕКАН