

Міністерство освіти і науки України
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

Навчально-науковий інститут екології, зеленої енергетики та сталого розвитку

Кафедра екології та менеджменту довкілля

До захисту допущено

Кафедрою екології та менеджменту довкілля протокол № _____ від _____

В.о. завідувача кафедри _____ Андрій АЧАСОВ
(підпис) (ім'я, прізвище)

« _____ » _____ 2026 р.

Кваліфікаційна робота
здобувача першого (бакалаврського) рівня вищої освіти
(першого (бакалаврського) / другого (магістерського))

Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Сіверський Донець у межах
Чугуївського району Харківської області
(назва роботи)

Спеціальність (спеціалізація) _____ 101 Екологія
(код та найменування спеціальності; спеціалізації спеціальності - за наявності)

Освітня програма _____ Екологія
(назва освітньої програми)

Виконавець _____ Артем СКЛЯРОВ
(підпис) (ім'я, прізвище)

Науковий керівник _____ Олексій КРАЙНЮКОВ
(підпис) (ім'я, прізвище)

Харків – 2026

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ імені В. Н. КАРАЗІНА

Навчально - науковий інститут екології, зеленої енергетики та сталого розвитку
Кафедра екології та менеджменту довкілля
Рівень вищої освіти (освітньо-кваліфікаційний рівень) бакалавр
Спеціальність 101 Екологія

ЗАТВЕРДЖУЮ

В.о. завідувача кафедри

_____ / проф. Андрій АЧАСОВ
підпис ім'я та прізвище

“ 5 ” травня 2026 року

З А В Д А Н Н Я
НА КВАЛІФІКАЦІЙНУ РОБОТУ (ПРОЕКТ)

_____ Артему СКЛЯРОВУ _____
(ім'я та прізвище)

1. Тема роботи Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Сіверський Донець у межах Чугуївського району Харківської області

керівник роботи Олексій КРАЙНЮКОВ, д-р геогр. наук, професор
(ім'я, прізвище, науковий ступінь, вчене звання)

затверджені наказом по університету від “ _____ ” _____ 20__ року № _____

2. Строк подання студентом роботи 03 травня 2026 р.

3. Перелік питань, які потрібно розробити:

1. провести аналіз літературних джерел з питань оцінки якості поверхневих водних об'єктів;
2. опрацювати методику біотестування для визначення хронічної токсичності води та компонентного складу води;
3. узагальнити результати лабораторних досліджень;

4. визначити динаміку змін фізико-хімічних показників та рівнів токсичності води р. Сіверський Донець в межах Чугуївського району Харківської області.

4. План роботи

№ з/п	Назви етапів роботи
1	Оцінка ризиків для довкілля від потенційно небезпечних речовин
2	Застосування екотоксикологічних біотестів для оцінки стану та забруднення водних екосистем
3	Стан якості поверхневих вод річки Сіверський Донець в межах Чугуївського району Харківської області

5. Дата видачі завдання 17.05.2025 р.

Студент

підпис

Артем СКЛЯРОВ

ім'я і прізвище

Керівник роботи

підпис

проф. Олексій КРАЙНЮКОВ

посада, ім'я і прізвище

АНОТАЦІЯ

Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Сіверський Донець у межах Чугуївського району Харківської області

Артем СКЛЯРОВ

Кваліфікаційна робота «Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Сіверський Донець у межах Чугуївського району Харківської області» містить 59 сторінок, 4 розділи, 10 таблиці, 12 рисунків, 1 формулу та 42 використаних джерела.

Мета роботи: Провести оцінку стану якості поверхневих вод річки Сіверський Донець в межах Чугуївського району Харківської області.

Актуальність дослідження Річка Сіверський Донець є однією з найбільших водних артерій сходу України та важливим джерелом питного водопостачання, господарського використання і рекреаційних ресурсів для населення Харківської області. Вона протікає територією кількох областей і відіграє ключову роль у підтриманні екологічної рівноваги регіону.

Особливої уваги потребують локальні ділянки річки, зокрема в межах Чугуївського району Харківської області, де поєднується вплив урбанізованих територій, промислових об'єктів і сільськогосподарських угідь. У зв'язку з цим комплексна оцінка якості поверхневих вод і виявлення основних джерел забруднення є важливим завданням для забезпечення екологічної безпеки регіону та раціонального використання водних ресурсів.

Завдання:

Проаналізувати сучасний стан проблеми хімічного забруднення поверхневих вод та основні джерела антропогенного впливу на водні екосистеми.

Дослідити фізико-хімічні та токсикологічні показники якості води річки Сіверський Донець та суміжних водних об'єктів у межах Чугуївського району Харківської області.

Оцінити рівень забрудненості води за основними гідрохімічними показниками відповідно до діючих екологічних нормативів.

Визначити основні фактори та можливі джерела антропогенного впливу на стан водного середовища досліджуваної ділянки річки.

Провести комплексну оцінку екологічного стану поверхневих вод річки Сіверський Донець суміжних водних об'єктів.

Методи. Визначення хронічної токсичності води водного об'єкту, у лабораторії еколого-токсикологічних досліджень за допомогою методики біотестування на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg.

Результати. Встановлено, що упродовж року якість поверхневих вод характеризується відносною стабільністю в осінньо-зимовий період із локалізацією забруднення у зонах скиду стічних вод, тоді як навесні відбувається суттєве погіршення екологічного стану, що проявляється у зростанні токсичності та розширенні зон її поширення. Отримані результати свідчать про визначальний вплив сезонних гідрологічних процесів і антропогенних джерел забруднення на формування якості води досліджуваних водних об'єктів

Таким чином, аналіз за три сезони дозволяє зробити висновок про формування стійкого техногенного навантаження на водні об'єкти. Джерело забруднення має постійний характер, а існуючі процеси розбавлення та самоочищення не забезпечують досягнення нормативної якості води. Основними індикаторами забруднення виступають марганець і залізо, тоді як наявність хрому (VI) та періодичні перевищення міді підтверджують техногенну природу впливу. Загальний екологічний стан водної системи оцінюється як напружений із тенденцією до збереження хронічного забруднення.

ХІМІЧНЕ ЗАБРУДНЕННЯ, СПЕЦИФІЧНІ ПОКАЗНИКИ, БІОТЕСТУВАННЯ,
РІВЕНЬ ХРОНІЧНОЇ ТОКСИЧНОСТІ, ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ

ABSTRACT

Environmental Assessment of Surface Water Quality of the Siverskyi Donets within Chuhuiv District of Kharkiv Region

Artem SKLIAROV

The qualification work “Environmental Assessment of Surface Water Quality of the Siverskyi Donets River within Chuhuiv District of Kharkiv Region” consists of 59 pages, 4 chapters, 10 tables, 12 figures, 1 formula, and 42 references.

Purpose of the study: To assess the state of surface water quality of the Siverskyi Donets River within the Chuhuiv District of Kharkiv Region.

Relevance of the study: The Siverskyi Donets River is one of the largest water arteries in eastern Ukraine and an important source of drinking water supply, economic use, and recreational resources for the population of the Kharkiv region. It flows through several regions and plays a key role in maintaining the ecological balance of the area.

Particular attention should be paid to local sections of the river, especially within the Chuhuiv District of Kharkiv Region, where the impacts of urbanized areas, industrial facilities, and agricultural lands are combined. In this regard, a comprehensive assessment of surface water quality and identification of the main pollution sources is an important task for ensuring environmental safety and sustainable use of water resources.

Objectives:

- To analyze the current state of the problem of chemical pollution of surface waters and the main sources of anthropogenic impact on aquatic ecosystems.
- To investigate physicochemical and toxicological indicators of water quality of the Siverskyi Donets River and adjacent water bodies within the Chuhuiv District of Kharkiv Region.
- To assess the level of water pollution based on key hydrochemical indicators in accordance with current environmental standards.
- To identify the main factors and possible sources of anthropogenic impact on the state of the aquatic environment of the studied river section.

- To conduct a comprehensive assessment of the ecological condition of surface waters of the Siverskyi Donets River and adjacent water bodies.

Methods: Determination of chronic water toxicity was carried out in the laboratory of environmental toxicology using the biotesting method on crustaceans *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg.

Results: It was established that throughout the year, surface water quality is characterized by relative stability in the autumn–winter period with pollution localized in wastewater discharge zones, while in spring a significant deterioration of the ecological state occurs, manifested by increased toxicity and expansion of its distribution areas. The obtained results indicate the decisive influence of seasonal hydrological processes and anthropogenic pollution sources on the formation of water quality in the studied water bodies.

Thus, the analysis over three seasons allows concluding that a stable technogenic load is formed on water bodies. The pollution source is permanent, and existing processes of dilution and self-purification do not ensure compliance with regulatory water quality standards. The main indicators of pollution are manganese and iron, while the presence of chromium (VI) and periodic exceedances of copper confirm the technogenic nature of the impact. The overall ecological condition of the water system is assessed as stressed, with a tendency toward persistent chronic pollution.

CHEMICAL POLLUTION, SPECIFIC INDICATORS, BIOTESTING, CHRONIC TOXICITY LEVEL, SURFACE WATERS

ЗМІСТ

ВСТУП.....	9
РОЗДІЛ 1. ОЦІНКА РИЗИКІВ ЗДОРОВ'Ю ТА ЕКОЛОГІЇ ПОТЕНЦІЙНО ТОКСИЧНИМИ МЕТАЛАМИ ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ ВОДНИХ ОРГАНІЗМІВ	11
РОЗДІЛ 2. ЗАСТОСУВАННЯ ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНИХ БІОТЕСТІВ ДЛЯ ОЦІНКИ СТАНУ ТА ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ.....	16
2.1 Важливість водного біорізноманіття як біомоніторингових індикаторів забруднення	16
2.2 Методика біотестування для визначення хронічної токсичності води на ракоподібних <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg.....	18
2.3 Методика визначення загального мікробного числа (ЗМЧ).....	19
РОЗДІЛ 3. СТАН ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ В МЕЖАХ ЧУГУЇВСЬКОГО РАЙОНУ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	23
3.1. Гідрографічна характеристика річки Сіверський Донець.....	23
3.2 Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Сіверський Донець у межах Чугуївського району Харківської області	25
РОЗДІЛ 4. ОХОРОНА ПРАЦІ ПРИ ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕННЯХ РІЧОК.....	47
ВИСНОВКИ.....	49
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	54

ВСТУП

У сучасному суспільстві інтенсивне використання хімічних сумішей у різних сферах господарської діяльності, спрямоване на задоволення потреб людини, перетворилося на одну з значних екологічних проблем. Людина, тварини та інші живі організми постійно зазнають впливу тисяч хімічних речовин. При цьому значна частина цих речовин застосовується без достатньої екологічної та токсикологічної оцінки можливих ризиків для біотичної складової довкілля. Хімічні сполуки широко використовуються в сільському господарстві, фармацевтичній промисловості, косметології, виробництві барвників, харчових продуктів, текстилю та інших галузях. Відходи цих виробництв нерідко потрапляють у водні об'єкти - річки, моря, океани та інші прісноводні водойми.

Хімізація охопила практично всі ключові галузі: від інтенсивного сільського господарства та фармацевтики до тонкого органічного синтезу, косметології та хімічної та металургійної промисловостей. Специфіка сучасних технологічних циклів є такою, що значна частка побічних продуктів та відходів неминуче акумулюється у водних об'єктах. Річки, озера та моря стають кінцевими резервуарами для складної суміші поллютантів, що ставить під загрозу стабільність прісноводних ресурсів планети та здоров'я біологічних об'єктів.

Особливу небезпеку становить дифузне забруднення, обумовлене вимиванням агрохімікатів – добрив, пестицидів та гербіцидів – із сільськогосподарських угідь. Поверхневий стік та талі води транспортують ці речовини у поверхневі водойми, а фільтрація крізь ґрунтові горизонти призводить до контамінації підземних водоносних шарів. Наявність навіть незначних концентрацій ксенобіотиків запускає каскад негативних змін у водних екосистемах.

Важливу роль у функціонуванні водних екосистем відіграє фітопланктон, представлений різноманітними водоростями та мікроскопічними рослинами.

Він є основним джерелом живлення для багатьох гідробіонтів – равликів, комах, риб, ракоподібних та інших організмів. Одночасно фітопланктон виступає біоаккумулятором хімічних забруднювачів, що містяться у воді. Їх накопичення може призводити до токсичних ефектів як для водних організмів (зокрема дафній), так і для людини через механізми харчового ланцюга та біомагніфікації.

Хронічна токсичність дафній і церіодафній є важливим індикатором негативного впливу хімічних забруднювачів водного середовища, оскільки ці ракоподібні займають ключове місце в трофічній структурі водних екосистем. Завдяки своїй чутливості вони широко використовуються для оцінювання хронічної токсичності та екологічної небезпеки хімічних речовин у водних екосистемах.

Саме тому визначення фізико-хімічних та токсикологічних характеристик поверхневих вод із застосуванням хронічних біотестів на *Daphnia magna* Straus є важливим елементом природоохоронної діяльності у більшості розвинених країн.

РОЗДІЛ 1

ОЦІНКА РИЗИКІВ ЗДОРОВ'Ю ТА ЕКОЛОГІЇ ПОТЕНЦІЙНО
ТОКСИЧНИМИ МЕТАЛАМИ ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ ВОДНИХ ОРГАНІЗМІВ

Потенційно токсичні метал(и)оїди (ПТМ) – це неорганічні елементи (метали/металоїди), які мають шкідливий біологічний вплив, коли їхні концентрації надмірно присутні в живих організмах та екосистемах [1]. Вони відомі своєю стійкістю в навколишньому середовищі, екологічною токсичністю та схильністю до біоаккумуляції у водних та наземних харчових ланцюгах [2-8]. До поширених металів цієї категорії належать алюміній, кадмій, кобальт, хром, мідь, залізо, свинець, марганець, ртуть, нікель та цинк, тоді як металоїди, що становлять загрозу для навколишнього середовища, включають миш'як, сурму та селен [9]. ПТМ походять з широкого спектру природних та антропогенних джерел. Деякі з них присутні в природі завдяки геологічним процесам, таким як вивітрювання гірських порід, виверження вулканів, лісові пожежі, гідротермальні джерела та геохімічні цикли. Однак промислова діяльність, сільськогосподарська практика, урбанізація, побутові відходи, транспорт, спалювання, морська та прибережна діяльність є основними антропогенними джерелами, які значно підвищують їх концентрацію та мобільність в екосистемах [1, 10-11].

Деякі металоїди, включаючи кобальт, мідь, залізо, марганець, селен та цинк, є біологічно важливими в слідових кількостях, але у високих концентраціях вони стають токсичними. Наприклад, хоча мідь є важливим мікроелементом, що діє як каталітичний кофактор у ключових біологічних процесах, включаючи мітохондріальне дихання, метаболізм заліза, активацію нейропептидів та формування сполучної тканини, надлишкові рівні можуть генерувати активні форми кисню (АФК), що призводить до окисного пошкодження ДНК, білків та ліпідів [12], [13]. І навпаки, деякі металоїди, такі як миш'як, свинець, ртуть та кадмій, не мають відомої біологічної функції навіть у низьких концентраціях і, отже, є несуттєвими та шкідливими для

навколишнього середовища та здоров'я людини [13]. Хронічний вплив ПТМ може призвести до канцерогенних, нефротоксичних, нейротоксичних, імунотоксичних та розвивальних наслідків, що створює значні проблеми для громадського здоров'я в усьому світі [1, 4,14]. Зокрема, повідомлялося, що хронічний вплив миш'яку пов'язаний з нейротоксичністю, серцево-судинними захворюваннями, ураженнями шкіри та підвищеним ризиком раку шкіри, сечового міхура та легень [10]. Хоча кадмій пов'язаний з демінералізацією кісток та дисфункцією нирок, шестивалентний хром пов'язують з дерматитом, раком легенів та ураженням дихальних шляхів у людей [5,14]. Крім того, свинець особливо шкідливий для дітей, навіть у низьких рівнях, і може погіршити когнітивні функції [3]. Вплив органічної форми ртуті (метилртуті) також пов'язують з психічними, руховими та сенсорними порушеннями, особливо у розвитку мозку плода [8].

Водночас забруднення ПТМ може завдати шкоди водному біорізноманіттю, що може мати каскадний вплив на харчові ланцюги, якість осаду та води, а також на стабільність і функціонування екосистем [10,13,14], [15]. Наприклад, свинець і ртуть мають тенденцію накопичуватися у водних організмах і біомагніфікуватися вгору по харчових ланцюгах, створюючи токсичність для головних хижаків [13,16]. ПТМ перешкоджають активності ферментів, імунній функції, росту та розмноженню водних організмів. Наприклад, кадмій, мідь і свинець порушують осморегуляцію, розвиток і розмноження риб і безхребетних. Миш'як може спричинити неврологічні пошкодження, а ртуть може погіршити фотосинтез водоростей і виживання зоопланктону [9]. Крім того, повідомлялося, що хронічний вплив ПТМ у водному середовищі змінює структуру спільноти, зменшуючи певне чутливе біорізноманіття, що призводить до дестабілізації екосистеми [1]. Крім того, ПТМ мають високу спорідненість до зв'язування з осадовими породами, створюючи довгострокові резервуари забруднення. Хром, зв'язаний з осадовими породами, зберігається десятиліттями, вимиваючись у водні товщі при зміні окисно-відновних умов [11,16]. Різні водні біорізноманіття, такі як

риби, двостулкові молюски, безхребетні та водні рослини, використовуються як моделі біомоніторингу для моніторингу та оцінки забруднення РТМ у водних екосистемах, оскільки вони відображають кумулятивний вплив, який зазнає екосистема. Ці види функціонують як біоіндикатори завдяки своїй малорухомій природі, здатності до біоаккумуляції метал(ів), легкості відбору проб та чутливості до змін навколишнього середовища [17, 18].

Моніторинг реакцій цих біоіндикаторів сприятиме ранньому виявленню та пом'якшенню екологічної шкоди, спричиненої ПТМ, надаючи важливі уявлення про екологічне здоров'я та цілісність водних екосистем [15, 19]. Розуміння екологічних ризиків, пов'язаних із забрудненням РТМ, є критично важливим для захисту людських популяцій, які покладаються на екосистемні послуги, що надаються морськими середовищами, такими як їжа, питна вода та рекреаційні заходи. Завдяки цьому науковці, керівники та екологічні фахівці можуть приймати обґрунтовані рішення, безпосередньо впливаючи на політику для захисту громадського здоров'я та сталого управління критично важливими водними екосистемами, які перебувають під загрозою забруднення ПТМ.

Метал(лоїди) – це елементи, що покривають метали та металоподібні неметали. У певних концентраціях вони можуть бути токсичними для людей і водних організмів. Вони природно зустрічаються в земній корі, але також можуть утворюватися внаслідок різної антропогенної діяльності людини, таких як гірнича справа, сільськогосподарські практики, міський стік і промислові скиди [1,10,11]. Ці джерела забруднення металами (лоїдами) становлять значні екологічні ризики, що підкреслює важливість наших досліджень.

Розуміння характеристик і поведінки метал(лоїдів) є необхідним для оцінки їхніх потенційних ризиків для здоров'я людини та впливу на довкілля. Через свою токсичну природу метал(лоїди) можуть заважати активності ферментів і біохімічним процесам у живих організмах [3, 4, 10, 13]. Вони довго зберігаються в навколишньому середовищі (не біорозкладні), що призводить до довготривалих проблем із забрудненням [5, 6, 7]. Крім того, вони мають тенденцію накопичуватися в живих тканинах, збільшуючи концентрацію

(біомагніфікація) по харчовому ланцюгу [6, 7, 8]. Відомо, що метали(лоїди) мають варіації у водорозчинності, а їхня рухливість залежить від деяких факторів, таких як вміст органічної речовини, редокс-потенціал, рН та наявність інших хімічних речовин [20, 21].

У водних екосистемах зростаюча загроза забруднення металами(лоїдами) є не лише проблемою, а й нагальною кризою, враховуючи її потенціал спричинити серйозну токсичність для людей і довкілля [1, 2]. Всебічне розуміння джерел і шляхів забруднення металами(лоїдами) є критично важливим і необхідним для розробки ефективних стратегій управління та пом'якшення наслідків [22]. Ці токсичні елементи не лише викидаються у водне середовище різними способами, а й накопичуються, становлять ризики та значні й безпосередні загрози для водних організмів і людських популяцій [8, 13].

Основним природним джерелом забруднення металами(лоїдами) є геологічне вивітрювання. Сліди металу(лоїдів) присутні в геологічному складі земної кори, і ці елементи можуть виділятися у ґрунт і воду через природне вивітрювання порід і мінералів [1, 10, 23]. Крім того, вулканічні виверження виділяють метал(лоїд), який може потрапити у водні екосистеми через атмосферне осадження [24]. Значні обсяги цих елементів можуть додатково транспортуватися у річки, озера та інші морські тіла шляхом ерозії багатих на метал(лоїд) ґрунтів і осадів з берегів річок і поверхні суші [25]. Крім того, у деяких районах можуть бути геологічні формації, багаті на метал, такі як сульфідні руди, які виділяють метал у навколишні водойми при впливі навколишніх факторів [26].

Антропогенні джерела забруднення металами включають промислові скиди у водойми з промислових практик, таких як гірнича справа, металургійні процеси, виробництво та виробництво електроенергії. Ці та багато інших видів діяльності безпосередньо вивільняють метал(лоїд) у воду через стічні води [11, 27, 28]. Використання пестицидів, добрив і ґрунту на основі металів(лоїдів) у сільськогосподарських практиках може спричинити стоки метал(лоїдних)

речовин у прилеглих водойми [29]. У міських районах міський стік через дощові води пов'язують із транспортуванням металу(лоїду), пов'язаного з дорожнім пилом, будівельними матеріалами та промисловими об'єктами, до прилеглих річок і озер [30]. Ще одним джерелом метал(лоїдних) речовин є утилізація відходів і сміттєзвалища, а також витік відходів, що містять промислові та муніципальні відходи, із металевим(лоїдним) забрудненням води через підземні та поверхневі води, що впливає на прилеглі водні середовища [31]. Далекобійні атмосферні шляхи також можуть транспортувати метал(лоїд) до водойм через дощову воду [32].

У водних середовищах виявлено кілька шляхів забруднення металом(лоїдом). До них належать сток і ерозія внаслідок опадів і танення снігу, просочування ґрунтових вод, біоаккопичення морськими організмами, які через харчовий ланцюг можуть бути біомаксимізовані до вищих концентрацій у хижих видів, суспензія та осадоаккопичення, а також прямий скид (точкове забруднення) з промислових вентиляційних отворів і очисних споруд [33]. Людська діяльність і природні процеси ускладнюють забруднення металами(лоїдами) водних екосистем. Щоб зменшити шкідливий вплив забруднення металами(лоїдами) на морське життя та захистити здоров'я людини, це не лише необхідно, а й наша спільна відповідальність – розуміти їхнє походження та шляхи забруднення. Окрім рутинного моніторингу якості води, належне управління утилізацією відходів, сільськогосподарською діяльністю та промисловими скидами є необхідними для мінімізації хвилі забруднення металами(лоїдами) у водних екосистемах [32, 33].

РОЗДІЛ 2

ЗАСТОСУВАННЯ ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНИХ БІОТЕСТІВ ДЛЯ ОЦІНКИ СТАНУ ТА ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

2.1. Важливість водного біорізноманіття як біомоніторингових індикаторів забруднення

Зусилля з оцінки здоров'я та якості водних екосистем мають першорядне значення. Це значною мірою залежить від функції водного біорізноманіття як індикатора біомоніторингу. Риби, безхребетні та водні рослини є прикладами морських видів, які можуть виступати чутливими індикаторами екологічних порушень та рівнів забруднення [17, 34]. Варіації в їхньому різноманітті, чисельності, поведінці та фізіологічних реакціях можуть свідчити про наявність забруднюючих речовин та надавати інформацію про загальний стан здоров'я екосистеми [17]. Зусилля з відстеження цих індикаторів можуть призвести до значних розуміння та просування в нашому розумінні здоров'я екосистеми.

Використання водного біорізноманіття як індикаторів біомоніторингу забруднення металами(лоїдами) є важливим через їхні різноманітні функції (як пояснено нижче) у визначенні здоров'я екосистем та пов'язаних з ними ризиків. За даними Ліна та ін. [35], застосування водного біорізноманіття в біомоніторингу пропонує всебічне розуміння складних взаємозв'язків між водними організмами та забруднювачами. Це розуміння сприяє розумінню екологічних небезпек, здоров'я екосистеми та можливих наслідків для морського життя та людських популяцій шляхом вивчення накопичення, розподілу та біологічних реакцій цих організмів на РТМ та інші забруднювачі. Спрямовуючи ефективні заходи щодо збереження навколишнього середовища та зменшення забруднення, ця стратегія покращує можливості моніторингу та управління якістю води [1, 34].

Водні організми демонструють широкий спектр чутливості до забруднення металами, що робить ці організми ефективними ранніми

попереджувальними ознаками забруднення. Деякі види водних організмів дуже вразливі навіть до низьких рівнів токсинів, тому їхня присутність або відсутність вказує на зміни в якості води. Дослідники можуть виявляти забруднення на початкових стадіях, відстежуючи ці чутливі види, що дозволяє своєчасно вживати заходів для зменшення шкоди [1]. Водне біорізноманіття складається з різноманітних організмів з різними характеристиками. Риби, молюски, ракоподібні та водні рослини – лише кілька прикладів. Різна толерантність та реакція на метали на різних трофічних рівнях та життєвих циклах більш повно відображають ступінь забруднення, джерела та вплив [36].

Здоров'я та функціонування екосистеми залежать від складних взаємодій між водними організмами. Ці взаємодії включають взаємовідносини хижак-жертва, конкуренцію за ресурси та симбіотичні партнерства. Зміни в чисельності, різноманітності та поведінці цих організмів безпосередньо впливають на такі процеси, як кругообіг поживних речовин, потік енергії та розкладання. Моніторинг таких змін дає уявлення про потенційний каскадний вплив забруднення металами на структуру та функції екосистеми [34]. Довгостроковий моніторинг водного біорізноманіття пропонує цінні дані про часові тенденції забруднення. Відстеження сталого видового складу, популяцій та структури спільнот може виявити зміни та закономірності, що вказують на тенденції забруднення або зміни джерел. Наприклад, моніторинг популяції певного виду риб з часом може дати уявлення про здоров'я екосистеми та наявність забруднюючих речовин [37].

Водні організми мають потенціал для накопичення металів у своїх тканинах; таким чином, вони є невід'ємною частиною харчового ланцюга. Це біоаккумуляція може призвести до впливу на людину, якщо вживати забруднені водні види. Біомоніторинг рівнів металів у цих організмах може допомогти розробити рекомендації щодо безпечного споживання та визначити потенційну небезпеку для здоров'я людини [1, 37]. Використання водного біорізноманіття як біомоніторів може надати важливі дані для розробки правил та політики щодо якості води та контролю забруднення. Ці показники надають науково

обґрунтовані докази для прийняття рішень та встановлення допустимих рівнів металів(лоїдів) [34, 38, 39]. Участь громадськості в біомоніторингу також може підвищити обізнаність про здоров'я водної екосистеми та вплив металів, а також залучити людей до моніторингу, що сприяє екологічній відповідальності та збереженню [38].

Підсумовуючи, потенціал водного біорізноманіття щодо забезпечення комплексного та інтегрованого уявлення про здоров'я навколишнього середовища робить його життєво важливими індикаторами біомоніторингу забруднення металами. Ретельно досліджуючи, як водні організми реагують на забруднення металами, вчені можуть зрозуміти складні екологічні взаємодії, оцінити небезпеки для екосистем та здоров'я людини, а також зробити свій внесок у ефективні методи управління та збереження.

2.2 Методика біотестування з визначення хронічної токсичності води водних об'єктів на ракоподібних *Daphnia magna* Straus

У роботі для визначення хронічної токсичності води річки Сіверський Донець було застосовано метод біотестування із використанням ракоподібних *Daphnia magna* Straus. Дана методика базується на порівнянні показників виживаності та/або плодючості дафній у досліджуваній воді (дослід) із відповідними показниками у контрольному середовищі, в якому тест-організми культивуються за стандартних умов.

Критерієм наявності хронічної токсичності води є статистично достовірне зниження рівня виживаності і репродуктивної здатності дафній у дослідних варіантах порівняно з контролем протягом усього періоду біотестування.

Тривалість експерименту становила (7 ± 1) діб або до моменту появи трьох поколінь дафній у 90 % вихідних особин [40]. Для проведення біотестування використовували тест-організми віком до 24 годин.

Для визначення рівнів хронічної токсичності поверхневих вод розраховували середнє арифметичне значення показників хронічної

токсичності окремих зразків води, що були використані під час проведення експерименту.

Рівень хронічної токсичності (РТх) виражали в умовних одиницях хронічної токсичності (ОТх). Значення ОТх визначали на основі мінімальної кратності розбавлення досліджуваної води, за якої прояви хронічної токсичності не спостерігалися. Оцінювання якості води здійснювали за рівнем її хронічної токсичності та ступенем забруднення відповідно до класифікаційної шкали, яка наведена в таблиці 2.1 [40].

Таблиця 2.1

Класифікація якості води за рівнями хронічної токсичності [40]

Клас якості води	Ступінь забрудненості	Рівень хронічної токсичності, ОТ _х
I	чиста	1,0
II	слабо забруднена	1,1-2,0
III	помірно забруднена	2,1-4,0
IV	брудна	4,1-8,0
V	дуже брудна	більше 8,0

Експериментальні дослідження зразків поверхневих вод проводилися в лабораторії еколого-токсикологічних досліджень Навчально-наукового інституту екології, зеленої енергетики та сталого розвитку Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна.

2.3 Методика визначення загального мікробного числа (ЗМЧ)

Визначення загального мікробного числа (ЗМЧ) є одним із базових методів мікробіологічного аналізу, який застосовується для оцінки санітарного стану об'єктів навколишнього середовища - води, ґрунту, харчових продуктів та інших середовищ. Загальне мікробне число може характеризувати загальну кількість життєздатних мікроорганізмів, здатних утворювати колонії на щільному поживному середовищі за певних умов культивування. Цей показник

широко використовується як індикатор мікробного забруднення та ефективності санітарно-гігієнічних заходів для збереження якості довкілля.

Метою даної методики є визначення кількості колонієутворюючих одиниць (КУО) у досліджуваному зразку шляхом висіву на поживні середовища з подальшим підрахунком вирослих колоній. Основний принцип методу полягає в тому, що кожна життєздатна клітина або група клітин мікроорганізмів при сприятливих умовах дає початок окремій колонії, яку можна візуально ідентифікувати та підрахувати [41].

Для проведення аналізу використовують стерильний лабораторний посуд, поживні середовища (зазвичай м'ясо-пептонний агар або інші універсальні середовища вирощування), термостат, піпетки, колби, пробірки, чашки Петрі, спиртовий пальник або ламінарний бокс, а також інші допоміжні матеріали та прилади. Важливою умовою є дотримання правил асептики для уникнення стороннього забруднення експериментального середовища мікроорганізмами.

На початковому етапі здійснюють відбір зразків. Залежно від об'єкта дослідження (вода, ґрунт, харчові продукти) використовують відповідні методи відбору зразків. Наприклад, для води пробу відбирають у стерильні ємності, для ґрунту — у стерильні пакети або контейнери з подальшим перемішуванням і підготовкою суспензії. У разі аналізу твердих зразків їх попередньо гомогенізують і готують вихідну суспензію у стерильному фізіологічному розчині або буфері.

Після отримання вихідної проби готують серійні десяткові розведення. Для цього беруть 1 мл досліджуваної суспензії і переносять у пробірку з 9 мл стерильного розчину, отримуючи розведення 10^{-1} . Далі аналогічним чином готують наступні розведення (10^{-2} , 10^{-3} і так далі), залежно від очікуваного рівня мікробного забруднення. При кожному перенесенні використовують нову стерильну піпетку або наконечник для запобігання перехресному забрудненню [41].

Наступним етапом є висів досліджуваного матеріалу на поживне середовище. Існує два основних способи висіву: поверхневий та глибинний

(метод заливки). При поверхневому висіві на поверхню вже застиглому агару в чашці Петрі наносять певний об'єм (зазвичай 0,1 мл) розведеної проби і рівномірно розподіляють стерильним шпателем. При глибинному методі у стерильну чашку Петрі вносять 1 мл розведення, після чого заливають розплавлений і охолоджений до 45-50° С агар і обережно перемішують круговими рухами.

Після висіву чашки Петрі інкубують у термостаті за температури 30–37° С протягом 24–72 годин залежно від методики та виду досліджуваних мікроорганізмів. Важливо розміщувати чашки догори дном для запобігання конденсації вологи на поверхні агару, що може вплинути на результати [41].

Після завершення інкубації проводять підрахунок колоній. Для цього обирають чашки, на яких кількість колоній знаходиться в межах 30-300, оскільки саме цей діапазон вважається статистично достовірним. Колонії підраховують вручну або за допомогою спеціальних лічильників, звертаючи увагу на їх форму, розмір і колір, що може мати додаткове значення для оцінки мікрофлори.

Розрахунок загального мікробного числа проводять за формулою:

$$\text{ЗМЧ} = (N \times D) / V, \quad (2.1)$$

де N – кількість колоній на чашці, D – коефіцієнт розведення, V – об'єм внесеної проби (мл). Результат виражають у колонієутворюючих одиницях на мілілітр (КУО/мл) або грам (КУО/г) залежно від типу зразка [41].

Отримані результати аналізують і порівнюють із нормативними значеннями, встановленими для конкретного об'єкта дослідження. Перевищення допустимих рівнів свідчить про мікробне забруднення та може бути ознакою порушення санітарно-гігієнічних умов або наявності небезпечних факторів.

Особливу увагу приділяють джерелам похибок. До них належать: недотримання стерильності середовища, неточність приготування розведень, нерівномірний розподіл проби, неправильні умови інкубації та помилки при підрахунку колоній. Для підвищення точності аналізу рекомендується

проводити дослідження у декількох паралелях і використовувати середнє значення.

Перевагою методу визначення ЗМЧ є його відносна простота, доступність і наочність. Однак він має і певні обмеження, зокрема враховує лише ті мікроорганізми, які здатні рости на даному поживному середовищі і за заданих умов, тому фактична кількість мікроорганізмів у зразку може бути вищою.

Таблиця 2.2

Норми загального мікробного числа

Об'єкт дослідження	Умови визначення	Нормативні значення ЗМЧ	Одиниці вимірювання	Нормативний документ / примітка
Питна вода	22 °C	≤ 100	КУО/мл	ДСТУ EN ISO 6222:2015
Питна вода	37 °C	$\leq 20-50$	КУО/мл	ДСТУ EN ISO 6222:2015
Поверхневі води	—	до 10^3 (чисті)	КУО/мл	Орієнтовна класифікація [41]
Поверхневі води	—	10^3-10^5 (помірно забруднені)	КУО/мл	Орієнтовна класифікація [41]
Поверхневі води	—	$>10^5$ (сильно забруднені)	КУО/мл	Орієнтовна класифікація [41]
Ґрунт	—	10^5-10^6 (чисті)	КУО/г	Орієнтовні значення
Ґрунт	—	10^6-10^8 (нормальні)	КУО/г	Орієнтовні значення
Ґрунт	—	$>10^8$ (забруднені)	КУО/г	Орієнтовні значення

Таким чином, метод визначення загального мікробного числа є важливим інструментом мікробіологічного контролю, що дозволяє оцінити рівень мікробного забруднення та забезпечити санітарну безпеку різних об'єктів. Його застосування є необхідним у системах екологічного моніторингу, харчової безпеки та контролю якості води і ґрунтів та інших об'єктів.

РОЗДІЛ 3

СТАН ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ В МЕЖАХ ЧУГУЇВСЬКОГО РАЙОНУ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

3.1. Гідрографічна характеристика річки Сіверський Донець

Річка Сіверський Донець є найбільшою річкою сходу України та головною водною артерією басейну Дону. Вона відіграє важливу роль у формуванні водного режиму регіону, забезпеченні водопостачання населених пунктів, розвитку промисловості, сільського господарства та підтриманні екологічної рівноваги природних екосистем. Сіверський Донець є важливим компонентом гідрографічної мережі Східної Європи та одним із ключових джерел поверхневих водних ресурсів Харківської області.

Сіверський Донець є правою та найбільшою притокою річки Дон. Його витік знаходиться на Середньоруській височині поблизу села Подольхи в Белгородській області Російської Федерації. Загальна довжина річки становить приблизно 1053 км, з яких близько 700 км протікає територією України. Площа басейну річки перевищує 98 тис. км², значна частина якого розташована в межах Харківської, Донецької та Луганської областей.

У межах України річка протікає через лісостепову та степову природні зони. Її долина характеризується різноманітним рельєфом, що сформувався під впливом геологічних та гідрологічних процесів. Долина річки має ширину від кількох сотень метрів до кількох кілометрів. У середній течії вона значно розширюється, утворюючи широку заплаву з численними озерами, старицями та заболоченими ділянками.

Річка має звивисте русло, яке в окремих місцях утворює численні меандри. Середня ширина русла становить 60-120 м, а глибина коливається від 0,5 до 5 м, залежно від ділянки річки та сезонних змін рівня води.

Басейн Сіверського Дінця є одним із найбільших у Східній Україні. Він включає значну кількість малих і середніх річок, струмків та водотоків.

На території Харківської області до Сіверського Дінця впадає кілька важливих приток, серед яких особливе значення мають річки Уди, Лопань та Харків. Ці річки формують значну частину водного стоку басейну та впливають на гідрологічний режим основної водної артерії.

Гідрологічний режим Сіверського Дінця формується під впливом кліматичних умов, географічного положення та особливостей рельєфу басейну. Основним джерелом живлення річки є снігове живлення, яке забезпечує близько 60-70 % річного стоку. Значну роль відіграють також дощові та підземні води.

Весняна повінь є характерною особливістю водного режиму річки. У цей період відбувається різке підвищення рівня води внаслідок танення снігу в басейні річки. Повінь зазвичай починається у березні та триває до квітня або початку травня.

У літній період рівень води знижується, і річка переходить у меженний стан. У цей час значно зменшується водність річки, що пов'язано з високими температурами, інтенсивним випаровуванням та недостатньою кількістю опадів. Восени можливі короткочасні підйоми рівня води внаслідок дощів.

Взимку річка покривається льодом. Льодостав зазвичай починається у грудні і триває до кінця лютого або початку березня. Тривалість льодового покриття становить приблизно 2-3 місяці.

Русло Сіверського Дінця характеризується значною звивистістю та складною морфологічною будовою. У різних ділянках річки спостерігаються перекати, плеса, піщані коси та острови. Такі особливості формуються під впливом ерозійних та акумулятивних процесів.

Береги річки переважно пологі, місцями круті та обривисті. Вони складені піщаними та супіщаними відкладами, що сприяє розвитку берегової ерозії. У багатьох місцях береги вкриті лісами або чагарниками, що сприяє їх природному укріпленню.

У басейні річки створено значну кількість водосховищ і каналів. Одним із найбільших є Печенізьке водосховище, яке забезпечує водопостачання міста Харкова та прилеглих населених пунктів.

Разом із тим інтенсивне використання водних ресурсів призводить до зростання антропогенного навантаження на річкову екосистему. Значний вплив на стан річки здійснюють промислові підприємства, комунальні стічні води та сільськогосподарський стік.

Незважаючи на значний антропогенний вплив, річка зберігає важливе природне значення. Її заплавні екосистеми є середовищем існування багатьох видів рослин і тварин, у тому числі рідкісних та зникаючих.

3.2. Екологічна оцінка якості поверхневих вод річки Сіверський Донець у межах Чугуївського району Харківської області

Відбір зразків поверхневих вод з річки Сіверський Донець було здійснено восени 2025 року та взимку та навесні 2026 року (рис. 3.1 – 3.5). Метою досліджень було визначення вмісту окремих важких металів, розчинного кисню, загального мікробного числа, токсичних властивостей у зразках води з річки Сіверський Донець та суміжних водних об'єктів.

Локація відбору зразків з р. Сіверський Донець та прилеглих водних об'єктів :

1. Місце скиду стічних вод у озеро Чайка з смт Слобожанське;
2. Місця відбору зразків води, обвідний канал скиду стічних вод у озеро Чайка з смт Слобожанське;
3. р. Сіверський Донець, озеро Дичеве;
4. р. Сів. Донець, Червоне озеро;
5. р. Сів. Донець,, у районі смт Черкаський Бишкін.

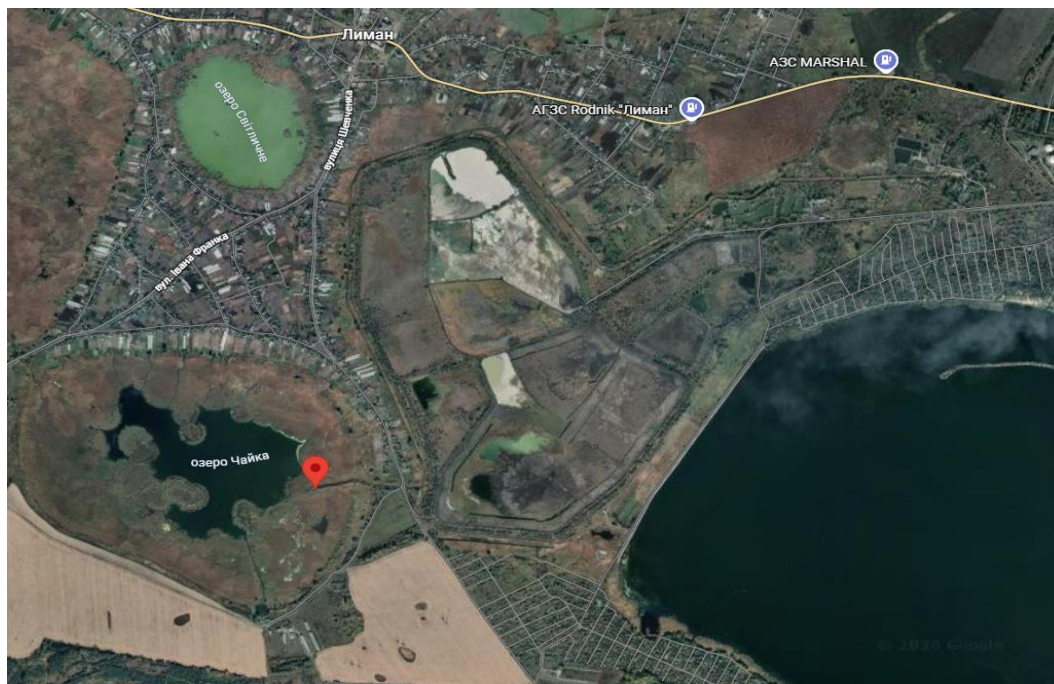


Рис. 3.1 – Місця відбору зразків води, скид стічних вод у озеро Чайка з смт Слобожанське

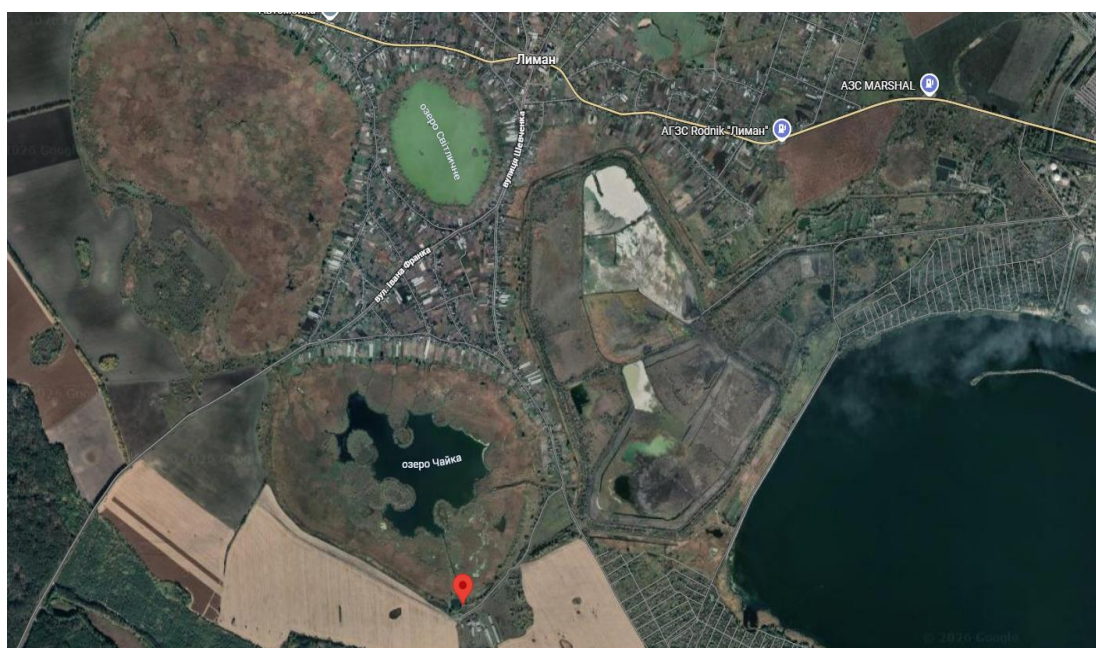


Рис. 3.2 – Місця відбору зразків води, обвідний канал скиду стічних вод у озеро Чайка з смт Слобожанське



Рис. 3.3 – Місця відбору зразків води, озеро Дичеве

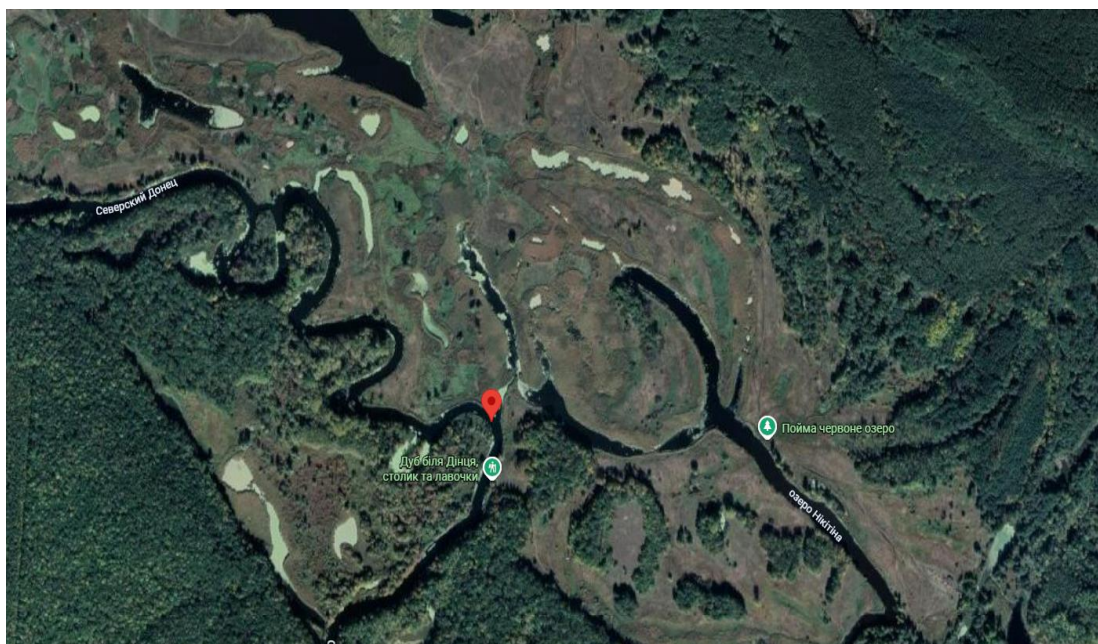


Рис. 3.4 – Місця відбору зразків води, р. Сів. Донець, пойма Червоного озера

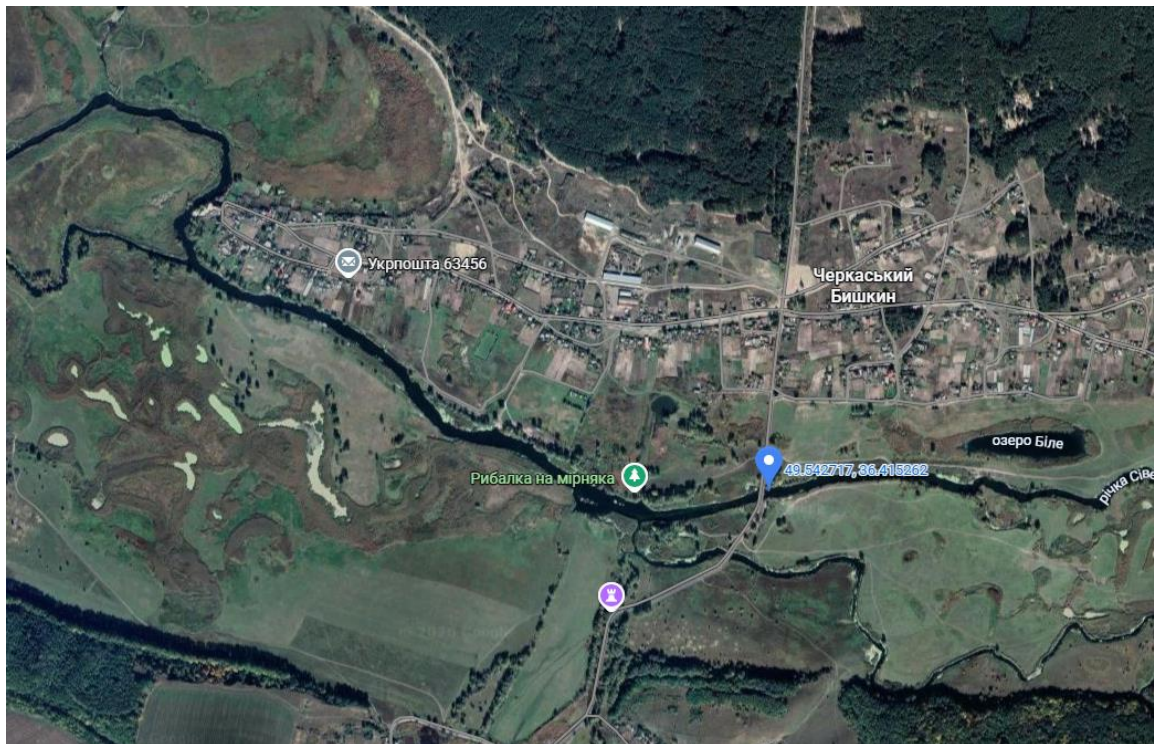


Рис. 3.5 – Місця відбору зразків води, смт Черкаський Бишкін

Метою досліджень було проведення екологічної оцінки якості води з річки Сіверський Донець у межах Чугуївського району Харківської області.

За результатами проведених восени 2025 року еколого-токсикологічних досліджень зразків води з р. Сіверський Донець були отримані наступні результати (рис. 3.2):

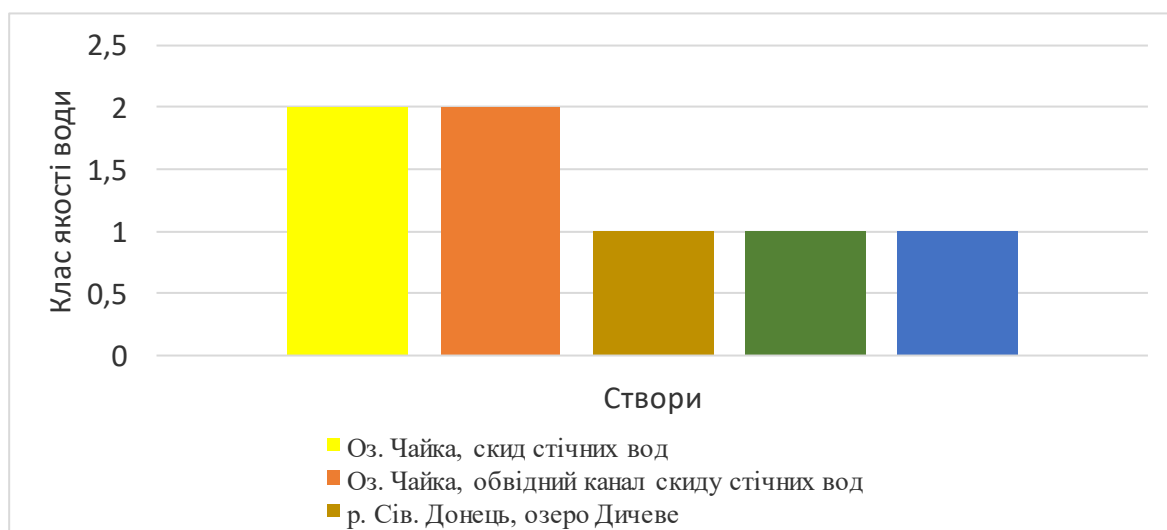


Рис. 3.6 – Результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод, які було відібрано з р. Сів. Донець восени 2025 року

Аналіз отриманих результатів з визначення токсичних властивостей зразків води, які було відібрано восени 2025 року показав, що токсичні властивості визначено у двох зразках поверхневих вод, які було відібрано у місті скиду стічних вод у озеро Чайка з смт Слобожанське та у обвідному каналі скиду стічних вод у озеро Чайка з смт Слобожанське. У цих створах було визначено 2 клас якості води – вода слабо забруднена. У створах р. Сіверський Донець, озеро Дичеве; р. Сів. Донець, пойма Червоного озера; р. Сів. Донець, район смт Черкаський Бишкін у зразках води токсичних властивостей не було виявлено – вода чиста (рис. 3.6).

Таким чином, встановлено, що скид стічних вод з смт Слобожанське є основним джерелом забруднення перших двох створів. Це створює потенційну екологічну загрозу та потребує вдосконалення технологій очищення стічних вод і посилення контролю за їх скидами.

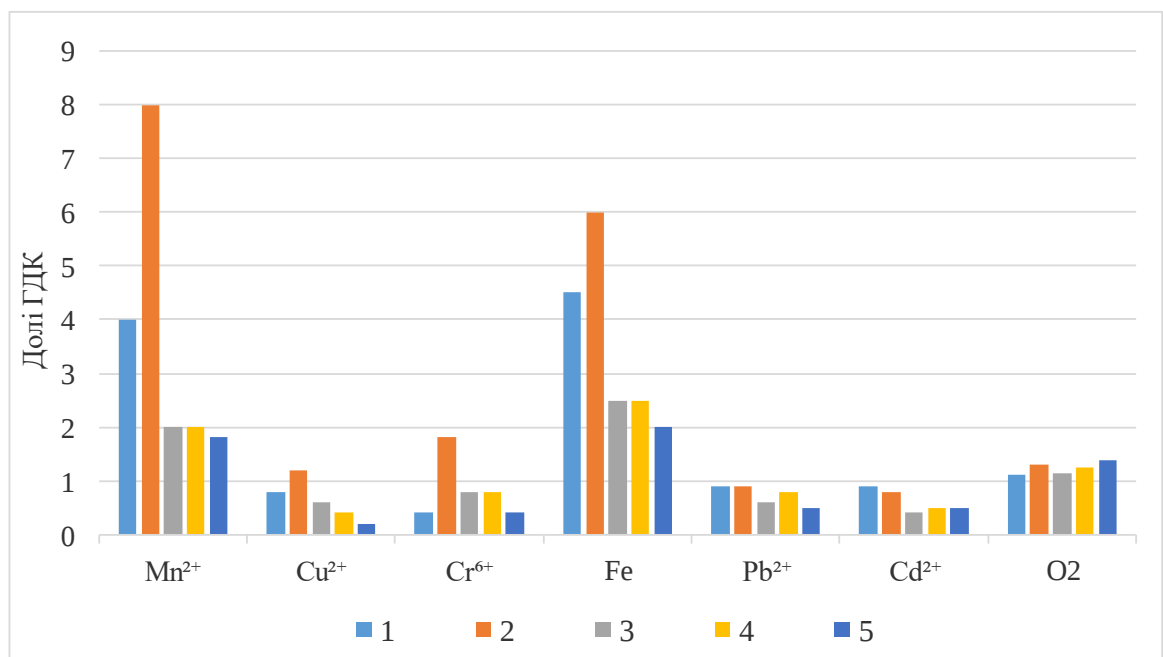


Рис. 3.7 – Результати визначення концентрацій важких металів та розчинного кисню у зразках поверхневих вод з досліджуваних створів (осінь 2025 року)

Таблиця 3.1

Результати визначення вмісту важких металів та розчинного кисню у зразках поверхневих вод з досліджуваних створів (осінь 2025 року)

Речовина	1	2	3	4	5	ГДК, мг/л
Марганець, мг/л	0,2	0,4	0,1	0,1	0,09	0,05
Мідь, мг/л	0,8	1,2	0,6	0,4	0,2	1
Хром (VI), мг/л	0,02	0,09	0,04	0,04	0,02	0,05
Залізо (загальне), мг/л	0,9	1,2	0,5	0,5	0,4	0,2
Свинець, мг/л	0,009	0,009	0,006	0,008	0,005	0,01
Кадмій, мг/л	0,0009	0,0008	0,0004	0,0005	0,0005	0,001
O ₂ , мг/л	4,5	5,2	4,6	5	5,5	4

Дослідження якості води було проведено у п'яти створах, що характеризують вплив скиду стічних вод з смт Слобожанське на водні об'єкти. Створи 1-2 розташовані безпосередньо в зоні скиду в озеро Чайка, тоді як створи 3–5 відображають стан природних водних об'єктів, зокрема річки Сіверський Донець та прилеглих озер.

Аналіз результатів показав значне перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК) за рядом показників, насамперед для марганцю та заліза. Концентрація марганцю у створах 1 і 2 становить відповідно 0,2 та 0,4 мг/л, що перевищує норматив (0,05 мг/л) у 4 - 8 разів. У природних водах (точки 3 - 5) спостерігається певне зниження концентрації до 0,09–0,1 мг/л, однак навіть ці значення перевищують ГДК [42] приблизно у 2 рази, що свідчить про стійкий характер забруднення та його поширення за межі зони скиду.

Аналогічна ситуація характерна і для загального заліза. У зоні впливу скиду (створи 1-2) його вміст досягає 0,9 - 1,2 мг/л, що перевищує норматив ($\leq 0,2$ мг/л) у 4,5 - 6 разів. У точках 3–5 концентрації знижуються до 0,4–0,5 мг/л, проте залишаються вищими за допустимі значення, що вказує на недостатню ефективність процесів самоочищення води.

Вміст міді загалом не перевищує норматив, за винятком створу 2 (1,2 мг/л при ГДК 1,0 мг/л), що свідчить про локальне забруднення у зоні обвідного каналу. Концентрація хрому (VI) також перевищує допустиме значення у створі

2 (0,09 мг/л при ГДК 0,05 мг/л), а в інших точках наближається до граничного рівня. Це є особливо небезпечним, оскільки сполуки шестивалентного хрому мають високу токсичність.

Щодо свинцю та кадмію, їх концентрації у всіх створах не перевищують встановлених нормативів, що свідчить про відсутність значного забруднення цими високотоксичними елементами. Вміст розчиненого кисню у воді коливається в межах 4,5–5,5 мг/л і відповідає нормативному значенню (не менше 4 мг/л), що вказує на задовільний кисневий режим і відсутність критичного органічного забруднення.

Просторовий аналіз показує, що максимальні концентрації більшості забруднюючих речовин спостерігаються у створі 2 (обвідний канал), де формується основний потік стічних вод. У напрямку до природних водойм (створи 3 - 5) відбувається зниження концентрацій унаслідок розбавлення та часткового самоочищення, проте рівень забруднення залишається підвищеним, особливо для марганцю та заліза (рис. 3.7, табл. 3.1).

Таблиця 3.2

Показники загального мікробного числа (ЗМЧ) у досліджених пробах води, які було відібрано восени 2025 року

Номер проби	Загальне мікробне число (ЗМЧ), КУО/см ³	Загальне мікробне число (ЗМЧ), КУО/дм ³
1	31,1 ± 2,23	3,1 × 10 ⁴
2	95,0 ± 1,39	9,5 × 10 ⁵
3	53,3 ± 7,23	5,3 × 10 ⁴
4	75,5 ± 6,12	7,5 × 10 ⁴
5	82,0 ± 1,31	8,2 × 10 ⁴

Показники загального мікробного числа у зразках води, відібраний восени 2025 року, варіюють у межах від 31,1 до 95,0 КУО/см³, що відповідає діапазону 3,1 × 10⁴ – 9,5 × 10⁴ КУО/дм³ (з урахуванням приведення значень). Найменше мікробне навантаження зафіксовано у пробі №1, тоді як максимальне – у пробі №2 (табл. 3.2). Інші проби (№3 – 5) займають проміжне положення, формуючи групу з помірними значеннями.

Розподіл показників нерівномірний: різниця між мінімальним і максимальним значеннями є суттєвою, що може вказувати на локальні відмінності умов формування якості води. Середнє значення становить приблизно 67 КУО/см³, що характеризує загальний рівень як помірний.

Похибки вимірювань переважно невеликі, однак у пробах №3 і №4 спостерігається підвищена варіабельність, що може свідчити про нестабільність мікробного складу або вплив зовнішніх факторів під час відбору чи аналізу.

Зіставлення значень показує, що більшість проб перебувають у межах умовно допустимого рівня, проте проба №2 наближається до верхньої межі, що потребує уваги при подальшому контролі. Загалом дані відображають різноманітність мікробного навантаження у досліджених точках у осінній період (табл. 3.2).

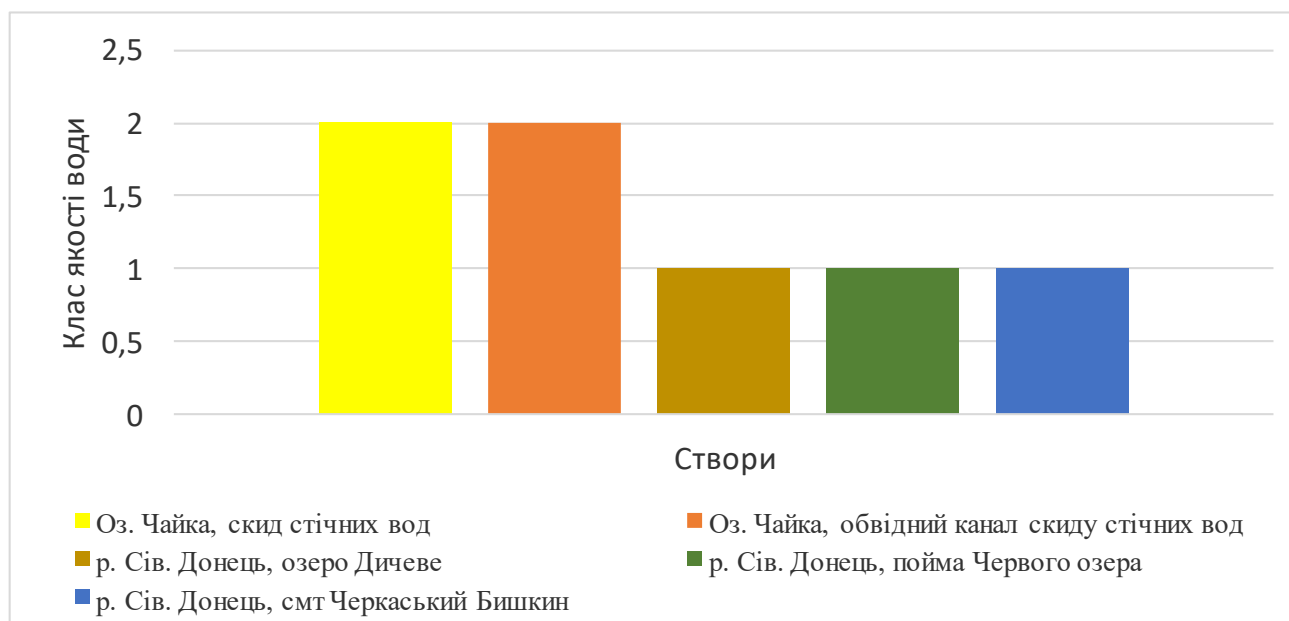


Рис. 3.8 – Результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод, які було відібрано з р. Сів. Донець взимку 2026 року

За результатами проведених досліджень встановлено наявність токсичних властивостей у двох пробах поверхневих вод, відібраних у створі скиду стічних вод в озеро Чайка з смт Слобожанське, а також в обвідному каналі зазначеного скиду. У даних створах якість води відповідає II класу – слабо забруднена.

Водночас у створах р. Сіверський Донець (озеро Дичеве), р. Сіверський Донець (пойма Червоного озера) та р. Сіверський Донець (район смт Черкаський Бишкін) токсичних властивостей у досліджених зразках не виявлено, що відповідає I класу якості води – чиста (рис. 3.8).

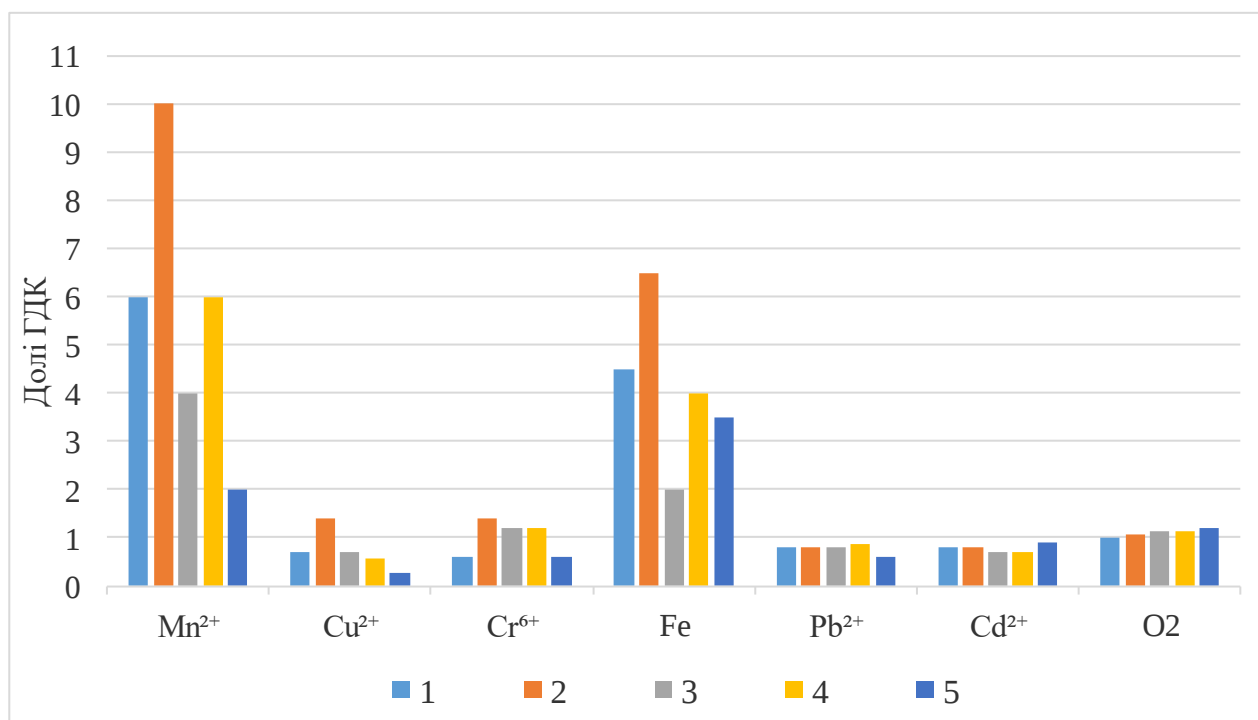


Рис. 3.9 – Результати визначення концентрацій важких металів та розчинного кисню у зразках поверхневих вод з досліджуваних створів (зима 2026 року)

Таблиця 3.3

Результати визначення вмісту важких металів та розчинного кисню у зразках поверхневих вод з досліджуваних створів (зима 2026 року)

Речовина	1	2	3	4	5	ГДК, мг/л
Марганець, мг/л	0,3	0,5	0,2	0,3	0,1	0,05
Мідь, мг/л	0,7	1,4	0,7	0,55	0,25	1
Хром (VI), мг/л	0,03	0,07	0,06	0,06	0,03	0,05
Залізо (загальне), мг/л	0,9	1,3	0,4	0,8	0,7	0,2
Свинець, мг/л	0,008	0,008	0,008	0,0087	0,006	0,01
Кадмій, мг/л	0,0008	0,0008	0,0007	0,0007	0,0009	0,001
O ₂ , мг/л	4	4,2	4,5	4,5	4,8	4

Дослідження якості води, які було проведено взимку 2026 у п'яти досліджуваних створах, що відображають вплив скиду стічних вод з смт Слобожанське на водні об'єкти. Точки 1–2 характеризують безпосередню зону скиду в озеро Чайка, тоді як точки 3–5 відображають стан вод у річці Сіверський Донець та прилеглих водоймах.

Отримані результати свідчать про наявність перевищень нормативних значень для окремих показників, насамперед важких металів. Найбільш значні відхилення зафіксовано для марганцю. У зоні скиду його концентрація сягає 0,3-0,5 мг/л при допустимому рівні 0,05 мг/л, що перевищує норматив у декілька разів. Навіть у віддаленіших точках спостерігається перевищення, що вказує на здатність цієї речовини зберігатися у водному середовищі та поширюватися разом із потоком води.

Схожа тенденція характерна і для загального заліза. У точках, розташованих поблизу джерела забруднення, його вміст перевищує норматив у кілька разів. У подальших точках концентрація зменшується, однак не досягає допустимого рівня, що свідчить про недостатню ефективність природних процесів самоочищення.

Вміст міді загалом відповідає встановленим нормам, проте у точці, що відповідає обвідному каналу, зафіксовано перевищення. Це вказує на локальний характер надходження цієї речовини разом зі стічними водами. Аналогічно, підвищені концентрації хрому (VI) виявлені у кількох точках, причому у деяких випадках вони перевищують гранично допустимі значення. Враховуючи високу токсичність цієї форми хрому, це становить потенційну небезпеку для водних екосистем (рис. 3.9, табл. 3.3).

Щодо свинцю та кадмію, їх концентрації у всіх точках залишаються в межах допустимих значень, що свідчить про відсутність суттєвого забруднення цими елементами.

Рівень розчиненого кисню у воді знаходиться на межі або дещо вище мінімально допустимого значення. Це свідчить про відносно стабільний

кисневий режим, хоча у зоні скиду можуть спостерігатися ознаки підвищеного навантаження на водне середовище.

Аналіз просторового розподілу показників дозволяє зробити висновок, що максимальний рівень забруднення характерний для ділянки обвідного каналу, де фіксуються найвищі концентрації більшості речовин. У міру віддалення від джерела скиду спостерігається поступове зниження їх вмісту, що пояснюється процесами розбавлення та часткового самоочищення. Проте навіть на віддалених ділянках якість води не повністю відповідає нормативним вимогам.

Отже, результати дослідження підтверджують, що скид стічних вод є основним фактором погіршення якості води у даному районі. Існуюча система очищення не забезпечує достатнього рівня видалення забруднюючих речовин, що призводить до їх поширення у водних об'єктах. Це вимагає вдосконалення технологічних процесів очищення та посилення контролю за станом водного середовища.

Таблиця 3.4

Показники загального мікробного числа (ЗМЧ) у досліджених пробах води, які було відібрано взимку 2026 року

Номер проби	Загальне мікробне число (ЗМЧ), КУО/см ³	Загальне мікробне число (ЗМЧ), КУО/дм ³
1	62,1 ± 2,43	6,2 × 10 ⁴
2	124,0 ± 2,36	1,2 × 10 ⁵
3	69,1 ± 2,13	6,9 × 10 ⁴
4	98,5 ± 11,22	9,8 × 10 ⁴
5	56,5 ± 1,31	5,6 × 10 ⁴

Показники загального мікробного числа (ЗМЧ) у досліджених пробах води, відібраних взимку 2026 року, свідчать про певну варіабельність рівня мікробного забруднення. Значення ЗМЧ коливалися в межах від 56,5 ± 1,31 до 124,0 ± 2,36 КУО/см³, що у перерахунку становить від 5,6 × 10⁴ до 1,2 × 10⁵ КУО/дм³. Найнижчий показник було зафіксовано у пробі №5, що може

вказувати на відносно кращу якість води в даній точці відбору. Водночас найвище значення виявлено у пробі №2, що свідчить про підвищене мікробне навантаження та можливу наявність локального джерела забруднення або недостатню ефективність процесів очищення (табл. 3.4).

Більшість досліджених проб мають значення ЗМЧ, близькі до середнього рівня (приблизно 82 КУО/см³), що вказує на помірний ступінь мікробного забруднення. Варто зазначити, що похибки вимірювань у більшості випадків є незначними, за винятком проби зі створу №4, де спостерігається суттєво більша варіація результатів, що може бути пов'язано з нестабільністю складу води або особливостями проведення аналізу.

З урахуванням орієнтовних гігієнічних нормативів для питної води (до 100 КУО/см³), більшість проб відповідають або наближаються до допустимих значень. Однак проба №2 демонструє перевищення нормативу, а проба №4 знаходиться на межі допустимого рівня. Отримані результати вказують на загалом задовільний стан води, проте наявність окремих відхилень свідчить про необхідність подальшого моніторингу та контролю якості водопостачання, зокрема виявлення і усунення можливих джерел мікробного забруднення.

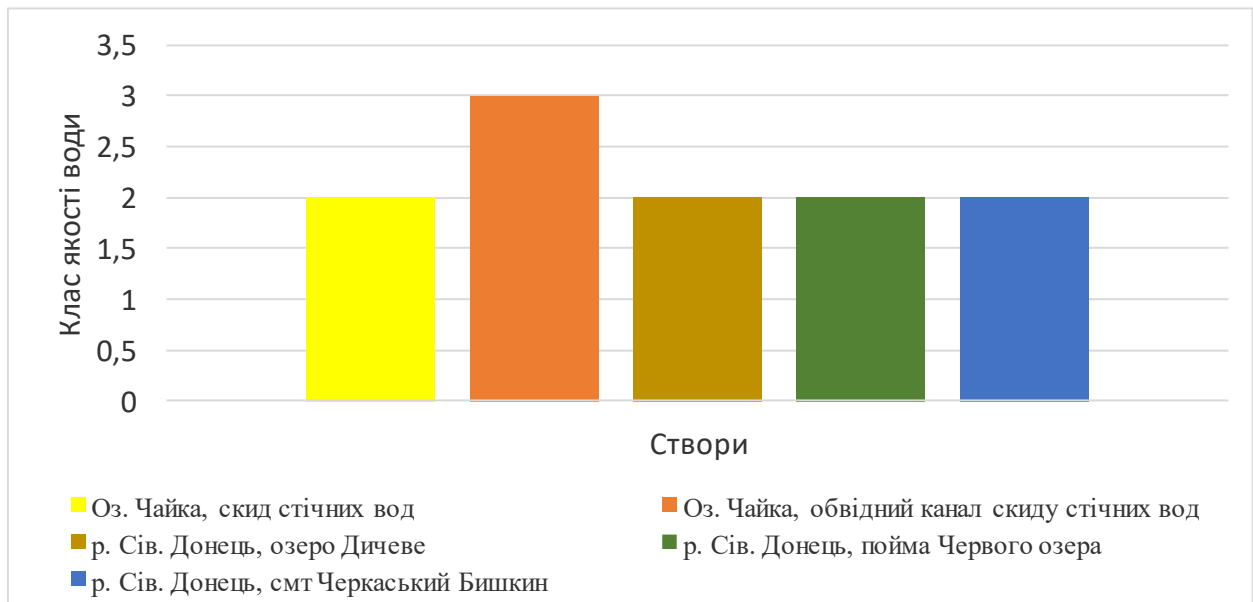


Рис. 3.10 – Результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод, які було відібрано з р. Сів. Донець навесні 2026 року

За результатами проведених навесні 2026 року досліджень встановлено наявність токсичних властивостей у всіх зразках поверхневих вод. У створі – обвідний канал скиду стічних вод в озеро Чайка з смт Слобожанське визначено 3 клас якості води – вода помірно забруднена. В усіх інших створах якість води відповідала II класу – слабо забруднена (рис. 3.10).

Погіршення якості води у весняний період можна пояснити комплексною дією природних та антропогенних факторів. У цей час відбувається інтенсивне танення снігу, що супроводжується поверхневим стоком із прилеглих територій. Разом із талими водами до водних об'єктів надходять забруднюючі речовини, накопичені протягом зимового періоду, зокрема залишки мінеральних добрив, нафтопродукти, важкі метали та інші токсиканти.

Крім того, підвищення температури води навесні активізує біохімічні процеси, що може сприяти мобілізації забруднюючих речовин із донних відкладів та підвищенню їх біодоступності. Сукупність зазначених факторів призводить до підвищення рівня токсичності води, що й обумовлює погіршення її якості у весняний період.

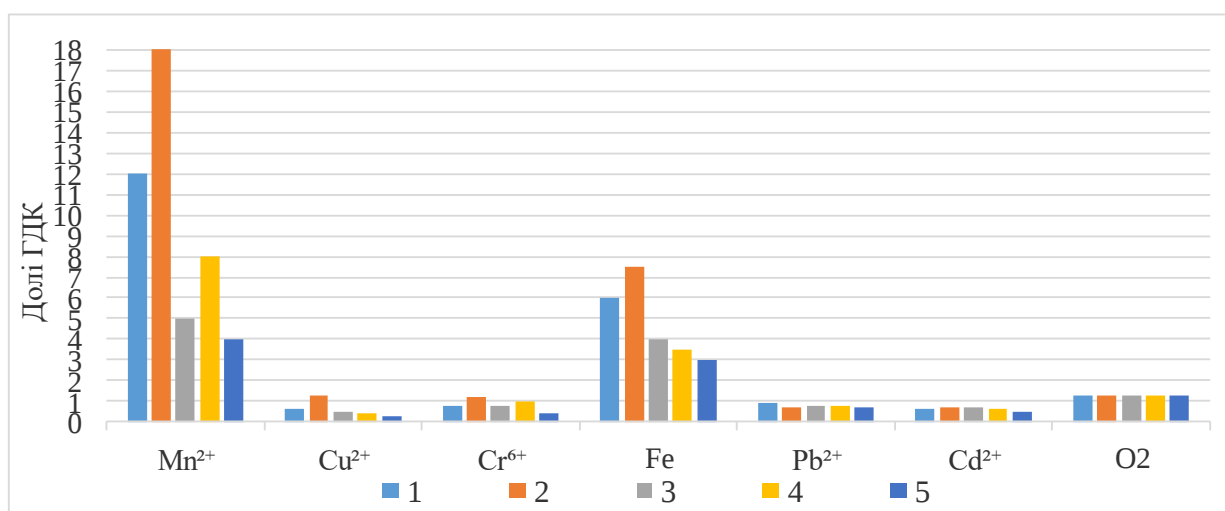


Рис. 3.11 – Результати визначення концентрацій важких металів та розчинного кисню у зразках поверхневих вод з досліджуваних створів (весна 2026 року)

Таблиця 3.5

Результати визначення вмісту важких металів та розчинного кисню у зразках поверхневих вод з досліджуваних створів (весна 2026 року)

Речовина	1	2	3	4	5	ГДК, мг/л
Марганець, мг/л	0,6	0,9	0,25	0,4	0,2	0,05
Мідь, мг/л	0,6	1,3	0,5	0,4	0,3	1
Хром (VI), мг/л	0,04	0,06	0,04	0,05	0,02	0,05
Залізо (загальне), мг/л	1,2	1,5	0,8	0,7	0,6	0,2
Свинець, мг/л	0,009	0,007	0,008	0,008	0,007	0,01
Кадмій, мг/л	0,0006	0,0007	0,0007	0,0006	0,0005	0,001
O ₂ , мг/л	5	5,2	5,1	5,2	5,1	4

Результати визначення вмісту важких металів та розчиненого кисню у зразках поверхневих вод свідчать про суттєвий вплив скиду стічних вод на формування хімічного складу досліджуваної водної системи, пов'язаної з річкою Сіверський Донець. Просторовий розподіл концентрацій дозволяє виділити чіткий градієнт забруднення від джерела скиду до умовно фонових ділянок.

Найбільш показовими є концентрації марганцю, які у точках 1 - 2 становлять 0,6 - 0,9 мг/л при гранично допустимому значенні 0,05 мг/л, що відповідає перевищенню у 12 - 18 разів. У точках 3 - 5 відмічається зниження до 0,2 - 0,25 мг/л, однак навіть ці значення перевищують норматив у 4 - 5 разів. Подібна динаміка вказує на інтенсивне надходження марганцю зі стічними водами та його подальше поширення у водному середовищі без повного видалення в процесах самоочищення.

Концентрації загального заліза мають аналогічний характер розподілу. У зоні максимального впливу (точки 1 - 2) вони досягають 1,2 - 1,5 мг/л, що перевищує нормативне значення (0,2 мг/л) у 6 - 7,5 разів. У подальших точках спостерігається поступове зниження до 0,6 - 0,8 мг/л, проте рівень залишається стабільно підвищеним, що свідчить про постійне надходження цього елементу та його слабе вилучення з водної товщі (рис. 3.11, табл. 3.5).

Вміст міді у більшості точок знаходиться в межах допустимих значень, за винятком точки 2, де зафіксовано перевищення (1,3 мг/л при ГДК 1,0 мг/л). Це свідчить про локалізований характер забруднення та прямий зв'язок із джерелом скиду. Концентрація хрому (VI) перевищує норматив у точці 2 (0,06 мг/л) та досягає граничних значень у точці 4, що вказує на наявність токсичного компонента у складі стічних вод і його часткове збереження у водному середовищі при транспортуванні.

Вміст свинцю та кадмію у всіх досліджених точках залишається нижчим за встановлені нормативи, що свідчить про відсутність значного забруднення цими високотоксичними елементами. Їх стабільність у просторі також вказує на незначну роль у формуванні загального рівня техногенного навантаження.

Концентрація розчиненого кисню коливається у межах 5,0 - 5,2 мг/л, що перевищує мінімально допустиме значення (4,0 мг/л) і характеризує загалом сприятливий кисневий режим. Водночас збереження підвищених концентрацій металів за умов достатньої аерації свідчить про перевищення швидкості надходження забруднюючих речовин над інтенсивністю процесів їх окиснення та осадження.

У просторовому аспекті максимальні значення більшості показників зафіксовані у точці 2, що відповідає зоні обвідного каналу та характеризує безпосередній вплив стічних вод. У напрямку до точок 3 - 5 спостерігається зниження концентрацій, зумовлене процесами розбавлення та часткового самоочищення. Проте навіть у віддалених створах показники якості води не досягають нормативних значень, що свідчить про формування стійкого техногенного фону.

Таким чином, встановлено, що скид стічних вод є визначальним фактором формування хімічного складу досліджуваних вод. Основний внесок у забруднення здійснюють марганець та залізо, які характеризуються значними перевищеннями та широким просторовим поширенням. Наявність хрому (VI) та локальне перевищення міді додатково вказують на техногенний характер джерела. Загалом екологічний стан водної системи оцінюється як напружений,

із ознаками хронічного забруднення, що потребує підвищення ефективності очищення стічних вод та посилення контролю за їх скиданням.

40

Таблиця 3.6

Показники загального мікробного числа (ЗМЧ) у досліджених пробах води, які було відібрано навесні 2026 року

Номер проби	Загальне мікробне число (ЗМЧ), КУО/см ³	Загальне мікробне число (ЗМЧ), КУО/дм ³
1	77,5 ± 3,53	7,8 × 10 ⁴
2	264,0 ± 5,65	2,6 × 10 ⁵
3	314,1 ± 8,48	3,1 × 10 ⁵
4	211,5 ± 12,72	2,1 × 10 ⁵
5	27,5 ± 0,71	2,7 × 10 ⁴

Результати визначення загального мікробного числа (ЗМЧ) у досліджених пробах води, які було відібрано навесні 2026 року, свідчать про суттєву просторову неоднорідність мікробіологічного стану водного середовища. Встановлено, що значення ЗМЧ варіюють у широкому діапазоні — від $2,7 \times 10^4$ до $3,1 \times 10^5$ КУО/дм³, що вказує на різний ступінь бактеріального забруднення у досліджуваних створах.

Максимальні значення зафіксовано у пробах 2 - 4 ($2,1 \times 10^5$ - $3,1 \times 10^5$ КУО/дм³), що свідчить про підвищений рівень мікробного навантаження у цих ділянках. Особливо високий показник у пробі 3 ($3,1 \times 10^5$ КУО/дм³) може бути пов'язаний із надходженням органічно забруднених стічних вод, які створюють сприятливі умови для розвитку мікроорганізмів. Підвищені значення ЗМЧ також характерні для проб 2 та 4, що підтверджує наявність стійкого джерела бактеріального забруднення.

У пробі 1 значення ЗМЧ становить $7,8 \times 10^4$ КУО/дм³, що є помірним рівнем мікробного забруднення та може відповідати зоні часткового розбавлення або початкового впливу джерела забруднення. Найнижчий показник зафіксовано у пробі 5 ($2,7 \times 10^4$ КУО/дм³), що свідчить про відносно кращий санітарний стан води та зменшення впливу джерел забруднення на цій ділянці.

Просторовий розподіл показників ЗМЧ демонструє закономірність: максимальні значення приурочені до ділянок із найбільшим антропогенним навантаженням, тоді як у напрямку віддалення від джерела забруднення спостерігається їх зниження. Це свідчить про часткову здатність водної системи до самоочищення, однак високі абсолютні значення мікробного числа у більшості проб вказують на значне органічне навантаження.

Таким чином, отримані результати свідчать про наявність бактеріального забруднення води, ймовірно пов'язаного зі скидами стічних вод та надходженням органічних речовин. Виявлені рівні ЗМЧ можуть негативно впливати на санітарно-гігієнічний стан водного об'єкта та потребують подальшого контролю і вжиття заходів щодо зменшення антропогенного навантаження.

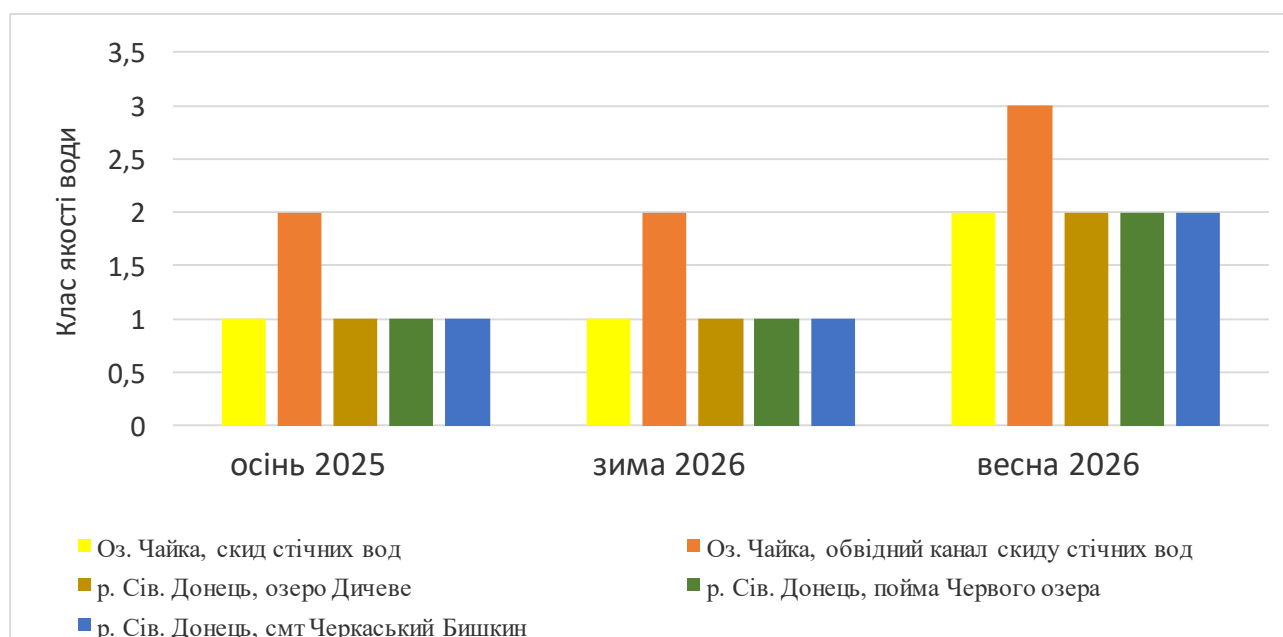


Рис. 3.12 – Узагальнені результати визначення токсичних властивостей зразків поверхневих вод, які було відібрано з р. Сів. Донець в різні сезони

Комплексний аналіз результатів досліджень токсичних властивостей поверхневих вод, проведених у різні сезони 2025-2026 року, свідчить про чітко виражену сезонну та просторову динаміку якості водного середовища. В осінній період токсичні властивості були виявлені лише у двох пробах,

відібраних у зоні безпосереднього впливу скиду стічних вод в озеро Чайка з смт Слобожанське та в обвідному каналі зазначеного скиду. У цих створах якість води відповідала II класу - слабо забруднена. Водночас у створах р. Сіверський Донець (озеро Дичеве, пойма Червоного озера, район смт Черкаський Бишкін) токсичних властивостей не виявлено, що свідчить про задовільний екологічний стан води (I клас – чиста) (рис. 3.12).

Аналогічна тенденція зберігається і в зимовий період, коли токсичні властивості також фіксуються виключно у створах, що зазнають прямого впливу скиду стічних вод. Це свідчить про локальний характер забруднення та достатньо ефективну здатність водотоку до самоочищення за умов знижених гідробіологічних процесів. У цей період низькі температури уповільнюють як біохімічні процеси, так і міграцію забруднюючих речовин, що обмежує їх поширення у водному середовищі.

Суттєві зміни екологічного стану водних об'єктів спостерігаються у весняний період. Встановлено, що токсичні властивості проявляються у всіх досліджених створах, що свідчить про зростання загального рівня антропогенного навантаження. Найбільш несприятлива ситуація зафіксована в обвідному каналі скиду стічних вод, де якість води відповідає III класу – помірно забруднена, тоді як в інших створах вода класифікується як слабо забруднена (II клас).

Виявлена сезонна деградація якості води у весняний період обумовлена сукупною дією природних і техногенних факторів. Інтенсивне танення снігового покриву призводить до формування значного поверхневого стоку, який транспортує до водних об'єктів забруднюючі речовини, накопичені протягом зимового періоду у ґрунтах і на урбанізованих територіях. До таких забруднювачів належать залишки агрохімікатів, нафтопродукти, важкі метали та інші токсиканти. Паралельно підвищення температури води активізує біохімічні процеси, що сприяє ремобілізації забруднюючих речовин із донних відкладів та підвищенню їх біодоступності.

Таким чином, встановлено, що упродовж року якість поверхневих вод характеризується відносною стабільністю в осінньо-зимовий період із локалізацією забруднення у зонах скиду стічних вод, тоді як навесні відбувається суттєве погіршення екологічного стану, що проявляється у зростанні токсичності та розширенні зон її поширення. Отримані результати свідчать про визначальний вплив сезонних гідрологічних процесів і антропогенних джерел забруднення на формування якості води досліджуваних водних об'єктів.

Таблиця 3.7

Результати визначення вмісту важких металів та розчинного кисню у зразках поверхневих вод з досліджуваних створів (всі сезони)
осінь 2025/ зима 2026/ весна 2026

Речовина, мг/л	1	2	3	4	5	ГДК, мг/л
Марганець	0,2/0,3/0,6	0,4/0,5/0,9	0,1/0,2/0,25	0,1/0,3/0,4	0,09/0,1/0,2	0,05
Мідь	0,8/0,7/0,6	1,2/1,4/1,3	0,6/0,7/0,5	0,4/0,55/0,4	0,2/0,25/0,3	1
Хром (VI)	0,02/0,03/ 0,04	0,09/0,007/ 0,06	0,04/0,06/0,04	0,04/0,06/0,05	0,02/0,03/ 0,02	0,05
Залізо (загальне)	0,9/0,9/1,2	1,2/1,3/1,5	0,5/0,4/0,8	0,5/0,8/0,7	0,4/0,7/0,6	0,2
Свинець	0,009/0,008/ 0,009	0,009/0,008/ 0,007	0,006/0,008/ 0,008	0,008/0,007/ 0,008	0,005/0,006 /0,007	0,01
Кадмій	0,0009/0,000 8	0,0008/0,0008	0,0004/0,0007	0,0005/0,0007	0,0005/ 0,0009	0,001
	/0,0006	/0,0007	/0,0007	/0,0006	/0,0005	
O ₂	4,5/4,0/5,0	5,2/4,2/5,2	4,6/4,5/5,1	5/4,5/5,2	5,5/4,8/5,1	4

Порівняльний аналіз результатів досліджень якості поверхневих вод за три періоди спостережень свідчить про наявність стійкого техногенного впливу, пов'язаного зі скидом стічних вод у водні об'єкти, що входять до басейну річки Сіверський Донець. Незважаючи на сезонні коливання концентрацій, загальна структура забруднення залишається незмінною.

У всіх досліджуваних періодах найбільш характерними забруднювачами виступають марганець та загальне залізо. Їх концентрації стабільно перевищують гранично допустимі значення як у зоні безпосереднього впливу

скиду, так і у віддалених створах. При цьому простежується типова закономірність: максимальні значення фіксуються у точках, розташованих поблизу джерела забруднення, з подальшим поступовим зниженням у напрямку течії. Однак навіть у віддалених точках рівень цих металів не досягає нормативних значень, що свідчить про формування стійкого фону забруднення та недостатню ефективність процесів самоочищення.

Мідь у більшості випадків перебуває в межах допустимих концентрацій, проте в окремі періоди спостерігаються локальні перевищення у зоні скиду, що вказує на нерівномірність надходження цієї речовини зі стічними водами. Концентрація хрому (VI) у різні сезони коливається в межах граничних значень або перевищує їх у найбільш навантажених точках, що підтверджує присутність токсичних компонентів у складі стічних вод та їх періодичне надходження у водне середовище.

Свинець і кадмій протягом усіх періодів дослідження залишаються в межах нормативних значень, що свідчить про їх незначний внесок у загальне забруднення води. Відсутність суттєвих сезонних коливань для цих елементів вказує на стабільний характер їх фонових концентрацій.

Показники розчиненого кисню у всі сезони відповідають або перевищують мінімально допустимий рівень, що характеризує відносно сприятливий кисневий режим водних об'єктів. Водночас відсутність зниження концентрацій важких металів за умов достатньої аерації свідчить про домінування процесів надходження забруднюючих речовин над процесами їх трансформації та вилучення з водної товщі.

Сезонна динаміка виявляється переважно у зміні абсолютних значень концентрацій: у періоди з більшим водообміном (весняний період) спостерігається часткове розбавлення та зниження вмісту окремих компонентів, тоді як у менш водонасичені періоди можливе підвищення концентрацій унаслідок зменшення розбавлення. Однак ці коливання не змінюють загальної картини – у всі сезони зберігається перевищення нормативів для основних забруднювачів.

Таким чином, аналіз за три сезони дозволяє зробити висновок про формування стійкого техногенного навантаження на водні об'єкти. Джерело забруднення має постійний характер, а існуючі процеси розбавлення та самоочищення не забезпечують досягнення нормативної якості води. Основними індикаторами забруднення виступають марганець і залізо, тоді як наявність хрому (VI) та періодичні перевищення міді підтверджують техногенну природу впливу. Загальний екологічний стан водної системи оцінюється як напружений із тенденцією до збереження хронічного забруднення.

Таблиця 3.8

Показники загального мікробного числа (ЗМЧ) у досліджених пробах води, які було відібрано 2025-2026 роках (осінь 2025/ зима 2026/ весна 2026)

Номер проби	Загальне мікробне число (ЗМЧ), КУО/дм ³
1	$3,1 \times 10^4 / 6,2 \times 10^4 / 7,8 \times 10^4$
2	$9,5 \times 10^5 / 1,2 \times 10^5 / 2,6 \times 10^5$
3	$5,3 \times 10^4 / 6,9 \times 10^4 / 3,1 \times 10^5$
4	$7,5 \times 10^4 / 9,8 \times 10^4 / 2,1 \times 10^5$
5	$8,2 \times 10^4 / 5,6 \times 10^4 / 2,7 \times 10^4$

Динаміка загального мікробного числа (ЗМЧ) у пробах води за період осінь 2025 – весна 2026 років демонструє виражені сезонні коливання та різну поведінку показників залежно від точки відбору.

У пробі №1 спостерігається поступове зростання мікробного навантаження: від $3,1 \times 10^4$ восени до $6,2 \times 10^4$ взимку і $7,8 \times 10^4$ навесні. Це свідчить про стабільну тенденцію до підвищення, ймовірно пов'язану з сезонними змінами температури або умов функціонування водопровідної мережі.

Проба №2 характеризується різкою варіабельністю: дуже високе значення восени ($9,5 \times 10^5$), зниження взимку до $1,2 \times 10^5$ і повторне зростання навесні

до $2,6 \times 10^5$. Така динаміка може вказувати на епізодичне забруднення або нестабільність системи очищення води.

У пробі №3 відзначається помірне зростання від осені до зими ($5,3 \times 10^4 \rightarrow 6,9 \times 10^4$), після чого навесні відбувається суттєвий стрибок до $3,1 \times 10^5$. Це може свідчити про погіршення якості води в цей період або вплив зовнішніх чинників (танення снігу, підвищення органічного навантаження).

Проба №4 демонструє аналогічну тенденцію: поступове збільшення від $7,5 \times 10^4$ восени до $9,8 \times 10^4$ взимку з подальшим різким підвищенням навесні до $2,1 \times 10^5$. Це підтверджує сезонний характер погіршення мікробіологічних показників.

У пробі №5, навпаки, спостерігається зниження показників: від $8,2 \times 10^4$ восени до $5,6 \times 10^4$ взимку і $2,7 \times 10^4$ навесні, що свідчить про покращення якості води в даній точці або ефективність очищення.

Загалом можна відзначити, що:

- для більшості проб характерне підвищення ЗМЧ у весняний період;
- у зимовий період показники є відносно стабільними або помірними;
- окремі проби (№2, №3, №4) демонструють різкі коливання, що може бути пов'язано з локальними джерелами забруднення;
- відмінності між пробами свідчать про нерівномірність мікробіологічного стану води у різних точках дослідження.

Отримані результати вказують на необхідність сезонного контролю якості води та врахування впливу природних і техногенних факторів на рівень мікробного забруднення.

РОЗДІЛ 4

ОХОРОНА ПРАЦІ ПРИ ЕКОЛОГО-ТОКСИКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕННЯХ РІЧОК

Еколого-токсикологічні дослідження річок є важливим напрямом екологічного моніторингу, оскільки дозволяють оцінити рівень забруднення водних екосистем та вплив токсичних речовин на живі організми. Проведення таких досліджень пов'язане з роботою у польових та лабораторних умовах, використанням хімічних реагентів, спеціального обладнання та перебуванням поблизу водойм. Саме тому дотримання вимог охорони праці є необхідною умовою безпечного виконання робіт і збереження здоров'я працівників.

Перед початком досліджень усі працівники повинні пройти інструктаж з техніки безпеки, ознайомитися з правилами роботи у польових умовах та лабораторії, а також пройти медичний огляд. До виконання робіт допускаються лише особи, які володіють методиками відбору проб води, донних відкладів і біологічного матеріалу та знають правила поводження з токсичними речовинами. Особлива увага приділяється працівникам, які працюють із кислотами, лугами, органічними розчинниками та іншими небезпечними реагентами.

Під час польових досліджень на річках існує ризик травмування через слизькі береги, сильну течію, несприятливі погодні умови або використання плавзасобів. Для запобігання нещасним випадкам працівники повинні використовувати спеціальний одяг і взуття, рятувальні жилети при роботі на човнах, а також захисні рукавички. Забороняється проводити роботи під час грози, сильного туману чи паводків. Відбір проб води необхідно здійснювати обережно, використовуючи справний інвентар та дотримуючись правил безпечного пересування береговою лінією.

При роботі з пробами води та донних відкладів можливий контакт із патогенними мікроорганізмами та токсичними речовинами. У зв'язку з цим працівники повинні користуватися індивідуальними засобами захисту:

гумовими рукавичками, захисними окулярами, респіраторами та лабораторними халатами. Після завершення польових робіт необхідно ретельно мити руки та проводити дезінфекцію обладнання. Забороняється вживати їжу або палити безпосередньо у місцях відбору проб.

Лабораторний етап еколого-токсикологічних досліджень також вимагає суворого дотримання правил охорони праці. Робота з концентрованими кислотами, лугами, важкими металами та органічними розчинниками повинна проводитися у витяжних шафах із достатньою вентиляцією. Хімічні реактиви необхідно зберігати у спеціально призначених ємностях із відповідним маркуванням. Працівникам забороняється використовувати пошкоджений лабораторний посуд або несправне обладнання. У лабораторії повинні бути наявні аптечка першої допомоги, засоби пожежогасіння та інструкції з ліквідації аварійних ситуацій.

Особливу небезпеку становлять токсичні речовини, які можуть накопичуватися в організмі людини при тривалому контакті. Тому важливим заходом охорони праці є регулярний контроль концентрації шкідливих речовин у повітрі лабораторії та проведення медичних оглядів працівників. У разі потрапляння хімічних речовин на шкіру або в очі необхідно негайно промити уражене місце великою кількістю води та звернутися за медичною допомогою.

Важливим елементом охорони праці є правильна організація робочого місця. Лабораторні столи повинні бути чистими та впорядкованими, проходи — вільними, а небезпечні речовини — ізольованими від сторонніх осіб. Відходи досліджень, що містять токсичні компоненти, необхідно утилізувати відповідно до екологічних та санітарних норм. Забороняється зливати хімічні реагенти у каналізацію без попереднього знешкодження.

Таким чином, охорона праці при еколого-токсикологічних дослідженнях річок є важливою складовою професійної діяльності екологів та лаборантів. Дотримання правил безпеки під час польових і лабораторних робіт дозволяє мінімізувати ризики для здоров'я працівників, попередити аварійні ситуації та забезпечити ефективне проведення наукових досліджень.

ВИСНОВКИ

1. Річка Сіверський Донець є найбільшою річкою сходу України та головною водною артерією басейну Дону. Вона відіграє важливу роль у формуванні водного режиму регіону, забезпеченні водопостачання населених пунктів, розвитку промисловості, сільського господарства та підтриманні екологічної рівноваги природних екосистем. Сіверський Донець є важливим компонентом гідрографічної мережі Східної Європи та одним із ключових джерел поверхневих водних ресурсів Харківської області.

2. Основними джерелами забруднення річки Сіверський Донець на сучасному етапі є скид недостатньо очищених або неочищених стічних вод комунальних і промислових підприємств, а також дифузний змив із сільськогосподарських угідь. Значний вплив мають очисні споруди населених пунктів, ефективність яких часто є недостатньою, що призводить до надходження у водне середовище сполук азоту, фосфору, важких металів та органічних речовин. Додатковим джерелом забруднення виступає поверхневий стік з урбанізованих територій, який переносить нафтопродукти, побутові відходи та інші токсиканти.

3. Відбір зразків поверхневих вод з річки Сіверський Донець було здійснено восени 2025 року та взимку та навесні 2026 року. Метою досліджень було визначення вмісту окремих важких металів, розчинного кисню, загального мікробного числа, токсичних властивостей у зразках води з обраних створів.

4. Локація відбору зразків з р. Сіверський Донець та прилеглих водних об'єктів : місце скиду стічних вод у озеро Чайка з очисних споруд смт Слобожанське; обвідний канал скиду стічних вод у озеро Чайка з очисних споруд смт Слобожанське; р. Сіверський Донець, озеро Дичеве; р. Сів. Донець, пойма Червоного озера; р. Сів. Донець,, смт Черкаський Бишкін.

5. Для визначення хронічної токсичності води з річки Сів. Донець та інших водних об'єктів було використано методику біотестування з визначення хронічної токсичності води на ракоподібних *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg, яка

грунтується на встановленні різниці між виживаністю і (або) плодючістю періодафній у воді, що аналізується (експеримент) та у воді, в якій періодафнії культивуються (контроль).

5. Аналіз отриманих результатів з визначення токсичних властивостей зразків води, які було відібрано восени 2025 року показав, що токсичні властивості визначено у двох зразках поверхневих вод, які було відібрано з місті скиду стічних вод у озеро Чайка з очисних споруд смт Слобожанське та у обвідному каналі скиду стічних вод у озеро Чайка з очисних споруд смт Слобожанське. У цих створах було визначено 2 клас якості води – вода слабозабруднена. У створах р. Сіверський Донець, озеро Дичеве; р. Сів. Донець, пойма Червоного озера; р. Сів. Донець,, район смт Черкаський Бишкин у зразках води токсичних властивостей не було виявлено – вода чиста.

6. Просторовий аналіз зразків води, які було відібрано восени 2025 року показує, що максимальні концентрації більшості забруднюючих речовин спостерігаються у точці 2 (обвідний канал), де формується основний потік стічних вод. У напрямку до природних водойм (точки 3 - 5) відбувається зниження концентрацій унаслідок розбавлення та часткового самоочищення, проте рівень забруднення залишається підвищеним, особливо для марганцю та заліза.

7. Показники загального мікробного числа у зразках води, відібраних восени 2025 року, варіюють у межах від 31,1 до 95,0 КУО/см³, що відповідає діапазону $3,1 \times 10^4 - 9,5 \times 10^4$ КУО/дм³ (з урахуванням приведення значень). Найменше мікробне навантаження зафіксовано у пробі №1, тоді як максимальне – у пробі №2. Інші проби (№3–5) займають проміжне положення, формуючи групу з помірними значеннями.

8. За результатами проведених взимку 2026 року досліджень встановлено наявність токсичних властивостей у двох пробах поверхневих вод, відібраних у створі скиду стічних вод в озеро Чайка з смт Слобожанське, а також в обвідному каналі зазначеного скиду. У даних створах якість води відповідає II класу – слабозабруднена. Водночас у створах р. Сіверський Донець (озеро

Дичеве), р. Сіверський Донець (пойма Червоного озера) та р. Сіверський Донець (район смт Черкаський Бишкін) токсичних властивостей у досліджених зразках не виявлено, що відповідає I класу якості води – чиста.

9. Дослідження якості води, які було проведено взимку 2026 у п'яти досліджуваних створах, що відображають вплив скиду стічних вод з смт Слобожанське на водні об'єкти. Точки 1 - 2 характеризують безпосередню зону скиду в озеро Чайка, тоді як точки 3 - 5 відображають стан вод у річці Сіверський Донець та прилеглих водоймах.

Отримані результати свідчать про наявність перевищень нормативних значень для окремих показників, насамперед важких металів. Найбільш значні відхилення зафіксовано для марганцю. У зоні скиду його концентрація сягає 0,3 - 0,5 мг/л при допустимому рівні 0,05 мг/л, що перевищує норматив у декілька разів. Навіть у віддаленіших точках спостерігається перевищення, що вказує на здатність цієї речовини зберігатися у водному середовищі та поширюватися разом із потоком води.

10. Показники загального мікробного числа (ЗМЧ) у досліджених пробах води, відібраних взимку 2026 року, свідчать про певну варіабельність рівня мікробного забруднення. Значення ЗМЧ коливалися в межах від $56,5 \pm 1,31$ до $124,0 \pm 2,36$ КУО/см³, що у перерахунку становить від $5,6 \times 10^4$ до $1,2 \times 10^5$ КУО/дм³. Найнижчий показник було зафіксовано у пробі №5, що може вказувати на відносно кращу якість води в даній точці відбору. Водночас найвище значення виявлено у пробі №2, що свідчить про підвищене мікробне навантаження та можливу наявність локального джерела забруднення або недостатню ефективність процесів очищення.

11. За результатами проведених навесні 2026 року досліджень встановлено наявність токсичних властивостей у всіх зразках поверхневих вод. У створі – обвідний канал скиду стічних вод в озеро Чайка з смт Слобожанське визначено 3 клас якості води – вода помірно забруднена. В усіх інших створах якість води відповідала II класу – слабо забруднена.

12. Результати визначення вмісту важких металів та розчиненого кисню у зразках поверхневих вод свідчать про суттєвий вплив скиду стічних вод на формування хімічного складу досліджуваної водної системи, пов'язаної з річкою Сіверський Донець. Просторовий розподіл концентрацій дозволяє виділити чіткий градієнт забруднення від джерела скиду до умовно фонових ділянок.

Найбільш показовими є концентрації марганцю, які у точках 1-2 становлять 0,6 - 0,9 мг/л при гранично допустимому значенні 0,05 мг/л, що відповідає перевищенню у 12-18 разів. У точках 3-5 відмічається зниження до 0,2-0,25 мг/л, однак навіть ці значення перевищують норматив у 4 - 5 разів. Подібна динаміка вказує на інтенсивне надходження марганцю зі стічними водами та його подальше поширення у водному середовищі без повного видалення в процесах самоочищення.

13. Результати визначення загального мікробного числа (ЗМЧ) у досліджених пробах води, які було відібрано навесні 2026 року, свідчать про суттєву просторову неоднорідність мікробіологічного стану водного середовища. Встановлено, що значення ЗМЧ варіюють у широкому діапазоні – від $2,7 \times 10^4$ до $3,1 \times 10^5$ КУО/дм³, що вказує на різний ступінь бактеріального забруднення у досліджуваних створах.

14. Виявлена сезонна деградація якості води у весняний період обумовлена сукупною дією природних і техногенних факторів. Інтенсивне танення снігового покриву призводить до формування значного поверхневого стоку, який транспортує до водних об'єктів забруднюючі речовини, накопичені протягом зимового періоду у ґрунтах і на урбанізованих територіях. До таких забруднювачів належать залишки агрохімікатів, нафтопродукти, важкі метали та інші токсиканти. Паралельно підвищення температури води активізує біохімічні процеси, що сприяє ремобілізації забруднюючих речовин із донних відкладів та підвищенню їх біодоступності.

15. Аналіз за три сезони дозволяє зробити висновок про формування стійкого техногенного навантаження на водні об'єкти. Джерело забруднення

має постійний характер, а існуючі процеси розбавлення та самоочищення не забезпечують досягнення нормативної якості води. Основними індикаторами забруднення виступають марганець і залізо, тоді як наявність хрому (VI) та періодичні перевищення міді підтверджують техногенну природу впливу. Загальний екологічний стан водної системи оцінюється як напружений із тенденцією до збереження хронічного забруднення.

16. Динаміка загального мікробного числа (ЗМЧ) у пробах води за період осінь 2025 – весна 2026 років демонструє виражені сезонні коливання та різну поведінку показників залежно від точки відбору.

Загалом можна відзначити, що: для більшості проб характерне підвищення ЗМЧ у весняний період; у зимовий період показники є відносно стабільними або помірними; окремі проби (№2, №3, №4) демонструють різкі коливання, що може бути пов'язано з локальними джерелами забруднення; відмінності між пробами свідчать про нерівномірність мікробіологічного стану води у різних точках дослідження.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Ali H., Khan E., Ilahi I. Environmental chemistry and ecotoxicology of hazardous heavy metals: environmental persistence, toxicity, and bioaccumulation. *J. Chem.* 2019, 6730305. <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>
2. Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., Lévêque C., Sullivan C.A. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.*, 81 (2). 2006, pp. 163-182, <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
3. Jaishankar M., Tseten T., Anbalagan N., Mathew B.B., Beeregowda K.N., Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals *Interdiscip. Toxicol.*, 7(2). 2014. pp. 60-72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
4. Witkowska D., Słowik J., Chilicka K., Heavy metals and human health: Possible exposure pathways and the competition for protein binding sites *Molecules*, 26 (19). 2021. p. 6060, <https://doi.org/10.3390/molecules26196060>
5. Dutta S., Datta A., Zaid A., Bhat J.A. Metalloids and their impact on the environment. *Metalloids in plants: Advances and future prospects.* Wiley. 2020. pp. 19-26. <https://doi.org/10.1002/9781119487210.ch2>
6. Angulo-Bejarano I., Puente-Rivera J., Cruz-Ortega R. Metal and metalloid toxicity in plants: an overview on molecular aspects. *Plants*. 10 (4). 2021. p. 635. <https://doi.org/10.3390/plants10040635>
7. Karthikeyan O.P., Smith T.J., Dandare S.U., Parwin K.S., Singh H., Loh H.X., Kumaresan D. Metal(loid) speciation and transformation by aerobic methanotrophs. *Microbiome*. 9. 2021. pp. 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.microm.2021.01.011>
8. Tchounwou P.B., Yedjou C.G., Patlolla A.K., Sutton D.J. Heavy metal toxicity and the environment. A. Luch (Ed.). *Molecular, clinical and environmental toxicology*, 101, Springer, Basel. 2012. pp. 133-164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
9. Reichelt-Brushett A., Batley G. Metals and metalloids (Springer Textbooks in Earth Sciences, Geography and Environment) A. Reichelt-Brushett (Ed.), Marine pollution –

- Monitoring, management and mitigation. *Springer, Cham*. 2023. pp. 101-127. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10127-4_5
10. Kumar P., Gacem A., Ahmad M.T., Yadav V.K., Singh S., Yadav K.K., Cabral-Pinto M. Environmental and human health implications of metal(loid)s: Source identification, contamination, toxicity, and sustainable clean-up technologies. *Front. Environ. Sci.* 10. 2022. 949581. <https://doi.org/10.103389/fenvs.2022.949581>
 11. Debnath A., Singh P.K., Chandra Sharma Y. Metallic contamination of global river sediments and latest developments for their remediation. *J. Environ. Manag.*, 298. 2021. 113378. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113378>
 12. Ji P., Wang P., Chen H., Xu Y., Ge J., Tian Z., Yan Z. Potential of copper and copper compounds for anticancer applications. *Pharm. (Basel, Switz.)*. 16 (2). 2023. p. 234. <https://doi.org/10.3390/ph16020234>
 13. Hu S.L., Chen X.C., Xue Y.X., Zhi L.Y., Yang Y.H., Zhu Y.G. Metal(loid) s in aquatic products and their potential health risk. *Expo. Health*. 2023. pp. 1-14. <https://doi.org/10.1007/s12403-023-00536-1>
 14. Bjerregaard P., Andersen C.B., Andersen O. Ecotoxicology of Metals —Sources, Transport, and Effects on the Ecosystem. *F.N. Gunnar, C. Max (Eds.), Handbook on the toxicology of metals, Academic. Press*. 2022. pp. 593-627. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59453-2.00021-4>
 15. Bashir I., Lone F.A. , Bhat R.A. , Mir S.A. , Dar Z.A. , Dar S.A. Concerns and threats of contamination on aquatic ecosystems. *Bioremediation Biotechnol.: Sustain. Approaches Pollut. Degrad.* 2020. pp. 1-26. https://doi.org/10.1007/978-3-030-35691-0_1
 16. DeForest D.K., Brix K.V., Adams W.J. Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: the inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquat. Toxicol.*, 84 (2). 2007. pp. 236-246. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.02.022>
 17. Chapman, P.M. Wang F.Y. Assessing sediment quality using chemical measurements, bioindicator organisms, and toxicity testing. *Environ. Sci. Technol.* 49 (3). 2015. pp 1326-1336. <https://doi.org/10.1021/es504716e>

18. Ives C.D., Lentini P.E., Threlfall C.G., Ikin K., Shanahan D.F., Garrard G.E., Kendal D. Cities are hotspots for threatened species. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 25 (1). 2016. pp. 117-126. <https://doi.org/10.1111/geb.12404>
19. Ndatimana G., Nantege D., Arimoro F.O. A review of the application of the macroinvertebrate-based multimetric indices (MMIs) for water quality monitoring in lakes. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 30 (29). 2023. pp. 73098-73115. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27559-0>
20. Violante A.U.D.N., Cozzolino V.U.D.N., Perelomov L.P.S.U., Caporale A.G., Pigna M.U.D.N. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, 10 (3). 2010. pp. 268-292. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000100005>
21. Caporale A.G., Violante A. Chemical processes affecting the mobility of heavy metals and metalloids in soil environments. *Curr. Pollut. Rep.*, 2. 2016. pp. 15-27. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0024-y>
22. Sun J., Zhao M., Huang J., Liu Y., Wu Y., Cai B., Han Z., Huang H., Fan Z. Determination of priority control factors for the management of soil trace metal(loid)s based on source-oriented health risk assessment. *J. Hazard. Mater.*, 423 (Pt A). 2022. 127116. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127116>
23. Küçüksümbül A., Akar A.T., Tarcan G. Source, degree and potential health risk of metal(loid)s contamination on the water and soil in the Söke Basin. *Western Anatolia, Turkey Environ. Monit. Assess.*, 194. 2022. p. 6. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09670-2>
24. Mason E., Wieser P.E., Liu E.J., Edmonds M., Ilyinskaya E., Whitty R.C., Oppenheimer C. Volatile metal emissions from volcanic degassing and lava-seawater interactions at Kīlauea Volcano. *Hawai'i Commun. Earth Environ.*, 2 (1). 2021. p. 79. <https://doi.org/10.1038/s43247-021-00145-3>
25. Huang B., Guo Z., Tu W., Peng C., Xiao X., Zeng P., Xiong J. Geochemistry and ecological risk of metal(loid)s in overbank sediments near an abandoned lead/zinc mine in Central South China. *Environ. Earth Sci.*, 77. 2018. pp. 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7249-1>
26. Grosche A., Klemd R., Denkel K, Keith M., Haase K.M., Voudouris P.C., Wiedenbeck M. Sources, transport, and deposition of metal(loid)s recorded by sulfide and

rock geochemistry: constraints from a vertical profile through the epithermal Profitis Ilias Au prospect, Milos Island, Greece. *Miner. Depos.*, 58 (6). 2023. pp. 1101-1122. <https://doi.org/10.1007/s00126-023-01170-2>

27. Mohammed A.S., Kapri A., Goel R. Heavy Metal Pollution: Source, Impact, and Remedies M. Khan, A. Zaidi, R. Goel, J. Musarrat (Eds.), *Environmental Pollution, Biomanagement of metal-contaminated soils*, 20, Springer, Dordrecht 2011. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1914-9_1

28. Vareda J.P., Valente A.J.M., Durães L. Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: a review. *J. Environ. Manag.*, 246. 2019. pp. 101-118. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.126>

29. Hou D., O'Connor D., Igalavithana A.D., Alessi D.S., Luo J., Tsang D.C., Ok Y.S. Metal contamination and bioremediation of agricultural soils for food safety and sustainability. *Nat. Rev. Earth Environ.*, 1 (7). 2020. pp. 366-381. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0061-y>

30. Liang A., Wang Y., Guo H., Bo L., Zhang S., Bai Y. Assessment of pollution and identification of sources of heavy metals in the sediments of Changshou Lake in a branch of the Three Gorges Reservoir. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22. 2015. pp. 16067-1607. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4825-8>

31. Briffa J., Sinagra E., Blundell R. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*. 6 (9). 2020. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>

32. Petranich E., Crosera M., Pavoni E., Faganeli J., Covelli S. Behaviour of metal(loid)s at the sediment-water interface in an aquaculture lagoon environment (Grado Lagoon, Northern Adriatic Sea, Italy). *Appl. Sci.*, 11 (5). 2021. p. 2350. <https://doi.org/10.3390/app11052350>

33. He N., Liu L., Wei R., Sun K. Heavy metal pollution and potential ecological risk assessment in a typical mariculture area in Western Guangdong. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 18 (21). 2021. p. 11245. <https://doi.org/10.3390/ijerph182111245>

34. Zhou Q., Zhang J., Fu J., Shi J., Jiang G. Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Anal. Chim. Acta*, 606 (2). 2008. pp. 135-150. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2007.11.018>

35. Lin T., Lin J.Y., Cui S.H., Cameron S. Using a network framework to quantitatively select ecological indicators. *Ecol. Indic.*, 9 (6). 2009. pp. 1114-1120. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.12.009>
36. Dey M., Akter A., Islam S., Chandra Dey S., Choudhury T.R., Fatema K.J., Begum B.A. Assessment of contamination level, pollution risk and source apportionment of heavy metals in the Halda. *River water, Bangladesh Heliyon*, 7 (12). 2021. Article e08625. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08625>
37. Kadim M.K., Risjani Y. Biomarker for monitoring heavy metal pollution in aquatic environment: an overview toward molecular perspectives. *Emerg. Contam.*, 8. 2022. pp. 195-205. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2022.02.003>
38. Prabhakaran K., Nagarajan R., Franco F.M., Kumar A.A. Biomonitoring of Malaysian aquatic environments: a review of status and prospects. *Ecohydrol. Hydrobiol.*, 17 (2). 2017. pp. 134-147. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.03.001>
39. Saroop S., Tamchos S. Monitoring and Impact Assessment Approaches for Heavy Metals. *Heavy metals in the environment: Impact, assessment, and remediation, Elsevier*. 2021. pp. 57-86. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821656-9.00004-3>
40. ДСТУ 4174:2003 Якість води. Визначення хронічної токсичності хімічних речовин та води на *Daphnia magna* Straus та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 10706:2000, MOD). Київ: Держспоживстандарт України, 2004.
41. ДСТУ EN ISO 6222:2015. Якість води. Підрахунок культивованих мікроорганізмів. – Київ: ДП «УкрНДНЦ», 2016. 59
42. Міністерство охорони здоров'я України. Про затвердження Гігієнічних нормативів якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення : наказ МОЗ України від 02.05.2022 № 721, зареєстр. в М-ві юстиції України 16.05.2022 за № 524/37860 (зі змінами). Київ, 2022. URL: <https://zakon.rada.gov.ua> (дата звернення: 25.04.2026).