

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

ПОГОДЖЕНО

**Декан факультету захисту рослин,
біотехнологій та екології**

_____ **Коломієць Ю.В.**
« ____ » _____ 2026 р.

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

**Завідувач кафедри екології агросфери
екології агросфери та екологічного
контролю**

_____ **Наумовська О.І.**
« ____ » _____ 2026 р.

БАКАЛАВРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

на тему: «Дослідження джерел та наслідків забруднення озера Вирлиця в місті Києві»

Спеціальність 101 «Екологія»
(код і назва)

Освітньо-професійна програма «Екологія»

Гарант освітньої програми

Доктор педагогічних наук,
професор кафедри загальної
екології, радіобіології та
безпеки життєдіяльності

(підпис)

Володимир БОГОЛЮБОВ

Керівник бакалаврської роботи

к. пед. наук, доцент

(науковий ступінь та вчене звання)

(підпис)

Віта СТРОКАЛЬ

(ПІБ)

Виконала

(підпис)

Марина СУШКІНА

(ПІБ студента)

КИЇВ-2026

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**

**Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології
Катедра екології агросфери та екологічного контролю
Освітній ступінь «Бакалавр»
Спеціальність 101 «Екологія»**

**ЗАТВЕРДЖУЮ
Завідувачка кафедри
екології агросфери та
екологічного контролю**

Наумовська О. І.

“ ” _____ 2026 р.

**ЗАВДАННЯ
на виконання бакалаврської кваліфікаційної роботи студенту**

Сушкіна Марина Віталіївна

1. Тема роботи «Дослідження джерел та наслідків забруднення озера
Вирлиця в місті Києві»
керівник роботи доц., канд. пед. наук Строкаль В. П.
2. Строк подання студентом роботи 14 травня 2026 року
3. Вихідні дані до роботи: літературні дані, нормативні документи,
результати моніторингу.
4. Зміст розрахунково-пояснювальної записки (перелік питань, які
потрібно розробити):
 - 4.1. Здійснити теоретичний аналіз антропогенного впливу на
урбанізовані водойми та методологічних основ інтегрованого управління
якістю поверхневих вод.
 - 4.2. Надати фізико-географічну та екологічну характеристику озера
Вирлиця та обґрунтувати програму польового відбирання проб.
 - 4.3. Провести комплексний хімічний та мікробіологічний аналіз
якості водного середовища озера Вирлиця за широким переліком
показників.
 - 4.4. Здійснити комплексну оцінку екологічного стану озера Вирлиця
та сформулювати практичні рекомендації щодо його покращення.

Дата видачі завдання 12 вересня 2025 року.

Завдання прийняла до виконання

(підпис)

Сушкіна М.В.
(прізвище та ініціали)

**Керівник бакалаврської
кваліфікаційної роботи**

(підпис)

Строкаль В.П.
(прізвище та ініціали)

РЕФЕРАТ

Тема бакалаврської роботи: Дослідження джерел та наслідків забруднення озера Вирлиця в місті Києві.

Актуальність теми полягає в необхідності комплексного дослідження стану озера Вирлиця — урбанізованої безстічної водойми Лівобережного Києва — за широким спектром хімічних та мікробіологічних показників з метою формування актуальної документальної наукової бази для прийняття управлінських рішень.

Мета роботи полягає у дослідженні джерел та наслідків забруднення озера Вирлиця на основі комплексного хімічного та мікробіологічного аналізу якості водного середовища у просторовому розрізі.

Об'єктом дослідження є якісний склад поверхневих вод озера Вирлиця за хімічними та мікробіологічними показниками, просторовий розподіл забруднювачів та їхня відповідність нормативним вимогам. *Предметом дослідження* є водне середовище озера Вирлиця (Дарницький район, м. Київ). Для досягнення поставленої мети було визначено *завдання*:

- 1) здійснити теоретичний аналіз сучасних досліджень антропогенного впливу на урбанізовані водойми та методологічних основ інтегрованого управління якістю поверхневих вод;
- 2) надати фізико-географічну та екологічну характеристику озера Вирлиця та обґрунтувати програму польового відбирання проб;
- 3) провести порівняльний аналіз хімічних та мікробіологічних показників якості води у трьох просторово розподілених точках відбору;
- 4) здійснити комплексну оцінку екологічного стану озера Вирлиця та сформулювати практичні рекомендації щодо його екологічного оздоровлення.

Наукова новизна роботи полягає у формуванні першої актуальної документальної наукової бази щодо стану водного середовища озера Вирлиця на основі акредитованих лабораторних досліджень 40 хімічних та 5 мікробіологічних показників з просторовою диференціацією у трьох точках відбору.

У процесі виконання роботи було використано такі *категорії методів*: польовий метод відбирання проб (ДСТУ ISO 5667-4:2003, ДСТУ EN ISO 19458:2022), акредитовані лабораторні методи (атомно-емісійна спекторметрія ICP-AES, потенціометрія, фотометрія, гравіметрія, мікробіологічний посів), порівняльно-аналітичний та просторовий аналіз.

Визначення фізико-хімічних показників якості води проводилося відповідно до чинних методик і нормативних документів України. Також використовувалися методи аналізу наукової літератури, а також узагальнення й систематизації отриманих результатів.

Практичне значення роботи полягає у можливості використання отриманих результатів органами місцевого самоврядування при розробленні заходів з екологічного оздоровлення водойми, службами

екологічного контролю для планування моніторингових програм, а також у навчальному процесі профільних кафедр з екології та охорони водних ресурсів.

Ключові слова: озеро Вирлиця, урбанізована водойма, важкі метали, мікробіологічне забруднення, гідрохімічні показники, екологічний стан.

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ, СКОРОЧЕНЬ І ТЕРМІНІВ

ГДК – гранично допустима концентрація

ГІС – географічна інформаційна система

ДСТУ – національний стандарт України

КНД – керівний нормативний документ

МВВ – методика виконання вимірювань

НААУ – Національне агентство з акредитації України

ПАР – поверхнево-активні речовини

ХСК – хімічне споживання кисню

ХСКCr – хімічне споживання кисню, визначене дихроматним (біхроматним) методом

ЦВ – відомча методика визначення (позначення методики на нафтопродукти)

AES – atomic emission spectrometry — атомно-емісійна спектрометрія

GC–MS – gas chromatography–mass spectrometry — газова хроматографія з мас-спектрометрією

HRMS – high-resolution mass spectrometry — мас-спектрометрія високої роздільної здатності

ICP–AES – inductively coupled plasma atomic emission spectrometry — атомно-емісійна спектрометрія з індуктивно зв'язаною плазмою

IoT – Internet of Things — Інтернет речей

IWRM – Integrated Water Resources Management — інтегроване управління водними ресурсами

MCDA – Multi-Criteria Decision Analysis — багатокритеріальний аналіз рішень

ML – machine learning — машинне навчання

NBS – Nature-Based Solutions — природоорієнтовані рішення

NLP – Natural Language Processing — оброблення природної мови

PPCPs – Pharmaceuticals and Personal Care Products — фармацевтичні препарати та засоби особистої гігієни

UWWTD – Urban Waste Water Treatment Directive — Директива про очищення міських стічних вод

WQI – Water Quality Index — індекс якості води

WSUD – Water-Sensitive Urban Development — водочутливий міський розвиток

WTP – willingness to pay — готовність платити

ЗМІСТ

ВСТУП	10
РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ТА АНАЛІЗ ДОСЛІДЖЕНЬ ЩОДО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ	13
1.1 Стан міських водних об'єктів в умовах сучасного антропогенного навантаження.....	13
1.2 Теоретико–методологічні основи інтегрованого управління та моніторингу якості водних ресурсів	17
1.3 Екологічні ризики та стратегії відновлення міських водних екосистем	21
РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТ, МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ ...	26
2.1 Фізико–географічна та екологічна характеристика озера Вирлиця як об'єкта дослідження	26
2.2 Програма, умови та методологія відбору проб.....	28
2.3 Методи лабораторного аналізу та нормативна база оцінки якості води.....	31
РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ ...	35
3.1 Органолептичні показники, кислотно–лужний баланс та показники органічного забруднення.....	35
3.2 Вміст важких металів та специфічних органічних забруднювачів ...	39
3.3 Мікробіологічний стан водойми та комплексна оцінка екологічного стану озера Вирлиця	44
ВИСНОВКИ	49
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	52

ВСТУП

Водні ресурси є невід'ємною складовою міського середовища та одним із ключових показників якості довкілля. Міські озера виконують важливі екологічні функції: регулюють мікроклімат, підтримують біорізноманіття, є об'єктами рекреаційного використання населення. Водночас саме ці водойми першими зазнають наслідків антропогенного навантаження — накопичення органічних речовин, важких металів, мікробіологічного забруднення та евтрофікації [1, 3, 5].

Озеро Вирлиця, розташоване у Дарницькому районі міста Києва, є одним із найбільших природних водних об'єктів лівобережжя столиці. Безстічний гідрологічний режим водойми, значна глибина, щільне урбанізоване оточення та безпосереднє сусідство з великими техногенними об'єктами формують специфічний комплекс екологічних ризиків. Попри суспільну значущість озера, комплексні наукові дослідження стану його водного середовища за широким спектром хімічних та мікробіологічних показників у відкритому науковому просторі були відсутні, що й обумовлює актуальність даної роботи [41, 42].

Мета роботи – дослідити джерела та наслідки забруднення озера Вирлиця в місті Києві на основі комплексного хімічного та мікробіологічного аналізу якості водного середовища у просторовому розрізі.

Для досягнення поставленої мети вирішувалися такі **завдання**:

1) здійснити теоретичний аналіз сучасних досліджень антропогенного впливу на урбанізовані водойми та методологічних основ інтегрованого управління якістю поверхневих вод;

2) дати фізико–географічну та екологічну характеристику озера Вирлиця як об'єкта дослідження та обґрунтувати програму польового відбирання проб;

3) описати методи лабораторного аналізу та нормативну базу, застосовані для оцінки якості водного середовища;

4) провести порівняльний аналіз органолептичних, фізичних та хімічних показників якості води у трьох просторово розподілених точках відбору;

5) оцінити вміст важких металів та специфічних органічних забруднювачів у водній товщі та встановити характер їхнього просторового розподілу;

6) дослідити мікробіологічний стан водойми та здійснити комплексну оцінку екологічного стану озера Вирлиця із формулюванням практичних рекомендацій.

Предмет дослідження – водне середовище озера Вирлиця (Дарницький район, м. Київ).

Об'єкт дослідження – якісний склад поверхневих вод озера Вирлиця за хімічними та мікробіологічними показниками, просторовий розподіл забруднювачів та їхня відповідність нормативним вимогам.

Методи дослідження. У роботі застосовано такі методи: **аналіз наукової літератури та нормативних документів** — для теоретичного обґрунтування; **польовий метод відбирання проб** відповідно до ДСТУ ISO 5667–4:2003 та ДСТУ EN ISO 19458:2022; **акредитовані лабораторні методи аналізу** — атомно–емісійна спектрометрія (ICP–AES), потенціометрія, фотометрія, гравіметрія, мікробіологічний посів; **порівняльно–аналітичний метод** — для зіставлення результатів із нормативними значеннями згідно з Наказом МОЗ України № 721 від 02.05.2022 та № 172 від 19.06.1996; **просторовий аналіз** — для виявлення градієнтів забруднення між точками відбору.

Практична значущість роботи полягає у формуванні актуальної документальної наукової бази щодо стану водного середовища озера Вирлиця на основі акредитованих лабораторних досліджень. Отримані результати можуть бути використані органами місцевого самоврядування при розробленні заходів з екологічного оздоровлення водойми, службами екологічного контролю для планування моніторингових програм, а також у навчальному процесі профільних кафедр з екології та охорони водних ресурсів.

Кваліфікаційна робота складається з вступу, трьох розділів, висновків та списку використаних джерел. Загальний обсяг основного тексту – 57 сторінок. Робота містить 6 таблиць. Список використаних джерел налічує 48 позицій, з яких 29 – англomовні наукові публікації в реферованих журналах.

РОЗДІЛ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ТА АНАЛІЗ ДОСЛІДЖЕНЬ ЩОДО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

1.1 Стан міських водних об'єктів в умовах сучасного антропогенного навантаження

Міські водні об'єкти у промислово розвинених регіонах перебувають під впливом комплексу джерел забруднення, серед яких — побутові й промислові стічні води, зливовий поверхневий стік з урбанізованих територій, атмосферні опади та акумуляція забруднювачів у донних відкладах. Структура забруднення таких водойм типово охоплює нафтові вуглеводні (зокрема поліциклічні ароматичні), важкі метали, біогенні елементи азоту і фосфору, синтетичні поверхнево-активні речовини, а також новітні (емерджентні) забруднювачі — фармацевтичні препарати, продукти особистої гігієни та мікропластик [2, 28, 30].

Київ є показовим прикладом великого європейського міста, у межах якого функціонує мережа різнотипних водойм: каскад Опечень в Оболонському районі, озера лівобережжя (Тельбин, Райдужне, Вирлиця та інші), внутрішньоміські ділянки Дніпра і Десни. Дослідження донних відкладів та поверхневих вод системи озер Опечень виявили перевищення фонових концентрацій важких металів і органічних забруднювачів, а також підвищення інтегральних показників екологічного ризику для гідробіонтів [3]. Комплексне обстеження поверхневих вод Дніпра у межах м. Києва зафіксувало одночасну присутність ПАВ, поліхлорованих біфенілів, важких металів та фармацевтичних сполук, причому гострий і хронічний токсикологічний ефект чітко проявлявся у пробах, відібраних поблизу скиду муніципальних очисних споруд [2].

Окремим важливим аспектом є забруднення міських водойм Києва нафтопродуктами. Дослідження, що охопило мережу київських озер, продемонструвало регулярну присутність нафтових вуглеводнів у водній товщі та донних відкладах; рівень забруднення корелює з характером водозбірної території і помітно зростає в озерах, що отримують зливовий стік з прилеглих

автомагістралей [1]. Цей результат узгоджується з даними міжнародних робіт: ще наприкінці ХХ ст. було встановлено, що поверхневий стік з автомобільних мостів та доріг здійснює подвійний вплив на прилеглі водойми — короткочасне погіршення якості води в момент дощу та довготривале забруднення через накопичення речовин у донних відкладах [29].

Евтрофікація – інтенсивний розвиток фітопланктону внаслідок надмірного надходження сполук азоту та фосфору — є хронічним явищем для більшості водойм Київського регіону. Аналіз процесів евтрофікації Київського водосховища за період 2021–2023 рр. виокремлює дві групи факторів: природні (повені, абразійні процеси, зміна клімату) та антропогенні (сільськогосподарські й промислові стоки, побутові скиди) [4]. За час свого існування Київське водосховище перейшло з мезотрофного стану в евтрофний; масовий «цвіт» води, спричинений ціанобактеріями, є типовим явищем вегетаційного сезону [4]. Для невеликих ізольованих лівобережних озер картина евтрофікації може бути ще різкішою через уповільнений водообмін.

Системною причиною деградації якості води у містах України залишається недосконалість систем комунальної каналізації та водовідведення. У сучасних наукових публікаціях зазначається, що значна частка стічних вод в Україні скидається у поверхневі водні об'єкти з недостатнім очищенням, а пошкодження інфраструктури внаслідок бойових дій після лютого 2022 р. додатково посилює цю проблему [5]. Відновлення та модернізація систем очищення стоків мають стати одним із пріоритетів післявоєнної відбудови, оскільки без цього будь-які локальні зусилля з оздоровлення водойм мають обмежений ефект [5].

Описана картина не є винятково київською. Подібні проблеми зафіксовано у Харкові, де виявлено перевищення нормативних значень за низкою показників — амонійним азотом, ХСК, важкими металами — у міських річках та водоймах [7]. У країнах ЄС, де регуляторна база поводження зі стічними водами історично розвиненіша, у 2024 р. відбувся перегляд Директиви про очищення муніципальних стічних вод (UWWTD); нова редакція посилює вимоги щодо

видалення мікрозабруднювачів – фармацевтичних та косметичних сполук – і запроваджує принцип розширеної відповідальності виробника [8]. Для України ці зміни задають орієнтири майбутньої гармонізації національного водного законодавства.

Серед емерджентних забруднювачів особливу увагу науковці приділяють фармацевтичним препаратам та засобам особистої гігієни (PPCPs). Системний характер їх надходження у міські водойми через побутові стоки та обмежена ефективність традиційних очисних споруд щодо цих сполук задокументовані як одна з ключових проблем сучасної гідроекології [30]. Дослідження мікропластику показують, що дрібні фракції полімерних частинок здатні акумулюватися у тканинах гідробіонтів, переноситися харчовими ланцюгами та чинити токсичний ефект на водних безхребетних і риб [28]. Окремим напрямом є дослідження ртутного забруднення європейських внутрішніх вод: методом дистанційного зондування ідентифіковано основні промислові, гірничодобувні та атмосферні шляхи надходження ртуті у поверхневі водойми Європи [6].

Особливим методологічним напрямом є аналіз акумуляції важких металів у донних відкладах, які виконують роль довгострокового депо забруднювачів. Джерело–орієнтована модель оцінки екологічного ризику від важких металів у донних відкладах, застосована на прикладі озера Тайху в Китаї, дозволила встановити, що різні джерела (промислові, побутові, транспортні) мають характерні «геохімічні підписи» в осадовому профілі [38]. Подібна методологія є застосовною й до водойм Лівобережного Києва, особливо з огляду на специфічний промисловий контекст їхнього розташування.

Принципово важливим для розуміння функціонування таких водойм як озеро Вирлиця є системний аналіз малих природних озер у межах урбанізованих водозборів. Для таких об'єктів характерні коливання рівня води, уповільнений природний водообмін, обмежений вплив проточності та підвищена схильність до акумуляції забруднювачів [40]. Безстічний характер таких водойм робить їх

особливо вразливими, що обґрунтовує необхідність регулярного гідрохімічного моніторингу за широким переліком показників.

Узагальнення наведених результатів засвідчує, що міські водойми України та інших країн перебувають у стані хронічного, але диференційованого антропогенного навантаження. Найбільш інформативними групами показників, що потребують систематичного моніторингу, є: біогенні елементи (індикатори евтрофікації), важкі метали – особливо залізо, марганець, свинець, цинк (маркери транспортного й промислового впливу), нафтові вуглеводні, хімічне споживання кисню як інтегральний показник органічного навантаження, а також санітарно–мікробіологічні характеристики. Безстічна водойма у щільно урбанізованій частині лівобережного Києва є типовим об'єктом для застосування такого комплексного підходу, що й визначає об'єктно–предметне поле подальших розділів цієї роботи.

Окремої уваги заслуговує проблема акумуляції забруднювачів у трофічних ланцюгах міських водойм. Поверхневі активні речовини, фармацевтичні препарати та мікропластик не лише фізично присутні у водній товщі, але й здатні до біоаккумуляції в тканинах гідробіонтів та біомагніфікації у вищих трофічних ланках [28, 30]. Це означає, що навіть низькі концентрації цих сполук, які формально не перевищують гранично допустимих рівнів, з часом можуть призвести до значних змін у видовому складі та функціонуванні водних екосистем. Для невеликих міських водойм така кумулятивна дія є особливо небезпечною через обмежений обсяг водної маси та уповільнений водообмін.

Важливим компонентом сучасного аналізу забруднення є врахування сезонної динаміки. У холодний період (грудень–березень) інтенсивність біологічних процесів знижується, що зменшує мікробіологічне навантаження та темпи розкладання органічних речовин; водночас зимове перемішування забезпечує вирівнювання концентрацій по вертикалі. У теплий період (червень–вересень), навпаки, активізуються процеси цвітіння води, термічна стратифікація створює анаеробні умови у придонному шарі, а рекреаційне навантаження різко

зростає [4]. Тому одноразовий моніторинг є інформативним лише як точковий індикатор стану водойми у конкретний момент і потребує доповнення сезонними дослідженнями для формування цілісної картини.

1.2 Теоретико–методологічні основи інтегрованого управління та моніторингу якості водних ресурсів

Сучасне управління якістю міських водних об'єктів спирається на концепцію інтегрованого управління водними ресурсами (Integrated Water Resources Management, IWRM), яка передбачає координовану діяльність органів влади, експертної спільноти та водокористувачів у межах басейнового підходу. IWRM реалізується одночасно як інституційна рамка (framework) — система правил, угод і відповідальностей — та як процес (process) водогосподарського планування з широкою участю стейкхолдерів [18]. Незважаючи на 25–річну історію концепції та закріплення IWRM у Цілі сталого розвитку № 6 (Target 6.5.1), глобальний прогрес у її впровадженні залишається повільним, що вимагає додаткових зусиль з боку освітньої та наукової спільноти [18].

Аналіз викликів впровадження IWRM у містах різних регіонів світу дозволяє виокремити три ключові групи бар'єрів: інституційні (фрагментованість повноважень), фінансові (нестача стабільних джерел фінансування водогосподарських заходів) і політичні (короткостроковий горизонт прийняття рішень) [20]. Для урбанізованих водозборів характерним є особливо складний комплекс цих факторів, що часто стає причиною неефективності навіть науково обґрунтованих природоохоронних програм.

В Україні гармонізація водного законодавства з європейською нормативно–правовою базою відбувалася поступово протягом останніх двох десятиліть. Опорним документом ЄС у цій сфері є Водна рамкова директива 2000/60/ЄС, яка вимагає від держав–членів забезпечити досягнення «доброго екологічного стану» (good ecological status) усіх поверхневих водних об'єктів. У жовтні 2016 р. Верховна Рада прийняла закон про впровадження положень ВРД

у національне водне законодавство, запровадивши принципи басейнового управління та плани управління річковим басейном [13]. Серед основних труднощів цієї імплементації – недостатня деталізація методології встановлення базових (фонових) умов, обмежений обсяг систематичного гідробіологічного моніторингу та відсутність уніфікованої системи класифікації для всіх типів водних об'єктів [13].

Системним документом міжнародного рівня є дванадцять принципів водного врядування ОЕСР, оприлюднених у 2015 р. та оновлених у вигляді індикаторної рамки у 2018 р. [24]. Принципи структуровані за трьома вимірами: ефективність (efficiency), результативність (effectiveness) і залученість/довіра (trust and engagement). Їх імплементація передбачає переведення абстрактних положень у вимірювані індикатори. Сучасні дослідження пропонують різні підходи до побудови таких індикаторів: мікрорівневі показники для оцінки стану міських систем водопостачання та водовідведення, що дозволяють кількісно фіксувати ефекти управлінських рішень [22], та індикатори, побудовані на концепції екосистемних послуг (regulating, provisioning, cultural services), що дозволяють інтегрувати природоохоронну й соціально–економічну логіку в одну систему оцінки [21].

Основою практичного моніторингу якості води традиційно залишається хімічний аналіз: відбір проб за стандартизованими методиками, лабораторне визначення ключових показників та зіставлення з нормативними значеннями. Для України методологічну основу формують серія ДСТУ ISO 5667 (відбір і зберігання проб), ДСТУ EN ISO 11885 (атомно–емісійна спектрометрія з ICP) та національні методики виконання вимірювань (МВВ, КНД), затверджені у системі акредитованих лабораторій. Цей класичний підхід покладено в основу методології другого розділу даної роботи.

Поряд із хімічними методами все ширше застосовується біологічний моніторинг – використання живих організмів або їх угруповань для оцінки якості водного середовища [10]. Концепція біоіндикаторів охоплює оцінку стану як

екосистем, так і здоров'я людини; вимоги до видів–індикаторів включають чутливість, специфічність відгуку, репрезентативність та можливість стандартизації спостереження [32]. У практиці моніторингу поверхневих вод як біоіндикатори найчастіше використовуються фітопланктон, макрофіти, бентосні безхребетні та риби.

Технологічним напрямом останніх десятиліть є розроблення сенсорних систем для безперервного моніторингу якості води в режимі реального часу. У методологічних публікаціях описано основні типи сенсорів (оптичні, електрохімічні, біосенсиори) та підходи до їх застосування у мережах автоматизованих станцій моніторингу [33]. Для емерджентних мікрозабруднювачів, які присутні у воді у наногамових концентраціях, ефективним рішенням є пасивне пробовідбирання у поєднанні з мас–спектрометрією високої роздільної здатності (HRMS): нецільовий (non–targeted) аналіз дозволяє виявити сотні органічних сполук в одному пробовідборі та здійснити їх напівкількісне оцінювання [39].

Найбільш динамічно розвивається напрям застосування машинного навчання та геоінформаційних систем у моніторингу якості води. Інтеграція алгоритмів машинного навчання з індексом якості води (Water Quality Index, WQI) та геопросторовим аналізом ГІС дозволяє автоматично виділяти просторові патерни забруднення та виявляти приховані зв'язки між показниками [23]. Для українських поверхневих вод відповідні рішення також розвиваються: розроблено систему автоматизованого використання запитів природною мовою (NLP–інтерфейс) для комплексного аналізу стану поверхневих вод басейну Південного Бугу, що істотно полегшує доступ управлінського персоналу до результатів моніторингу [14].

Сучасна методологічна парадигма моніторингу якості води є мультиметодною: хімічні методи дають кількісну оцінку конкретних забруднювачів, біологічні — інтегральну оцінку наслідків впливу на екосистему, сенсорні — часову роздільність вимірювань, а ML/ГІС–інструменти —

просторовий і прогностичний вимір. Жоден із цих методів не є самодостатнім: ефективна програма моніторингу поєднує їх відповідно до конкретних завдань і ресурсів дослідника [18, 21, 32].

Методологічна основа цієї роботи передбачає застосування класичного багатопараметричного хімічного аналізу за акредитованими методиками з просторовим компонентом (три точки відбору) та зіставленням результатів з чинними нормативами якості поверхневих вод (Накази МОЗ України № 721 від 02.05.2022 та № 172 від 19.06.1996). Такий підхід відповідає принципам IWRM у частині, що стосується інформаційного забезпечення водогосподарських рішень, та формує необхідну емпіричну базу для подальших біологічних і сенсорних досліджень водойми за умови розширення наукової програми [13, 18].

Окремим методологічним питанням є вибір показників для систематичного моніторингу. Сучасні рекомендації виділяють три рівні: базовий (10–15 обов'язкових параметрів — рН, температура, розчинений кисень, основні іони, найбільш поширені метали), розширений (40–50 параметрів з біогенними елементами і повним переліком металів) та спеціальний (емерджентні забруднювачі, мікробіологічні показники, біоіндикація) [21, 32]. Розширений рівень, що охоплює близько 40 хімічних і 5 мікробіологічних показників, відповідає сучасним європейським вимогам до повного гідрохімічного обстеження водойми і є оптимальним для досліджень, що проводяться з науковою метою.

Принциповим аспектом якості моніторингу є акредитація лабораторій за стандартом ДСТУ EN ISO/IEC 17025 «Загальні вимоги до компетентності випробувальних та калібрувальних лабораторій». Цей стандарт встановлює комплексні вимоги до системи менеджменту, технічної компетентності персоналу, обладнання, методик, простежуваності вимірювань та поводження зі зразками. Отримання сертифіката акредитації від Національного агентства з акредитації України (НААУ) є обов'язковою умовою юридичної значущості результатів лабораторних випробувань. Принцип акредитації забезпечує

співставність результатів, отриманих різними лабораторіями, що є необхідним для коректних порівняльних досліджень.

1.3 Екологічні ризики та стратегії відновлення міських водних екосистем

Урбанізовані водойми зазнають кумулятивного впливу комплексу факторів: хімічного забруднення, гідроморфологічних змін, кліматичних коливань і соціально–економічного навантаження від рекреаційної діяльності. Системний огляд проблеми водних ресурсів України в умовах кліматичних та екологічних загроз свідчить, що комбінований ефект цих факторів істотно знижує природну буферну ємність водних об'єктів і потребує комплексних заходів реагування на різних рівнях управління [16]. У відповідь на ці виклики Кабінет Міністрів України у 2024 р. ухвалив розпорядження № 1190–р «Деякі питання забезпечення досягнення Цілей сталого розвитку в Україні», яке визначає рамку реалізації ЦСР № 6 «Чиста вода та належні санітарні умови» з конкретними індикаторами та відповідальними виконавцями [12].

Концептуальним базисом сучасних стратегій відновлення є поняття екологічної стійкості (resilience) – здатності водної екосистеми поглинати збурення, адаптуватися до них і зберігати ключові функції. Систематичний огляд сучасних уявлень про стійкість водних систем визначає три ключові компоненти: інженерну (швидкість повернення до базового стану), екологічну (збереження видів та трофічних зв'язків) і соціально–екологічну (підтримання екосистемних послуг для населення) [25]. Для практичної кількісної оцінки стійкості міських водних систем розроблено комплексні моделі, що інтегрують фізичні, хімічні та соціально–економічні індикатори в єдиний оцінювальний показник [15].

Важливим аспектом є вплив масштабу аналізу на оцінку стійкості. У сучасних оглядах документується трейд–офф між великим (басейновим) та малим (локальним, водойма–водозбір) масштабами планування: великомасштабні заходи забезпечують системну ефективність, але повільно реагують на локальні збурення, тоді як малі масштаби дозволяють швидко

адаптуватися, але потенційно недостатні для системних змін [19]. Для безстічних малих водойм у межах міст оптимальною є комбінована тактика, що поєднує локальні заходи (моніторинг конкретної водойми, природоорієнтовані рішення на водозборі) із системними змінами міського управління водними ресурсами.

Природоорієнтовані рішення (Nature-Based Solutions, NBS) є одним із найперспективніших напрямів відновлення урбанізованих водних об'єктів. Класичним прикладом NBS для очищення стоків є біоплато — штучні водно-болотні угіддя з вищою водною рослинністю, які забезпечують поглинання біогенних елементів та сорбцію забруднювачів. Експериментальні дослідження ефективності біоплато на стічних водах підприємств харчової промисловості показали істотне зниження показників ХСК, азоту й фосфору у вихідних стоках, що обґрунтовує доцільність впровадження таких систем як локальних доочисних споруд [11].

Близьким за концепцією напрямом є «зелені водні системи» (Green Water Systems) — комплекс інженерно-біологічних рішень для управління поверхневим стоком в умовах міста. Систематичний огляд цих систем у контексті стійкості до повеней показав, що інтеграція біосвейлів, дощових садів, проникних покриттів і затоплюваних парків здатна знижувати піковий стік на 30–60 % і одночасно покращувати якість зливових вод за рахунок седиментації та біологічної переробки забруднювачів [26]. Концепція водочутливого міського розвитку (Water-Sensitive Urban Development, WSUD) розширює цей підхід до загальноміського планування, інтегруючи завдання адаптації до зміни клімату та збереження біорізноманіття у міські розпланувальні рішення [37].

Особливу роль у відновленні урбанізованих водойм відіграють міські водно-болотні угіддя як соціально-екологічна система. Аналіз функціонування таких об'єктів на рівні локальних громад показує, що ефективність природоохоронних заходів значною мірою залежить від форм колективного управління й рівня залучення мешканців до моніторингу і догляду за акваторіями [27]. Дослідження сприйняття мешканцями проєктів відновлення міських річок

та готовності платити (*willingness to pay*) за такі заходи виявляють, що рекреаційна та естетична цінність водойм є потужним мотивом соціальної підтримки, причому її величина співвідноситься з близькістю проживання та частотою контакту з водним об'єктом [34].

Серед методологічних інструментів планування заходів з відновлення міських водних об'єктів все ширше застосовується багатокритеріальний аналіз рішень (*Multi-Criteria Decision Analysis, MCDA*). Цей метод дозволяє об'єктивно порівнювати альтернативні варіанти впровадження природоорієнтованих рішень за сукупністю критеріїв — екологічних, економічних, соціальних і технічних — і обирати оптимальні рішення для конкретного міського контексту [36]. Іншим перспективним напрямом є застосування методів машинного навчання для прогнозування забруднення та оцінки ефективності відновлювальних заходів у стратегії сталого міського розвитку [9].

Для водойм з історично нагромадженням забрудненням донних відкладів важкими металами окремим завданням є їх ремедіація. Серед досліджених методів *in situ* ремедіації — застосування емульгованих наночастинок нульвалентних металів для іммобілізації Cd, Pb, Cr у донних відкладах; цей підхід продемонстрував ефективність у лабораторних експериментах і може бути перспективним для пілотних проєктів у міських озерах [35]. Для київських лівобережних водойм, де донні відклади тривалий час акумулювали стік з урбанізованих територій, питання ремедіації осадової матриці є актуальним напрямом подальших досліджень.

Інституційним викликом для відновлення міських водних об'єктів є координація рішень між різними рівнями управління та секторами економіки. Багаторівневе врядування на прикладі великих міст глобального Півдня (Бенгалуру, Кейптаун) виявило ключову роль формальних і неформальних механізмів співпраці між державою, муніципалітетами та громадськими ініціативами у досягненні стійкості водних систем [31]. Аналогічні виклики стоять і перед українськими містами: відновлення локальних водойм неможливе

без чіткого розмежування повноважень між міською владою, екологічними інспекціями, водогосподарськими організаціями та активним залученням наукових установ і громади.

Концептуальною інтегральною основою сучасних стратегій відновлення є рамка екосистемних послуг міських водойм та річок. Систематичний огляд цих послуг виокремлює чотири категорії: забезпечувальні (водопостачання, рибне господарство), регулювальні (поглинання забруднювачів, регуляція мікроклімату), культурні (рекреація, естетична цінність) і підтримуючі (середовище існування для гідробіонтів, біорізноманіття) [17]. Така класифікація дозволяє переходити від ізольованих природоохоронних показників до інтегрованої оцінки внеску водних об'єктів у якість міського життя — і обґрунтовувати інвестиції в їх відновлення мовою соціально–економічних переваг.

Узагальнюючи результати теоретичного аналізу, можна виокремити основні напрями ефективної стратегії відновлення міських водойм, релевантні для Лівобережного Києва: (1) систематичний багатопараметричний моніторинг якості води як інформаційна основа управлінських рішень; (2) впровадження природоорієнтованих рішень на рівні водозбору (біоплато, зелені водні системи, водочутливий розвиток); (3) інтеграція мешканців у моніторингові й доглядові заходи через механізми колективного управління; (4) застосування сучасних аналітичних інструментів (MCDA, ML) для прийняття обґрунтованих рішень. Реалізація цих напрямів вимагає скоординованих дій усіх рівнів управління та надійної емпіричної бази, формування якої й становить мету наступних розділів цієї роботи.

Економічна оцінка природоохоронних заходів у міських водних об'єктах базується на концепції екосистемних послуг. Кількісна оцінка вартості «послуг» — регуляції стоку, очищення води макрофітами, рекреації, естетичної цінності — дозволяє переходити від абстрактного «природоохоронного» дискурсу до мови соціально–економічних аргументів [17]. Дослідження готовності платити

(willingness-to-pay) виявляють, що мешканці прилеглих до водойм мікрорайонів готові підтримувати локальні платежі або підвищення комунальних тарифів за програми відновлення водойми, причому величина WTP зростає у мікрорайонах із вищим рівнем освіти та доходів [34].

Перспективним напрямом є інтеграція природоорієнтованих рішень з системами «розумного міста» (smart city). Сучасні мережі IoT-сенсорів дозволяють у режимі реального часу відстежувати ключові параметри якості води – рН, температуру, розчинений кисень, мутність, електропровідність – і автоматично передавати дані до центру управління водним господарством [33]. У поєднанні з алгоритмами машинного навчання такі системи здатні розпізнавати аномалії (наприклад, аварійні скиди) на ранніх етапах і ініціювати реакцію служб ще до того, як забруднення поширюється на значну частину акваторії [9, 23]. Для малих ізольованих водойм впровадження таких рішень є економічно більш виправданим, ніж для великих гідротехнічних систем.

РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТ, МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1 Фізико–географічна та екологічна характеристика озера Вирлиця як об'єкта дослідження

Озеро Вирлиця розташоване у південно–східній частині Дарницького району міста Києва між проспектом Миколи Бажана, вулицями Ревуцького та Колекторною. Координати центральної акваторії становлять 50°23' 44'' пн. ш. та 30°39' 41'' сх. д. Водойма є другою за площею серед озер Дарницького району та однією з найбільших природних водойм лівобережного Києва [41].

За своїм походженням озеро є природним, проте його сучасні розміри сформувалися внаслідок масштабних гідромеліоративних робіт. На початку ХХ ст. площа водойми становила близько 10 га. У середині 1980–х рр. у процесі гідронамиву піску для облаштування прилеглих житлових масивів Харківського та Осокорківського мікрорайонів акваторія різко збільшилась, а сучасна берегова лінія остаточно сформувалась до 1987 р. [41]. Нині площа водного дзеркала становить 98 га (0,98 км²), довжина – близько 1,45 км, максимальна ширина — 1,05 км [41].

Озеро Вирлиця є безстічним: воно не має поверхневого відтоку і живиться переважно підземними водами та атмосферними опадами [41]. Уповільнений водообмін, характерний для таких водойм, є передумовою акумуляції розчинених і завислих забруднювачів у водній товщі та донних відкладах [43]. Глибина водойми є значною для міського озера: середня становить 15–16 м, а максимальна — 28 м [41]. Така морфометрія обумовлює термічну стратифікацію водної маси у теплий сезон, що безпосередньо впливає на вертикальний розподіл розчиненого кисню та поведінку забруднювачів у придонних горизонтах [43].

Географічне положення водойми обумовлює значне антропогенне навантаження на її екосистему. Безпосередніми сусідами озера є два великі техногенні об'єкти: міський сміттєспалювальний завод «Енергія» та Бортницька міська станція аерації — найбільший в Україні комплекс очищення

каналізаційних стоків [41]. Функціонування цих об'єктів формує постійний фоновий вплив на атмосферне та дифузне забруднення акваторії і прибережної зони озера. Крім того, з 2016 по 2023 р. тривав судовий спір щодо намірів приватного забудовника провести будівельні роботи на ділянці площею 20 га у прибережній зоні [41].

Водозбірна площа озера охоплює густо забудовані урбанізовані території з розвиненою транспортною мережею. Поверхневий зливовий стік з асфальтованих доріг, парковок та промислових ділянок є основним механізмом надходження до водойми нафтопродуктів, важких металів (залізо, марганець, цинк, свинець), завислих речовин та синтетичних поверхнево–активних речовин [1, 30]. Дослідження забруднення київських озер нафтовими вуглеводнями засвідчують, що переважна частина цих речовин надходить зі зливовими стоками з урбанізованих водозборів [1].

У прибережній та мілководній зонах озера поширені зарості очерету звичайного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) та рогозу широколистого (*Typha latifolia* L.), що є типовими домінантами для урбанізованих водойм із підвищеним біогенним навантаженням [41]. Серед занурених макрофітів зафіксовані рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus* L.), роголисник темно–зелений (*Ceratophyllum demersum* L.) та сланоягідник колосистий (*Myriophyllum spicatum* L.) — види–індикатори, що використовуються для біомоніторингу забруднення важкими металами в озерах Києва [42]. У водоймі зафіксовано понад 30 видів риб, серед яких — морські іглиці та окремі представники бичкових, занесені до Червоної книги України [41].

Дослідження Інституту гідробіології НАН України підтверджують наявність важких металів (Fe, Mn, Cu, Zn, Pb, Ni, Co, Cd) у воді та підзанурених макрофітах ряду київських озер, включаючи Вирлицю [42]. Ці дані обґрунтовують необхідність включення важких металів до переліку досліджуваних показників у цій роботі.

Таким чином, озеро Вирлиця є репрезентативним об'єктом для вивчення стану міських водойм лівобережного Києва в умовах комплексного антропогенного навантаження. Безстічний гідрологічний режим, значна глибина, специфічне техногенне оточення та виражений дефіцит актуальних систематичних гідрохімічних досліджень обумовлюють наукову актуальність і практичне значення даної роботи.

Кліматичні умови району розташування озера Вирлиця відповідають характеристикам помірно–континентального клімату лівобережної частини Києва. Середньорічна температура повітря становить близько $+8,5\text{ }^{\circ}\text{C}$; найхолоднішим місяцем є січень (середня $-3,5\text{ }^{\circ}\text{C}$), найтеплішим — липень ($+20,5\text{ }^{\circ}\text{C}$). Річна сума атмосферних опадів коливається в межах 600–650 мм з максимумом у червні–липні. Тривалість льодоставу зазвичай становить 90–120 днів (грудень–березень). Ці кліматичні характеристики визначають типовий гідрологічний цикл водойми: зимове перемішування → весняне таяння → літня термічна стратифікація → осіння деструкція стратифікації [41, 43].

Адміністративно–правовий статус водойми залишається предметом тривалих обговорень. Озеро не входить до системи природно–заповідного фонду України, не має статусу заказника чи пам'ятки природи. Водночас згідно зі статтею 88 Водного кодексу України прибережна захисна смуга озера встановлюється шириною 25 м для невеликих та середніх водойм; для Вирлиці з огляду на її площу понад 98 га ця норма має становити 50 м. Дотримання режиму прибережної смуги (заборона будівництва, рілля, випасу) є базовою умовою збереження екологічного стану водойми, однак на практиці систематичний контроль за дотриманням цього режиму є обмеженим.

2.2 Програма, умови та методологія відбору проб

Польовий етап дослідження проводився 6 квітня 2026 р. на акваторії озера Вирлиця. Для забезпечення просторової репрезентативності результатів програмою передбачалося відбирання проб у трьох точках, рівномірно

розподілених вздовж поздовжньої осі водойми із заходу на схід. Вибір такої конфігурації обумовлений витягнутою морфологією озера та необхідністю охоплення різних зон за ступенем антропогенного впливу: точка 1 — у західній частині поблизу проспекту Бажана, точки 2 і 3 — у центральній та східній частинах акваторії відповідно [44].

Метеорологічні умови під час відбору проб відповідали ранньовесняному температурному режиму: температура повітря становила +8 °С, атмосферний тиск — 743 мм рт. ст. Відбирання проводилось у квітні, коли водна маса озера ще не має вираженої термічної стратифікації після зимового перемішування, що забезпечує відносну вертикальну однорідність хімічних показників [43]. Фіксація метеорологічних параметрів є обов'язковою умовою при поверхневому відборі проб відповідно до вимог ДСТУ ISO 5667–4:2003 [44].

Таблиця 2.1 — Характеристика точок відбору проб води на озері Вирлиця
(06.04.2026)

№ точки	Дата	Час відбору	Координати	Вид аналізу
1	06.04.2026	16:47	50°23'52.5" пн.ш., 30°39'14.0" сх.д.	Хімічний
2	06.04.2026	17:19	50°24'02.1" пн.ш., 30°39'37.7" сх.д.	Хімічний
3	06.04.2026	17:48 / 17:50	50°24'02.8" пн.ш., 30°39'57.4" сх.д.	Хімічний + бактеріологіч ний

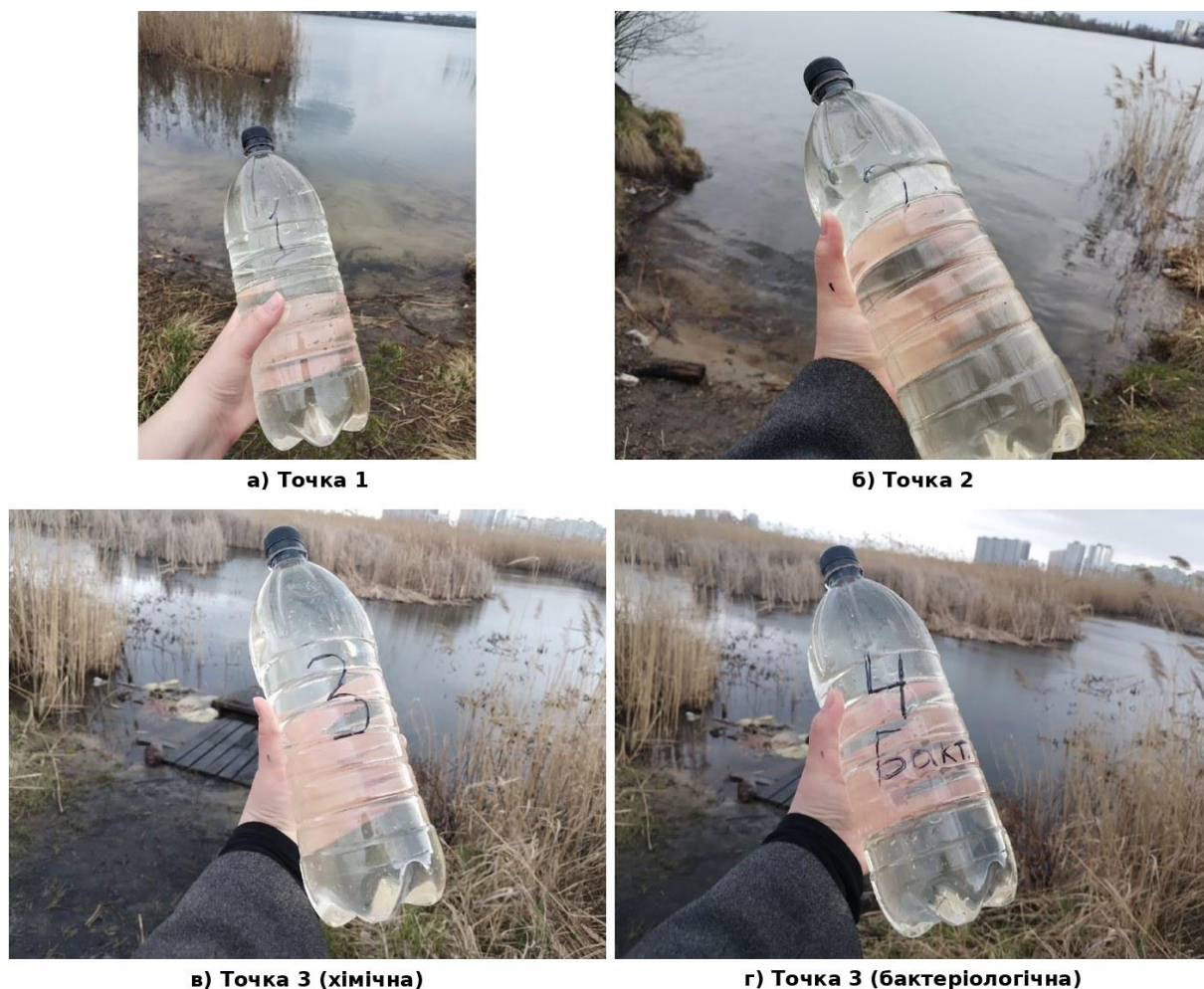


Рис. 2.1 — Точки відбору проб води з озера Вирлиця (06.04.2026)

Відбір хімічних проб здійснювався відповідно до вимог ДСТУ ISO 5667–4:2003 «Якість води. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо відбирання проб із природних та штучних озер» [44]. У кожній точці відбирали разову пробу з поверхневого шару водної товщі (0–0,3 м від поверхні) об'ємом не менше 2 дм³ у чисті пластикові ємності, попередньо тричі ополоснуті досліджуваною водою. Для мінімізації берегових ефектів відбирання здійснювалося з відкритої акваторії, на відстані не менше 3–5 м від берегової лінії. Загальний інтервал між першим і останнім відбиранням склав близько 60 хвилин, що відповідає вимогам щодо часової однорідності разових проб.

Відбір бактеріологічної проби у точці 3 проводився через 2 хвилини після хімічної (17:50) у стерильну скляну ємність відповідно до вимог ДСТУ EN ISO

19458:2022 «Якість води. Відбирання проб для мікробіологічного аналізування» [45]. Використання окремого стерильного посуду та дотримання асептичних умов є обов'язковою умовою достовірності мікробіологічного аналізу. Точка 3 обрана для бактеріологічного дослідження як найбільш репрезентативна щодо загального санітарного стану водойми — вона розташована у центральній частині акваторії, найбільш віддаленій від берегових джерел забруднення.

Зберігання та транспортування проб здійснювалися відповідно до вимог ДСТУ ISO 5667–3:2001 «Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Настанови щодо зберігання та поводження з пробами» [46]. Проби транспортувалися у холодному режимі (температура не вище +4 °C) без консервантів і надійшли до акредитованої лабораторії ТОВ «УкрХімАналіз» (м. Київ) 7 квітня 2026 р. Термін зберігання проб до початку аналізу не перевищував встановлених нормативних меж [46].

Лабораторний аналіз усіх проб проводила акредитована випробувальна лабораторія ТОВ «УкрХімАналіз» (код ЄДРПОУ 39098305, м. Київ, пр–т Науки, 41). За результатами аналізу були видані сертифікати: № K2785/1, K2785/2, K2785/3 (хімічний аналіз трьох точок, дата видачі 16.04.2026) та № K2785/4 (бактеріологічний аналіз, дата видачі 13.04.2026), затверджені генеральним директором Кунгуровою О.В. Ці сертифікати є первинними документальними джерелами для аналітичного розділу цієї роботи. (Додатки А, Б, В, Д.)

2.3 Методи лабораторного аналізу та нормативна база оцінки якості води

Лабораторний аналіз відібраних проб включав визначення 40 хімічних і 5 мікробіологічних показників. Аналітична програма охоплює п'ять блоків: (1) органолептичні та фізичні показники; (2) основні гідрохімічні параметри; (3) біогенні елементи; (4) важкі метали та мікроелементи; (5) специфічні органічні забруднювачі. Усі вимірювання виконані акредитованою лабораторією ТОВ

«УкрХімАналіз» із застосуванням атестованих методик у межах score акредитації відповідно до ДСТУ EN ISO/IEC 17025.

Органолептичні та фізичні показники визначалися у межах акредитованого score лабораторії за власними стандартними операційними процедурами. Колір визначали візуально за атестованою методикою MBV 081/12–0020–01. Запах оцінювали органолептично в балах при температурі 20 °С. Прозорість вимірювали методом стовпчика зі шрифтом в лабораторних умовах. Завислі речовини — гравіметрично шляхом фільтрування через мембранний фільтр і зважування осаду за КНД 211.1.4.039–95.

З–поміж основних гідрохімічних параметрів рН визначали потенціометрично за допомогою відкаліброваного рН–метра відповідно до ДСТУ 4077–2001. Загальну жорсткість та кальцій і магній — комплексометричним титруванням за ДСТУ ISO 6059–2003 та ДСТУ EN ISO 11885:2019. Гідрокарбонати і загальну лужність — потенціометричним титруванням за ДСТУ ISO 9963–1:2007. Загальний вміст солей — гравіметрично за MBV 081/12–0109–03. Хлориди — аргентометричним методом за MBV 081/12–0004–01; сульфати — гравіметрично за МВИ 081/37–0700–10.

Хімічне споживання кисню дихроматним методом (ХСКCr) є одним із ключових інтегральних показників органічного навантаження на водну екосистему [43]. Аналіз виконувався за МВИ 081/37–0737–11: проба нагрівалася у присутності $K_2Cr_2O_7$ та H_2SO_4 , надлишок окисника відтитровували розчином солі Мора. Паралельно визначали вміст розчиненого кисню електрохімічним методом за ДСТУ ISO 5814:2003.

Біогенні елементи — нітрати, нітрити, амонійний азот і поліфосфати — є ключовими індикаторами евтрофікаційних процесів у водоймах [43]. Нітрати визначали фотометрично з саліциловою кислотою за КНД 211.1.4.027–95; нітрити — фотометрично з реактивом Гріса за МВИ 081/37–0696–10; амонійний азот — фотометрично за індофенольним синім за MBV 081/12–0106–03; поліфосфати — спектрофотометрично за МВИ 081/12–0005–01.

Важкі метали та мікроелементи (Na, K, Fe, Si, Mn, Ca, Mg, Cr, Cu, Zn, Cd, Ni, Al, Co, Bi, Hg, Pb) визначали методом атомно-емісійної спектроскопії з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP-AES) відповідно до ДСТУ EN ISO 11885:2019. Перевага методу полягає у можливості одночасного мультиелементного аналізу з межею визначення порядку 0,001–0,01 мг/дм³ для більшості металів [42]. Фторид-іон визначали потенціометрично фторселективним електродом за MBV 081/12–0309–06.

До групи специфічних органічних забруднювачів увійшли: нафтопродукти (ЦВ 2.22.54.01–А, флуориметричний метод), загальний вміст фенолів (MBV 081/12–0119–03, фотометрія з 4-амінопіразолоном), поверхнево-активні речовини аніонного типу (КНД 211.1.4.–17–95, фотометрія з метиленовим синім) та формальдегід (MBV 081/12–0174–05). У пробах, де вміст речовин не перевищував меж визначення, у сертифікаті зазначалася позначка «—».

Мікробіологічний аналіз проби з точки 3 включав визначення п'яти показників за МВ 2285–81: індексу лактозопозитивних кишкових паличок (ЛКП), кишкової палички (*E. coli*), ентерококів, золотистого стафілокока (*S. aureus*) та патогенних мікроорганізмів, у тому числі сальмонели. Метод передбачає кількісний посів на диференційно-діагностичні живильні середовища з наступним підрахунком колонієутворювальних одиниць (КУО) на дм³. Патогенні мікроорганізми ідентифікуються якісно (виявлено/не виявлено) в 1 дм³ проби.

Нормативна оцінка результатів проводилась за двома документами залежно від групи показників. Для хімічних параметрів застосовувалися «Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення», затверджені наказом МОЗ України № 721 від 02.05.2022 [47]. Для мікробіологічних показників — Державні санітарні правила щодо якості води у районах водокористування, затверджені наказом МОЗ України № 172 від 19.06.1996 [48]. Перевищення нормативних

значень є підставою для висновку про невідповідність проби вимогам нормативного документа.

Принцип метрологічного забезпечення лабораторних випробувань ґрунтується на простежуваності вимірювань до національних еталонів. Усі ваги, дозатори, спектрофотометри, рН-метри та інше обладнання, що використовувалося для аналізу проб озера Вирлиця, проходить регулярну перевірку (для засобів вимірювальної техніки) або калібрування (для допоміжного обладнання) у акредитованих метрологічних організаціях. Документальне підтвердження метрологічного стану обладнання є невід'ємною складовою забезпечення достовірності результатів лабораторного аналізу.

Для оцінки невизначеності результатів вимірювань застосовуються підходи, встановлені ДСТУ-Н РМГ 43:2006 «Метрологія. Застосування «Настанови з вираження невизначеності вимірювань»». Розширена невизначеність для атомно-емісійної спектрометрії з ІСР, що застосовувалася для визначення важких металів, як правило не перевищує 15–20 % від виміряного значення для концентрацій вище межі визначення. Для фотометричних методів визначення біогенних елементів типова невизначеність становить 10–15 %. Для титриметричних методів (жорсткість, лужність, хлориди) — 5–10 %. Усі ці значення є меншими за коефіцієнт кратності, з яким показники у пробах перевищують нормативи у цій роботі (1,25–2,4 рази), що гарантує статистичну значущість виявлених перевищень.

РОЗДІЛ 3. РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

3.1 Органолептичні показники, кислотно–лужний баланс та показники органічного забруднення

Аналіз органолептичних показників усіх трьох проб виявив однаковий характер відхилень: вода має жовтий колір та рибний запах при 20 °С, що перевищує нормативну межу у 1 бал [47]. Жовтий колір природних вод за відсутності нормативу як такого є типовою ознакою підвищеного вмісту гумусових речовин і зважених органічних часток, що надходять з урбанізованого водозбору [43]. Рибний запах свідчить про активні процеси розкладання органічної речовини та, ймовірно, про масовий розвиток ціанобактерій або синьо–зелених водоростей, характерний для водойм із прогресуючою евтрофікацією [5]. Прозорість у точках 1 і 2 становила 15 см, у точці 3 — 14 см, що є показниками значного зависання частинок у воді.

Вміст завислих речовин у всіх трьох точках перевищив норму «фоновий +0,75 мг/дм³»: у точці 1 — 17 мг/дм³, у точці 2 — 29 мг/дм³, у точці 3 — 19 мг/дм³ [47]. Найвище значення у точці 2 (центральна акваторія) може бути пов'язане з більшою проточністю та перемішуванням водних мас у цій зоні, що сприяє утриманню часток у зваженому стані. Підвищений вміст завислих речовин є прямим наслідком зливого стоку з прилеглих автомобільних доріг і паркових алей, а також надходження зваженого матеріалу від рекреантів [30].

Водневий показник (рН) у всіх точках відбору перебував у межах нормативного діапазону 6,5–8,5 [47]: у точці 1 — 7,7; у точці 2 — 8,16; у точці 3 — 7,44. Просторова варіація рН між точками (від 7,44 до 8,16) є помірною і відображає природну буферну ємність системи гідрокарбонат–карбонат, що підтверджується значеннями загальної лужності 3,42–5,42 ммоль/дм³ та гідрокарбонатів 2,9–4,9 ммоль/дм³. Лужне значення рН у точці 2 (8,16) може бути пов'язане з посиленням фотосинтезом фітопланктону в умовах підвищеного

вмісту біогенних елементів, що є непрямим індикатором евтрофікаційних процесів [4].

Таблиця 3.1 — Результати аналізу органолептичних, фізичних та основних хімічних показників якості води озера Вирлиця (квітень 2026 р.)

Показник	Одиниця	Точка 1	Точка 2	Точка 3	Норма [47]
Колір	—	жовтий	жовтий	жовтий	не нормується
Запах, 20°C	бали	рибний	рибний	рибний	≤1
Прозорість	см	15	15	14	не нормується
Завислі речовини	мг/дм³	17	29	19	+0,75 до фону
pH	—	7,7	8,16	7,44	6,5–8,5
Загальний вміст солей	мг/дм³	485	508	603	≤1000
Хлориди	мг/дм³	80,9	80,2	66,0	≤350
Сульфати	мг/дм³	65,6	84,6	53,3	≤500
ХСКСг *	мгО₂/дм³	47,0	37,6	18,8	≤15,0 (30,0)
Розчинений кисень	мгО₂/дм³	5,45	5,22	4,05	≥4,0
Поліфосфати	мг/дм³	0,71	0,71	1,46	≤3,5
Нітрати (NO₃)	мг/дм³	0,52	0,54	0,48	≤45,0
Нітрити (NO₂)	мг/дм³	0,072	0,071	0,009	≤3,3
Азот амонійний	мг/дм³	0,83	0,53	0,41	≤2,0

* — курсивом позначено показники, що перевищують нормативні значення.

Загальний вміст солей в усіх точках перебував у межах норми ≤1000 мг/дм³, проте виявлено виражений просторовий градієнт: від 485 мг/дм³ у точці 1 до 603 мг/дм³ у точці 3. Зростання мінералізації у напрямку зі сходу пов'язане, ймовірно, з надходженням ґрунтових вод, збагачених розчинними солями, з боку

Бортницької станції аерації. Хлориди та сульфати у всіх трьох точках залишалися значно нижчими за нормативні межі (350 і 500 мг/дм³ відповідно), проте концентрація сульфатів у точці 2 (84,6 мг/дм³) помітно вища порівняно з точками 1 і 3, що може відображати локальне надходження сульфатвмісних стоків.

Найбільш значущим виявленим порушенням нормативів є перевищення хімічного споживання кисню (ХСКCr) у двох із трьох точок відбору (табл. 3.1). У точці 1 показник склав 47,0 мгО₂/дм³, що перевищує граничне значення 30,0 мгО₂/дм³ у 1,57 рази та базову норму 15,0 мгО₂/дм³ — у 3,13 рази. У точці 2 зафіксовано 37,6 мгО₂/дм³ (перевищення норми 30,0 у 1,25 рази). У точці 3 — 18,8 мгО₂/дм³, що перевищує базову норму 15,0, але залишається нижче 30,0. Такий виражений просторовий градієнт ХСКCr із максимумом у західній частині озера свідчить про зосередження джерел органічного забруднення в зоні між проспектом Бажана і прилеглою забудовою та поступову самоочисну здатність водойми у напрямку до східної частини акваторії [5, 30].

Вміст розчиненого кисню в усіх трьох точках формально відповідав нормативній межі $\geq 4,0$ мгО₂/дм³ [47]: точка 1 — 5,45, точка 2 — 5,22, точка 3 — 4,05 мгО₂/дм³. Проте значення у точці 3 (4,05 мгО₂/дм³) є граничним і вказує на напружений кисневий режим. Це є прямим наслідком підвищеного ХСКCr — інтенсивне бактеріальне розкладання органічної речовини споживає розчинений кисень, наближаючи показник до критичного порогу для гідробіонтів [43].

Показники біогенних елементів — нітратів, нітритів, амонійного азоту та поліфосфатів — у всіх трьох точках не перевищували нормативних значень [47]. Концентрація нітратів становила 0,48–0,54 мг/дм³ при нормі $\leq 45,0$ мг/дм³ (менше 1,5% від ГДК), нітритів — 0,009–0,072 мг/дм³ при нормі $\leq 3,3$ мг/дм³, амонійного азоту — 0,41–0,83 мг/дм³ при нормі $\leq 2,0$ мг/дм³. Попри те що окремі значення є низькими щодо нормативу, навіть невисокі концентрації мінеральних форм азоту та фосфору в безстічній водоймі можуть акумулюватися у донних відкладах і слугувати внутрішнім джерелом живлення для фітопланктону в

теплий сезон [4, 43]. Збільшення вмісту поліфосфатів у точці 3 (1,46 мг/дм³ проти 0,71 мг/дм³ у точках 1 і 2) потребує уваги в контексті евтрофікаційного потенціалу водойми.

Таким чином, аналіз органолептичних, фізичних та основних хімічних показників засвідчив, що вода озера Вирлиця у квітні 2026 р. не відповідала нормативним вимогам за двома групами показників: за запахом — в усіх трьох точках; за хімічним споживанням кисню — у точках 1 і 2, та умовно у точці 3. Просторовий розподіл забруднення демонструє чіткий градієнт із максимальним навантаженням у західній та центральній частинах акваторії, що відповідає географічному розміщенню основних антропогенних джерел впливу.

Глибший аналіз виявленого профілю органічного забруднення дозволяє ідентифікувати ймовірні джерела. Підвищене ХСКСг у точках 1 і 2 у поєднанні з рибним запахом та жовтим забарвленням води свідчить про надходження органічних речовин природно-біогенного походження — продуктів розкладання залишків макрофітів, ціанобактеріальної біомаси, екскрементів водоплавних птахів. Антропогенний внесок проявляється переважно через зливовий стік, що приносить сполуки нафтопродуктового походження, миючі засоби та органічну компоненту пилу з прилеглих автомагістралей [1, 30]. Розмежувати ці два механізми за одним лише показником ХСКСг неможливо — для цього необхідні додаткові дослідження ізотопного складу вуглецю або GC–MS аналіз окремих маркерних сполук.

Зіставлення отриманих результатів із літературними даними щодо інших київських водойм виявляє характерний регіональний фон. Дослідження озер системи Опечень фіксували ХСКСг на рівні 25–60 мгО₂/дм³ у різні сезони, що загалом відповідає виявленому в Вирлиці діапазону 18,8–47,0 мгО₂/дм³ [3]. Це означає, що описана проблема не є локальною особливістю Вирлиці, а системною характеристикою київських безстічних та малопроточних водойм у цілому. Для частини з них перевищення нормативу за ХСКСг фактично є

хронічним і потребує системних заходів на рівні міста, а не лише точкових інтервенцій на конкретній водоймі.

3.2 Вміст важких металів та специфічних органічних забруднювачів

Аналіз вмісту важких металів та мікроелементів проводився для 18 показників методом ICP–AES відповідно до ДСТУ EN ISO 11885:2019. Серед досліджених металів нормативні перевищення зафіксовано лише для двох елементів — заліза (точка 2) та марганцю (точка 1), тоді як усі інші показники залишалися у межах допустимих значень або нижче межі виявлення методу [47]. Ці два елементи є геохімічно взаємопов'язаними: обидва беруть участь у процесах окислення–відновлення в умовах змінного кисневого режиму та характерні для урбанізованих водойм із уповільненим водообміном [42].

Таблиця 3.2 — Результати аналізу вмісту важких металів та мікроелементів у воді озера Вирлиця (квітень 2026 р.)

Показник	Одиниця	Точка 1	Точка 2	Точка 3	Норма [47]
Залізо *	мг/дм ³	0,12	0,68	0,30	≤0,3
Марганець *	мг/дм ³	0,24	0,09	0,06	≤0,1
Алюміній	мг/дм ³	0,11	0,07	0,08	≤0,5
Цинк	мг/дм ³	0,13	0,09	0,10	≤1,0
Мідь	мг/дм ³	0,01	0,01	0,01	≤1,0
Нікель	мг/дм ³	0,01	0,01	0,01	≤0,1
Хром	мг/дм ³	0,01	0,01	0,01	≤0,55
Кремній	мг/дм ³	0,72	0,43	4,18	≤10,0
Фторид–іон	мг/дм ³	0,624	0,504	0,388	≤1,5
Натрій	мг/дм ³	63,75	64,26	57,65	≤200,0

Кальцій	мг/дм ³	57	58	82	≤200
Магній	мг/дм ³	15,6	19,2	19,2	≤50
Pb, Cd, Hg, Co, Bi	мг/дм ³	<МВ	<МВ	<МВ	різні

* — показники з перевищенням нормативних значень; <МВ — нижче межі виявлення методу.

Залізо є першим із двох металів, що перевищили нормативне значення ≤0,3 мг/дм³ [47]. Характерна просторова картина розподілу заліза є нетривіальною: найнижчий вміст — у точці 1 (0,12 мг/дм³), різке зростання — у точці 2 (0,68 мг/дм³, перевищення норми у 2,27 рази), і значення, що збігається з нормою, — у точці 3 (0,30 мг/дм³). Такий немонотонний характер розподілу може бути зумовлений локальним вивільненням заліза з донних відкладів у центральній, найглибшій частині акваторії в умовах дефіциту кисню [43]. Гіпоксичні умови у придонному горизонті сприяють відновленню тривалентного заліза Fe(III) до розчинної двовалентної форми Fe(II), яка вивільняється у водну товщу — явище, добре задокументоване для стратифікованих безстічних озер [43]. Вміст заліза у точці 3, що дорівнює нормативній межі (0,30 мг/дм³), не є технічним перевищенням, але свідчить про напружений стан по цьому показнику.

Марганець демонструє протилежну просторову закономірність: перевищення нормативу ≤0,1 мг/дм³ зафіксовано лише у точці 1 — 0,24 мг/дм³ (перевищення у 2,4 рази), тоді як у точках 2 і 3 — 0,09 та 0,06 мг/дм³ відповідно. Підвищений вміст марганцю у західній частині озера, поблизу транспортної артерії — проспекту Бажана, узгоджується з відомими закономірностями урбанізованого марганцевого забруднення: Mn є типовим металом-супутником вихлопних газів дизельних двигунів та продуктів зносу гальмівних дисків [42]. Виявлена концентрація марганцю в точці 1 є близькою до значень, зафіксованих у дослідженнях важких металів у київських озерах системи Опечень [42], хоча і значно нижча за максимальні зареєстровані у тих водоймах рівні.

Щодо решти досліджених важких металів — алюмінію, цинку, міді, нікелю та хрому — усі виміряні концентрації перебували в межах нормативних значень у всіх трьох точках [47]. Свинець, кадмій, ртуть, кобальт та вісмут у всіх пробах не перевищували межі виявлення методу ICP–AES, що відповідає категорії «<МВ» у протоколах лабораторії і не є підставою для екологічної тривоги за цими параметрами. Вміст цинку (0,09–0,13 мг/дм³) залишається значно нижчим за норму $\leq 1,0$ мг/дм³, проте його відносно рівномірний розподіл по акваторії може свідчити про дифузні джерела надходження — зливові стоки з урбанізованого водозбору [30].

Просторовий розподіл кремнію (Si) заслуговує на окрему увагу попри відсутність нормативного перевищення (норма ≤ 10 мг/дм³). Спостерігається різке зростання від 0,72 мг/дм³ у точці 1 до 4,18 мг/дм³ у точці 3, що може відображати підземне живлення східної частини озера водами, збагаченими кремнієм. Натрій, кальцій і магній у всіх трьох точках значно нижчі за нормативи, фторид-іон демонструє спадний градієнт із заходу на схід (0,624 → 0,388 мг/дм³) без перевищення норми $\leq 1,5$ мг/дм³.

Таблиця 3.3 — Результати аналізу специфічних органічних забруднювачів у воді озера Вирлиця (квітень 2026 р.)

Показник	Одиниця	Точка 1	Точка 2	Точка 3	Норма [47]
СПАР	мг/дм ³	0,41	0,33	0,16	не нормується
Нафтопродукти	мг/дм ³	<МВ	<МВ	<МВ	$\leq 0,1$
Феноли (заг.)	мг/дм ³	<МВ	<МВ	<МВ	$\leq 0,001$
Формальдегід	мг/дм ³	<МВ	<МВ	<МВ	$\leq 0,05$
Ціаніди	мг/дм ³	<МВ	<МВ	<МВ	$\leq 0,1$

Аналіз специфічних органічних забруднювачів у всіх трьох точках відбору показав відсутність нафтопродуктів, фенолів, формальдегіду та ціанідів на рівні,

що перевищує межу виявлення відповідних методик (табл. 3.3). Це свідчить про відсутність гострого забруднення водними органічними ксенобіотиками на момент відбирання проб. Водночас результати не виключають можливості сезонних або епізодичних надходжень цих речовин, пов'язаних із зливовими стоками у весняно–літній період.

Єдиним нормованим органічним показником, для якого отримані кількісні значення в усіх точках, є синтетичні поверхнево–активні речовини аніонного типу (СПАР). Їхній вміст становив 0,41 мг/дм³ у точці 1, 0,33 мг/дм³ у точці 2 та 0,16 мг/дм³ у точці 3 (норма не встановлена). Просторовий градієнт СПАР узгоджується з загальною картиною розподілу антропогенного навантаження — максимум у західній частині та зниження до сходу. Джерелом СПАР є побутові стоки, мийні засоби та атмосферне осадження у межах щільно забудованого водозбору [30]. Навіть за відсутності нормативу вміст СПАР у точці 1 (0,41 мг/дм³) є помітним і свідчить про стабільне надходження поверхнево–активних речовин до водойми.

Таким чином, за результатами аналізу важких металів та специфічних органічних забруднювачів у воді озера Вирлиця виявлено два нормативних перевищення: залізо у точці 2 (0,68 мг/дм³ при нормі $\leq 0,3$ мг/дм³, тобто у 2,27 рази) та марганець у точці 1 (0,24 мг/дм³ при нормі $\leq 0,1$ мг/дм³, тобто у 2,4 рази). Просторовий характер цих перевищень різний і вказує на відмінні механізми надходження: для марганцю — переважно поверхневий дифузний стік у західній частині, для заліза — можливе внутрішнє вивільнення з донних відкладів у зоні з найглибшою акваторією. Специфічні органічні забруднювачі не перевищили нормативів, що є позитивним результатом щодо відсутності гострого хімічного забруднення токсикантами.

Просторова невідповідність піків заліза та марганцю — два важливих елементи, які зазвичай слідують один за одним у водних системах — заслуговує на окрему інтерпретацію. Залізо найвищим виявилось у глибоководній точці 2

(0,68 мг/дм³), марганець — у мілководній точці 1 поблизу проспекту Бажана (0,24 мг/дм³). Така роздільність вказує на дію двох різних механізмів: марганець надходить переважно поверхнево (зливовий стік з транспортної інфраструктури — продукти зносу гальмівних дисків, паливні домішки) [42], тоді як залізо генерується внутрішнім відновним розчиненням з донних відкладів в зоні з найнижчою концентрацією кисню у придонному шарі [43]. Подібна геохімічна диференціація є типовою для глибоких безстічних озер у теплий період, але виявлення її вже у квітні є передвісником значно більш напружених умов улітку.

Залишається відкритим питання вмісту важких металів у донних відкладах Вирлиці. Поверхневі концентрації металів, навіть з виявленими перевищеннями по Fe і Mn, відображають лише невелику частку загальних запасів цих елементів у водоймі. Основна маса акумульована саме в осадовому шарі, де метали можуть перебувати у різних формах — сорбовані на органіці, у складі гідроксидів, у сульфідних мінералах у глибших горизонтах [38]. Зміна редокс-умов (наприклад, посилене перемішування при штормі) здатна різко мобілізувати метали з осадових у водну товщу. Дослідження донних відкладів Вирлиці у поєднанні з аналізом поверхневих вод є логічним наступним кроком для повного розуміння динаміки забруднення водойми важкими металами.

Згідно з даними Інституту гідробіології НАН України, занурені макрофіти, наявні в озері Вирлиця, активно акумулюють важкі метали з води та донних відкладів і можуть використовуватися як природні біоіндикатори [42]. Зокрема, роголисник (*Ceratophyllum demersum*) і рдесник (*Potamogeton perfoliatus*) демонструють високі коефіцієнти біоаккумуляції для Fe, Mn, Cu та Zn. Фіксація видового складу макрофітів і періодичне відбирання рослинного матеріалу для лабораторного аналізу важких металів у тканинах може слугувати додатковим методом моніторингу, який не вимагає частого пробовідбирання води.

3.3 Мікробіологічний стан водойми та комплексна оцінка екологічного стану озера Вирлиця

Мікробіологічний аналіз проби, відібраної у точці 3 6 квітня 2026 р., охопив п'ять показників відповідно до вимог чинних санітарних норм [48]. Результати аналізу наведено у таблиці 3.4.

Таблиця 3.4 — Результати мікробіологічного аналізу води озера Вирлиця
(точка 3, 06.04.2026)

Показник	Результат	Норма [48]	Відповідність
Індекс ЛКП	73 КУО/дм ³	≤5000 КУО/дм ³	✓
E. coli	<30 КУО/дм ³	≤1000 КУО/дм ³	✓
Ентерококи	<30 КУО/дм ³	≤1000 КУО/дм ³	✓
Стафілокок (S. aureus)	<30 КУО/дм ³	≤100 КУО/дм ³	✓
Патогенні мікроорганізми, у т.ч. сальмонела	Не виявлено	Не допускається в 1 дм ³	✓

За всіма мікробіологічними показниками проба відповідає вимогам нормативного документа [48], що підтверджено висновком сертифіката № K2785/4 від 13.04.2026. Індекс ЛКП становив 73 КУО/дм³ при нормі ≤5000 КУО/дм³ — значення у межах норми та на рівні, типовому для міських водойм із помірним рекреаційним використанням. E. coli та ентерококи виявлено в кількостях нижче межі підрахунку методу (<30 КУО/дм³), що свідчить про відсутність гострого фекального забруднення у момент відбирання проб. Золотистий стафілокок також не перевищив межі виявлення. Патогенні мікроорганізми, у тому числі сальмонела, у пробі не виявлені.

Отриманий позитивний мікробіологічний результат слід інтерпретувати в контексті умов відбирання проб: аналіз проводився на початку квітня, у період із низькою температурою повітря (+8 °C) та мінімальним рекреаційним навантаженням. Літній період, коли температура води сягає оптимуму для

розмноження бактерій і кількість рекреантів різко зростає, може суттєво змінити мікробіологічну картину. На це вказує характер виявленого органічного забруднення — підвищене ХСКCr у точках 1 і 2 та рибний запах у всіх точках — обидва явища є непрямими індикаторами активної бактеріальної деструкції органічної речовини [5, 43].

Для комплексної оцінки екологічного стану озера Вирлиця узагальнено всі результати лабораторного аналізу трьох хімічних та однієї бактеріологічної проби. Зведені дані щодо відповідності/невідповідності нормативам представлені у таблиці 3.5.

Таблиця 3.5 — Зведена оцінка відповідності якості води озера Вирлиця нормативним вимогам (квітень 2026 р.)

Група показників	Показник	T1	T2	T3	Норма	Статус
Органолептичні	Запах, бали	риб.	риб.	риб.	≤ 1	Х усі
Фізичні	Завислі речовини	17	29	19	+0,75 до фону	Х T1, T2
Хімічні	ХСКCr, мгО ₂ /дм ³	47,0	37,6	18,8	$\leq 15,0$ (30,0)	Х T1, T2
Хімічні	Залізо, мг/дм ³	0,12	0,68	0,30	$\leq 0,3$	Х T2
Хімічні	Марганець, мг/дм ³	0,24	0,09	0,06	$\leq 0,1$	Х T1
Хімічні	pH	7,7	8,16	7,44	6,5–8,5	✓ усі
Хімічні	Розчинений О ₂	5,45	5,22	4,05	$\geq 4,0$	✓ усі
Хімічні	Нітрати, мг/дм ³	0,52	0,54	0,48	$\leq 45,0$	✓ усі
Хімічні	Амоній, мг/дм ³	0,83	0,53	0,41	$\leq 2,0$	✓ усі
Метали	Решта 16 металів	✓	✓	✓	різні	✓ усі
Органіка	Нафтопродукти, феноли	<MB	<MB	<MB	різні	✓ усі

Група показників	Показник	T1	T2	T3	Норма	Статус
Бактеріологія	ЛКП, E. coli та ін.	—	—	✓	різні	✓ T3

Узагальнення результатів засвідчує, що у квітні 2026 р. вода озера Вирлиця не відповідала нормативним вимогам у точках 1 і 2 за сукупністю показників: запах, завислі речовини, ХСКCr та по одному показнику важких металів. Проба з точки 3 за висновком лабораторії відповідає нормативному документу [47], оскільки її ХСКCr ($18,8 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$) не перевищує допустиме значення $30,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, а залізо ($0,30 \text{ мг}/\text{дм}^3$) знаходиться на межі норми. Бактеріологічно водойма є безпечною за досліджуваними показниками на момент квітневого відбирання.

Просторовий аналіз результатів дозволяє виділити виражений градієнт якості води із заходу на схід акваторії. Точка 1, розташована у безпосередній близькості від проспекту Бажана, характеризується найвищим рівнем органічного забруднення ($\text{ХСКCr} = 47,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$) та перевищенням за марганцем, що вказує на домінуючий вплив зливого стоку з транспортної інфраструктури. Точка 2 у центральній акваторії демонструє найвищий вміст заліза ($0,68 \text{ мг}/\text{дм}^3$), що може бути пов'язане з внутрішнім вивільненням металу з донних відкладів в умовах обмеженої аерації придонних горизонтів. Точка 3, найвіддаленіша від основних антропогенних джерел, фіксує найкращі значення за більшістю показників і є єдиною, що відповідає нормативам у повному обсязі.

Виявлений характер забруднення відповідає типологічним рисам урбанізованих безстічних озер помірного клімату, описаним у сучасній науковій літературі [1, 5, 43]. Підвищене ХСКCr і рибний запах є наслідком акумуляції та бактеріального розкладу органічної речовини, що надходить із зливовими стоками та від авіфауни. Перевищення за залізом і марганцем є проявом редокс–трансформацій металів в умовах безстічного режиму та уповільненого

водообміну. Наявність СПАР без перевищення нормативу свідчить про хронічне дифузне надходження миючих засобів, але не критичний рівень забруднення.

На основі проведеного комплексного дослідження можна сформулювати такі практичні рекомендації. По–перше, необхідний систематичний моніторинг ХСКCr та вмісту заліза і марганцю у теплий сезон — саме тоді температурна стратифікація посилює анаеробні умови у придонному шарі, а рекреаційне навантаження зростає. По–друге, доцільно провести повторне мікробіологічне обстеження у літній купальний сезон, оскільки квітневі дані не репрезентують умови максимального рекреаційного навантаження. По–третє, потребує уваги питання облаштування систем затримання першого смиву зі зливовим стоком вздовж проспекту Бажана — саме у цій зоні фіксуються максимальні значення ХСКCr, завислих речовин і марганцю. Нарешті, результати дослідження підтверджують доцільність надання озеру Вирлиця офіційного природоохоронного статусу, що обмежить антропогенний тиск і забезпечить правову основу для реалізації заходів з екологічного оздоровлення водойми.

Отже, дослідження підтвердило наявність комплексного антропогенного впливу на якість води озера Вирлиця. Водойма демонструє характерні ознаки урбанізованого озера з органічним та металічним забрудненням у зонах, прилеглих до транспортної інфраструктури та глибоководних ділянок із уповільненим водообміном. Водночас задовільний мікробіологічний стан і відсутність токсичних органічних забруднювачів (нафтопродуктів, фенолів) свідчать про збережену природну буферну здатність екосистеми. Отримані результати створюють документальну наукову основу для подальшого моніторингу та розроблення цільових заходів щодо відновлення екологічного стану озера Вирлиця.

Хоча мікробіологічна якість води у квітневому пробовідборі була задовільною, необхідно враховувати методологічні обмеження одиничного дослідження. Виявлений індекс ЛКП 73 КУО/дм³ є низьким, проте він характеризує лише момент відбору і не дозволяє оцінити часові коливання.

Літературні дані щодо інших київських водойм свідчать, що у літній період (червень–серпень) індекс ЛКП у воді рекреаційних озер може зростати у 50–200 разів порівняно з весняними значеннями, переважно за рахунок змиву поверхневого матеріалу з пляжних територій та надходження від рекреантів. Тому квітневі результати слід інтерпретувати як «фоновий» рівень, а не як характеристику типового санітарного стану водойми протягом року.

Поряд із санітарно–показовими мікроорганізмами, перспективним для оцінки стану невеликих міських водойм є аналіз патогенного потенціалу водного мікробіому з використанням методів молекулярної біології (qPCR, метагеномне секвенування). Такі методи дозволяють виявляти не лише класичні індикатори (*E. coli*, ентерококи), але й специфічні гени резистентності до антибіотиків, наявність вірусних патогенів та умовно–патогенних бактерій. Впровадження цих підходів у регулярний моніторинг є одним із напрямів розвитку санітарно–екологічного контролю міських водойм.

Окремим важливим висновком, що впливає з комплексної оцінки результатів, є необхідність розрізнення стану водойми як цінального об'єкта (відповідність конкретним нормативам у конкретний момент) та як екосистеми (стійкість, функціональність, біорізноманіття). За першим критерієм Вирлиця у квітні 2026 р. показала диференційовану відповідність (Т3 відповідає нормам, Т1 і Т2 — ні). За другим критерієм, оцінка якого потребує тривалих біологічних досліджень, водойма перебуває у стані хронічного помірного навантаження з ознаками прогресуючої евтрофікації, але без катастрофічного зрушення екологічної рівноваги. Така інтегральна оцінка є оптимістичним сигналом для перспектив відновлення водойми за умови вчасного впровадження заходів природоохоронного менеджменту [25, 27, 31].

ВИСНОВКИ

У результаті виконання кваліфікаційної роботи проведено комплексне дослідження джерел та наслідків забруднення озера Вирлиця в місті Києві. На підставі теоретичного аналізу, польових досліджень і лабораторного аналізу 45 показників якості води у трьох просторово розподілених точках отримано такі основні результати.

1. Аналіз сучасної наукової літератури засвідчив, що урбанізовані безстічні водойми є найбільш вразливими щодо накопичення забруднювачів. Характерними для них є органічне навантаження (підвищене ХСК), евтрофікація, надходження важких металів зі зливовим стоком та уповільнений водообмін, який посилює вторинне забруднення з донних відкладів. Озеро Вирлиця за своїми морфометричними (площа 98 га, максимальна глибина 28 м, безстічний режим) та географічними характеристиками повністю відповідає цій типологічній групі.

2. Польовий етап дослідження проведено 6 квітня 2026 р. з відбиранням проб у трьох точках вздовж поздовжньої осі акваторії (16:47–17:50, температура повітря +8 °С, тиск 743 мм рт. ст.). Програма охопила 40 хімічних показників у трьох точках та 5 мікробіологічних показників у точці 3. Усі проби проаналізовано в акредитованій лабораторії ТОВ «УкрХімАналіз» (сертифікати № K2785/1–4, квітень 2026 р.) відповідно до атестованих методик і чинних нормативних документів.

3. За органолептичними показниками вода озера не відповідала нормативним вимогам у всіх трьох точках відбору: зафіксовано жовтий колір та рибний запах при 20 °С, що перевищує нормативну межу ≤ 1 бал. Завислі речовини перевищили фонове значення у точках 1 (17 мг/дм³) і 2 (29 мг/дм³). Водневий показник рН (7,44–8,16) та вміст основних іонів відповідали нормам у всіх точках.

4. Найбільш значущим виявленим порушенням є перевищення хімічного споживання кисню дихроматного (ХСКCr): у точці 1 — 47,0 мгО₂/дм³ (норма

30,0 перевищена в 1,57 рази), у точці 2 — 37,6 мгО₂/дм³ (в 1,25 рази), у точці 3 — 18,8 мгО₂/дм³ (перевищує базову норму 15,0). Виражений просторовий градієнт ХСКCr із максимумом у західній частині озера свідчить про домінування зливого органічного стоку з прилеглої транспортної інфраструктури як головного джерела органічного забруднення. Вміст розчиненого кисню відповідав нормі $\geq 4,0$ мгО₂/дм³, проте граничне значення у точці 3 (4,05 мгО₂/дм³) вказує на напружений кисневий режим. Показники біогенних елементів у всіх точках залишалися в межах норми.

5. З—поміж 18 досліджених важких металів нормативні перевищення зафіксовано для двох елементів. Залізо у точці 2 досягло 0,68 мг/дм³ (норма $\leq 0,3$ мг/дм³, перевищення у 2,27 рази); немонотонний просторовий розподіл Fe пояснюється вірогідним відновним вивільненням із донних відкладів у найглибшій частині акваторії. Марганець у точці 1 становив 0,24 мг/дм³ (норма $\leq 0,1$ мг/дм³, перевищення у 2,4 рази), що корелює з дифузним надходженням зі зливого стоку прилеглих автомагістралей. Решта металів (Pb, Cd, Hg, Co, Bi — нижче межі виявлення; Zn, Cu, Ni, Cr, Al — у нормі) не становили екологічної загрози на момент дослідження.

6. Специфічні органічні забруднювачі (нафтопродукти, феноли, формальдегід, ціаніди) у всіх пробах не перевищували меж виявлення відповідних методик, що свідчить про відсутність гострого токсикантного забруднення. Виявлено поверхнево—активні речовини (СПАР) з градієнтом 0,41–0,16 мг/дм³ (захід → схід), що вказує на хронічне дифузне надходження миючих засобів.

7. Мікробіологічний аналіз проби з точки 3 виявив відповідність усіх п'яти показників нормативним вимогам: індекс ЛКП — 73 КУО/дм³ (норма ≤ 5000 КУО/дм³), *E. coli* та ентерококи — нижче межі підрахунку, патогенні мікроорганізми, у т. ч. сальмонела, не виявлені. Квітневий стан водойми є мікробіологічно безпечним, однак повторне обстеження у літній купальний

сезон є необхідним, оскільки підвищена температура та рекреаційне навантаження можуть суттєво змінити картину.

8. Комплексна просторова оцінка підтвердила чіткий градієнт екологічного стану: точки 1 і 2 не відповідали нормативному документу за сукупністю показників (запах, ХСКCr, один важкий метал у кожній); точка 3 відповідала НД в повному обсязі. Диференційований характер перевищень у різних точках відображає одночасну дію двох механізмів деградації: поверхневого антропогенного стоку (точка 1, захід) та внутрішнього геохімічного вивільнення металів з донних відкладів (точка 2, центр акваторії).

На підставі отриманих результатів сформульовано такі практичні рекомендації: (1) запровадити систематичний сезонний моніторинг ХСКCr, заліза і марганцю, зосередивши увагу на літньому та осінньому стратифікаційному зрізі; (2) провести повторне мікробіологічне обстеження у червні–серпні в умовах піку рекреаційного навантаження; (3) розглянути можливість встановлення систем перехоплення першого дощового змиву вздовж проспекту Бажана з метою зниження органічного і металічного навантаження на акваторію; (4) результати цієї роботи можуть слугувати базовим документальним матеріалом для наукового обґрунтування природоохоронного статусу озера Вирлиця і розроблення програми його екологічного оздоровлення.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

- [1] Gorbatiuk L.O., Khilchevskyi V.K., Shevchuk S.A., Dubnytskyi V.Y. Assessment of the current level of pollution of the lakes of Kyiv by petroleum hydrocarbons. *Hydrobiological journal*. 2021. Vol. 57, No. 3. P. 95–101. DOI: <https://doi.org/10.1615/hydrobj.v57.i3.110>
- [2] Ho K.T., Burgess R.M., Chapman P.M. Contaminants, mutagenicity and toxicity in the surface waters of Kyiv, Ukraine. *Marine pollution bulletin*. 2020. Vol. 155. P. 111153. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111153>
- [3] Goncharova M.T., Dziuban A.V., Kramarenko D.A., Marchenko L.V. Ecological assessment of water and sediments quality of the Opechen lakes system (Kyiv). *Hydrobiological journal*. 2020. Vol. 56, No. 4. P. 71–83. DOI: <https://doi.org/10.1615/hydrobj.v56.i4.60>
- [4] Kurovska A., Ivanenko O., Petrenko I., Bondarenko O., Shcherbakov I. Eutrophication of the Kyiv reservoir of Ukraine: review. *Biological Systems: Theory and Innovation*. 2024. Vol. 15, No. 1. DOI: [https://doi.org/10.31548/biologiya15\(1\).2024.005](https://doi.org/10.31548/biologiya15(1).2024.005)
- [5] Shcherbakov I., Klymenko M., Yermakov V., Bondarenko O. Poor quality of sewage water in Ukraine: a priority in post-war rebuilding. *Scientific reports*. 2025. Vol. 15, No. 1. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-025-93335-4>
- [6] Pistocchi A., Vigiak O., Fava F. Screening of mercury pollution sources to European inland waters using high resolution earth surface data. *Frontiers in environmental science*. 2022. Vol. 10. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1021777>
- [7] Loboichenko V., Kopylenko M., Shevchenko L., Hryhorenko L. Study of the state of water bodies located within Kharkiv city (Ukraine). *Asian journal of water, environment and pollution*. 2020. Vol. 17, No. 2. P. 15–21. DOI: <https://doi.org/10.3233/ajw200015>

- [8] Kardos M.K., Konečná K., Schmid J. The new urban wastewater treatment directive from the perspective of the receiving rivers' quality. *Environmental sciences Europe*. 2025. Vol. 37, No. 1. DOI: <https://doi.org/10.1186/s12302-024-01040-2>
- [9] Priyadarshini I., Gupta A., Shukla P. Water pollution reduction for sustainable urban development using machine learning techniques. *Cities*. 2022. Vol. 130. P. 103970. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cities.2022.103970>
- [10] Weber C. Biological monitoring of the aquatic environment. *Biological methods for the assessment of water quality*. West Conshohocken : ASTM International, 2015. P. 46–46–15. DOI: <https://doi.org/10.1520/stp34716s>
- [11] Булавенко Р.В., Степова О.В., Рома В.В. Доочищення стічних вод підприємств харчової промисловості за допомогою споруд біоплато. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2012. № 4. С. 145–148. DOI: <https://doi.org/10.31210/visnyk2012.04.36>
- [12] Деякі питання забезпечення досягнення Цілей сталого розвитку в Україні : розпорядж. Каб. Міністрів України від 29.11.2024 № 1190–р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1190-2024-p> (дата звернення: 16.10.2025).
- [13] Тарасюк Н., Магдюк І., Ковальська В. Імплементация водної рамкової директиви ЄС у структуру гідрологічного менеджменту України. *Grail of science*. 2023. № 26. С. 627–630. DOI: <https://doi.org/10.36074/grail-of-science.14.04.2023.112>
- [14] Kryzhanovskyi Y.M. та ін. Automation of the use of natural language queries for comprehensive analysis of the state of surface waters in the southern bug river basin. *Visnyk of vinnytsia politechnical institute*. 2025. Vol. 181, No. 4. P. 118–125. DOI: <https://doi.org/10.31649/1997-9266-2025-181-4-118-125>
- [15] Xu W. та ін. A water resilience evaluation model for urban cities. *Water*. 2022. Vol. 14, No. 12. P. 1942. DOI: <https://doi.org/10.3390/w14121942>
- [16] Duliba Y. Some issues of sustainable management of water resources of Ukraine in conditions of climatic and ecological threats. *Aktual'ni problemi pravoznavstva*. 2025. No. 1. P. 193–201. DOI: <https://doi.org/10.35774/app2025.01.193>

- [17] Sousa M.C. та ін. Ecosystem services of urban rivers: a systematic review. *Aquatic sciences*. 2024. Vol. 87, No. 1. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-024-01138-y>
- [18] Grigg N.S. Framework and function of integrated water resources management in support of sustainable development. *Sustainability*. 2024. Vol. 16, No. 13. P. 5441. DOI: <https://doi.org/10.3390/su16135441>
- [19] Arnaud N. та ін. How scale influences the resilience of urban water systems: a literature review of trade-offs and recommendations. *Water*. 2024. Vol. 16, No. 11. P. 1571. DOI: <https://doi.org/10.3390/w16111571>
- [20] Grison C. та ін. Integrated water resources management in cities in the world: global challenges. *Water resources management*. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-023-03475-3>
- [21] Shaad K. та ін. Integrating ecosystem services into water resource management: an indicator-based approach. *Environmental management*. 2022. Vol. 69, No. 4. P. 752–767. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01559-7>
- [22] Jensen O., Khalis A. Urban water systems: development of micro-level indicators to support integrated policy. *Plos one*. 2020. Vol. 15, No. 2. P. e0228295. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228295>
- [23] Solangi G.S. та ін. Machine learning, Water Quality Index, and GIS-based analysis of groundwater quality. *Water practice & technology*. 2024. DOI: <https://doi.org/10.2166/wpt.2024.014>
- [24] OECD studies on water implementing the OECD principles on water governance indicator framework and evolving practices. Paris : OECD Publishing, 2018.
- [25] Pelletier M.C. та ін. Resilience of aquatic systems: review and management implications. *Aquatic sciences*. 2020. Vol. 82, No. 2. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00027-020-00717-z>
- [26] Valencia-Félix S. та ін. Review of green water systems for urban flood resilience: literature and codes. *Water*. 2024. Vol. 16, No. 20. P. 2908. DOI: <https://doi.org/10.3390/w16202908>

- [27] Díaz–Pinzón L. та ін. The social–ecological system framework of urban wetlands: the role of collective management at local level. *International journal of the commons*. 2024. Vol. 18, No. 1. DOI: <https://doi.org/10.5334/ijc.1399>
- [28] Bubu–Davies O.A., Anwuri P.A. Microplastics: potential impacts on aquatic biodiversity. *Tropical freshwater biology*. 2023. Vol. 31, No. 1. P. 45–60. DOI: <https://doi.org/10.4314/tfb.v31i1.4>
- [29] Chrisopher J.E. Impact of highway bridge runoff on adjacent receiving water bodies : master's thesis. 1980. URL: <http://digital.library.ucf.edu/cdm/ref/collection/RTD/id/57490> (дата звернення: 22.10.2025).
- [30] Ellis J.B. Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in urban receiving waters. *Environmental pollution*. 2006. Vol. 144, No. 1. P. 184–189. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.12.018>
- [31] Enqvist J., Ziervogel G. Multilevel governance for urban water resilience in Bengaluru and Cape Town. *Water resilience*. Cham : Springer, 2020. P. 193–211. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-48110-0_9
- [32] Gochfeld M., Burger J. Bioindicators for assessing human and ecological health. *Environmental monitoring*. 2004. P. 541–566. DOI: <https://doi.org/10.1201/9780203495476.ch24>
- [33] Ingols R., Craft T. Sensors for monitoring water quality. *Water quality parameters*. West Conshohocken : ASTM International. P. 418–418–6. DOI: <https://doi.org/10.1520/stp39028s>
- [34] Lee F.Y.S., Ma A.T.H., Cheung L.T.O. Resident perception and willingness to pay for the restoration and revitalization of urban rivers. *Water*. 2021. Vol. 13, No. 19. P. 2649. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13192649>
- [35] Milum K.M. In situ remediation of heavy metal contaminated sediments using emulsified zero–valent metal particles : master's thesis. 2005. URL: <http://digital.library.ucf.edu/cdm/ref/collection/ETD/id/3305> (дата звернення: 22.10.2025).

- [36] Jiménez–Ariza S.L. та ін. Multi–criteria decision analysis inputs for planning the implementation of nature–based solutions in urban contexts. *ACE: architecture, city and environment*. 2023. Vol. 18, No. 52. DOI: <https://doi.org/10.5821/ace.18.52.11871>
- [37] Scholz M. Water–sensitive urban development for climate change adaptation. *Wetlands for water pollution control*. 2024. P. 881–898. DOI: <https://doi.org/10.1016/b978-0-443-13838-6.00051-3>
- [38] Li N. та ін. Source–oriented ecological risk assessment of heavy metals in sediments of West Taihu Lake, China. *Environmental science and pollution research*. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24766-z>
- [39] Tadić Đ. та ін. Use of passive and grab sampling and high–resolution mass spectrometry for non–targeted analysis of emerging contaminants and their semi–quantification in water. *Molecules*. 2022. Vol. 27, No. 10. P. 3167. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules27103167>
- [40] Wisner P., Gervais L. Ecological aspects and management of water level fluctuations in small natural lakes with urbanized watersheds. Ninth international conference on urban drainage (9ICUD). Reston, VA : ASCE, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1061/40644\(2002\)177](https://doi.org/10.1061/40644(2002)177)
- [41] Вишневецький В.І. Водойми Києва. Київ : Ніка–Центр, 2021. 280 с. ISBN 978–966–521–759–6.
- [42] Gorbatiuk L.O., Godlevska O.O., Platonov M.O., Burmistrenko S.P., Pasichna O.O. Biomonitoring of heavy metals pollution in lakes of Kyiv (Ukraine) using submerged macrophytes and assessment of their phytoremediative potential. *Hydrobiological journal*. 2023. Vol. 59, No. 5. DOI: <https://doi.org/10.1615/HydrobJ.v59.i5.20>
- [43] Хільчевський В.К., Гребінь В.В. Водні об'єкти України та рекреаційне оцінювання якості води : навч. посіб. Київ : ДІА, 2022. 240 с.

- [44] ДСТУ ISO 5667–4:2003. Якість води. Відбирання проб. Частина 4. Настанови щодо відбирання проб із природних та штучних озер (ISO 5667–4:1987, IDT). [Чинний від 2003–07–01]. Київ : Держстандарт України, 2003. 18 с.
- [45] ДСТУ EN ISO 19458:2022. Якість води. Відбирання проб для мікробіологічного аналізування (EN ISO 19458:2006, IDT; ISO 19458:2006, IDT). [Чинний від 2022–01–01]. Київ : ДП «УкрНДНЦ», 2022. 22 с.
- [46] ДСТУ ISO 5667–3:2001. Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Настанови щодо зберігання та поводження з пробами (ISO 5667–3:1994, IDT). [Чинний від 2001–07–01]. Київ : Держстандарт України, 2001. 20 с.
- [47] Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько–побутових та інших потреб населення : затв. наказом МОЗ України від 02.05.2022 № 721 ; зареєстровано в Міністерстві юстиції України 16.05.2022 за № 524/37860.
- [48] Про затвердження Державних санітарних правил розміщення, улаштування та експлуатації оздоровчих закладів : наказ МОЗ України від 19.06.1996 № 172 ; зареєстровано в Міністерстві юстиції України 24.07.1996 за № 378/1403.

ДОДАТОК А

Сертифікат аналізу № K2785/1 (проба № 1, точка 1)



ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ "УКРХІМАНАЛІЗ"
IBAN: UA293052990000026007006807292, АТ КБ "ПРИВАТБАНК"

УКРХІМАНАЛІЗ

03028, м. Київ, пр-т Науки, буд. 41, оф. 326
код за ЄДРПОУ 39098305
Тел: (044) 238-20-26
E-mail: info@himanaliz.ua Web: www.himanaliz.ua

СЕРТИФІКАТ АНАЛІЗУ

№ K2785/1 від 16 квітня 2026 р.

Замовник: Строкаль Віта Петрівна

Зразок: Вода з водойми. Проба відібрана Замовником. Проба № 1.

Мета: Перевірка води на відповідність нормам.

Таблиця 1. Результати аналізу.

№	Найменування показника, одиниці виміру	Результат	Нормативне значення*	Методика виконання дослідження
1	2	3	4	5
1	Колір	жовтий	Не нормується	МВВ 081/12-0020-01
2	Запах, бали при 20°C	рибний	≤1	[1], 314
3	Прозорість, см	15	Не нормується	[1], 750
4	Завислі речовини, мг/дм³	17	+0.75 до фонового значення	КНД 211.1.4.039-95
5	pH - водневий показник	7.7	6.5 - 8.5	ДСТУ 4077-2001
6	Гідрокарбонати (HCO ₃ ⁻), ммоль/дм³	2.9	Не нормується	ДСТУ ISO 9963-1:2007
7	Жорсткість загальна, ммоль/дм³	2.08	Не нормується	ДСТУ ISO 6059-2003
8	Загальна лужність, ммоль/дм³	3.42	Не нормується	ДСТУ ISO 9963-1:2007
9	Загальний вміст солей мг/дм³	485	≤1000	МВВ 081/12-0109-03
10	Хлориди, мг/дм³	80.94	≤350	МВВ 081/12-0004-01
11	Сульфати, мг/дм³	65.6	≤500	МВВ 081/37-0700-10
12	Хімічне споживання кисню дихроматне, мгО ₂ /дм³	47	≤15.0≤(30.0)	МВВ 081/37-0737-11
13	Розчинений кисень, мгО ₂ /дм³	5.45	≥4	ДСТУ ISO 5814:2003
14	Поліфосфати мг/дм³	0.71	≤3.5	МВВ 081/12-0005-01
15	Нітрати (за NO ₃), мг/дм³	0.515	≤45.0	КНД 211.1.4.027-95
16	Нітрити (за NO ₂), мг/дм³	0.072	≤3.3	МВВ 081/37-0696-10
17	Азот амонійний, мг/дм³	0.83	≤2.0	МВВ 081/12-0106-03
18	Натрій, мг/дм³	63.75	≤200.0	ДСТУ EN ISO 11885:2019
19	Калій, мг/дм³	7.2	Не нормується	ДСТУ EN ISO 11885:2019
20	Залізо, мг/дм³	0.12	≤0.3	ДСТУ EN ISO 11885:2019

Продовження додатка А



ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ "УКРХІМАНАЛІЗ"

IBAN: UA293052990000026007006807292, АТ КБ "ПРИВАТБАНК"

УКРХІМАНАЛІЗ

03028, м. Київ, пр-т Науки, буд. 41, оф. 326
код за ЄДРПОУ 39098305
Тел: (044) 238-20-26
E-mail: info@himanaliz.ua Web: www.himanaliz.ua

21	Кремній, мг/дм ³	0.72	10	ДСТУ EN ISO 11885:2019
22	Фторид-іон, мг/дм ³	0.624	1.5	МВВ 081/12-0309-06
23	Марганець, мг/дм ³	0.24	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
24	Поверхнево активні речовини, мг/дм ³	0.41	Не нормується	КНД 211.1.4.-17-95
25	Загальний вміст фенолів, мг/дм ³	---	≤0.001	МВВ 081/12-0119-03
26	Кальцій, мг/дм ³	57	200	ДСТУ EN ISO 11885:2019
27	Магній, мг/дм ³	15.6	50	ДСТУ EN ISO 11885:2019
28	Нафтопродукти, мг/дм ³	---	0.1	ЦВ 2.22.54.01-A
29	Хром загальний, мг/дм ³	0.01	≤0.55	ДСТУ EN ISO 11885:2019
30	Ціаніди, мг/дм ³	---	≤0.1	МВВ 081/12-0314-05
31	Мідь, мг/дм ³	0.01	≤1.0	ДСТУ EN ISO 11885:2019
32	Формальдегід, мг/дм ³	---	≤0.05	МВВ 081/12-0174-05
33	Цинк, мг/дм ³	0.13	≤1.0	ДСТУ EN ISO 11885:2019
34	Кадмій, мг/дм ³	---	≤0.001	ДСТУ EN ISO 11885:2019
35	Нікель, мг/дм ³	0.01	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
36	Алюміній, мг/дм ³	0.11	≤0.5	ДСТУ EN ISO 11885:2019
37	Кобальт, мг/дм ³	---	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
38	Вісмут, мг/дм ³	---	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
39	Ртуть, мг/дм ³	---	≤0.00053	ДСТУ EN ISO 11885:2019
40	Свинець, мг/дм ³	---	≤0.03	ДСТУ EN ISO 11885:2019

[1] - СЕВ. Уніфіковані методи дослідження якості вод. Ч. 1, т. 1. — М.1987.

(*) - нормативні значення приведені згідно НД. Тілічені нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення* затверджені наказом Міністерства охорони здоров'я України 02.05.2022 № 721, зареєстровано у Міністерство юстиції України 16.05.2022 року за № 524/37860.

(---)**- вміст менший межі визначення

За перевіреними показниками зразок води не відповідає НД.

Виконав



Затвердив

Кунгурова О.В.

1. Результат аналізу відноситься виключно до наданого зразку, та не гарантує загальну якість продукції.

2. Аналіз проведено з науково-дослідною метою та не носить характеру експертного дослідження у відповідності до законодавства України про судову експертизу.

3. Тиражування, копіювання та використання документа у рекламних цілях без письмової згоди ТОВ «УкрХімАналіз» забороняється.

ДОДАТОК Б

Сертифікат аналізу № K2785/2 (проба № 2, точка 2)



ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ "УКРХІМАНАЛІЗ"
IBAN: UA293052990000026007006807292, АТ КБ "ПРИВАТБАНК"

УКРХІМАНАЛІЗ

03028, м. Київ, пр-т Науки, буд. 41, оф. 326
код за ЄДРПОУ 39098305
Тел: (044) 238-20-26
E-mail: info@himanaliz.ua Web: www.himanaliz.ua

СЕРТИФІКАТ АНАЛІЗУ

№ K2785/2 від 16 квітня 2026 р.

Замовник: Строкаль Віта Петрівна

Зразок: Вода з водойми. Проба відібрана Замовником. Проба № 2.

Мета: Перевірка води на відповідність нормам.

Таблиця 1. Результати аналізу.

№	Найменування показника, одиниці виміру	Результат	Нормативне значення*	Методика виконання дослідження
1	2	3	4	5
1	Колір	жовтий	Не нормується	МВВ 081/12-0020-01
2	Запах, бали при 20°C	рибний	≤1	[1], 314
3	Прозорість, см	15	Не нормується	[1], 750
4	Завислі речовини, мг/дм³	29	+0.75 до фонового значення	КНД 211.1.4.039-95
5	pH - водневий показник	8.16	6.5 - 8.5	ДСТУ 4077-2001
6	Гідрокарбонати (HCO ₃ ⁻), ммоль/дм³	2.9	Не нормується	ДСТУ ISO 9963-1:2007
7	Жорсткість загальна, ммоль/дм³	2.25	Не нормується	ДСТУ ISO 6059-2003
8	Загальна лужність, ммоль/дм³	3.42	Не нормується	ДСТУ ISO 9963-1:2007
9	Загальний вміст солей мг/дм³	508	≤1000	МВВ 081/12-0109-03
10	Хлориди, мг/дм³	80.23	≤350	МВВ 081/12-0004-01
11	Сульфати, мг/дм³	84.63	≤500	МВВ 081/37-0700-10
12	Хімічне споживання кисню дихроматне, мгО ₂ /дм³	37.6	≤15.0≤(30.0)	МВВ 081/37-0737-11
13	Розчинений кисень, мгО ₂ /дм³	5.22	≥4	ДСТУ ISO 5814:2003
14	Поліфосфати мг/дм³	0.71	≤3.5	МВВ 081/12-0005-01
15	Нітрати (за NO ₃), мг/дм³	0.536	≤45.0	КНД 211.1.4.027-95
16	Нітрити (за NO ₂), мг/дм³	0.071	≤3.3	МВВ 081/37-0696-10
17	Азот амонійний, мг/дм³	0.53	≤2.0	МВВ 081/12-0106-03
18	Натрій, мг/дм³	64.26	≤200.0	ДСТУ EN ISO 11885:2019
19	Калій, мг/дм³	6.93	Не нормується	ДСТУ EN ISO 11885:2019
20	Залізо, мг/дм³	0.68	≤0.3	ДСТУ EN ISO 11885:2019

Продовження додатка Б



ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ "УКРХІМАНАЛІЗ"

IBAN: UA293052990000026007006807292, АТ КБ "ПРИВАТБАНК"

УКРХІМАНАЛІЗ

03028, м. Київ, пр-т Науки, буд. 41, оф. 326
код за ЄДРПОУ 39098305
Тел: (044) 238-20-26
E-mail: info@himanaliz.ua Web: www.himanaliz.ua

21	Кремній, мг/дм ³	0.43	10	ДСТУ EN ISO 11885:2019
22	Фторид-іон, мг/дм ³	0.504	1.5	МВВ 081/12-0309-06
23	Марганець, мг/дм ³	0.09	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
24	Поверхнево активні речовини, мг/дм ³	0.33	Не нормується	КНД 211.1.4.-17-95
25	Загальний вміст фенолів, мг/дм ³	---	≤0.001	МВВ 081/12-0119-03
26	Кальцій, мг/дм ³	58	200	ДСТУ EN ISO 11885:2019
27	Магній, мг/дм ³	19.2	50	ДСТУ EN ISO 11885:2019
28	Нафтопродукти, мг/дм ³	---	0.1	ЦВ 2.22.54.01-A
29	Хром загальний, мг/дм ³	0.01	≤0.55	ДСТУ EN ISO 11885:2019
30	Ціаніди, мг/дм ³	---	≤0.1	МВВ 081/12-0314-05
31	Мідь, мг/дм ³	0.01	≤1.0	ДСТУ EN ISO 11885:2019
32	Формальдегід, мг/дм ³	---	≤0.05	МВВ 081/12-0174-05
33	Цинк, мг/дм ³	0.09	≤1.0	ДСТУ EN ISO 11885:2019
34	Кадмій, мг/дм ³	---	≤0.001	ДСТУ EN ISO 11885:2019
35	Нікель, мг/дм ³	0.01	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
36	Алюміній, мг/дм ³	0.07	≤0.5	ДСТУ EN ISO 11885:2019
37	Кобальт, мг/дм ³	---	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
38	Вісмут, мг/дм ³	---	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
39	Ртуть, мг/дм ³	---	≤0.00053	ДСТУ EN ISO 11885:2019
40	Свинець, мг/дм ³	---	≤0.03	ДСТУ EN ISO 11885:2019

[1] - СЕВ. Уніфіковані методи дослідження якості вод. Ч. 1, т. 1. — М.1987.

(*) - нормативні значення приведені згідно НД. Тілічені нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення* затверджені наказом Міністерства охорони здоров'я України 02.05.2022 № 721, зареєстровано у Міністерство юстиції України 16.05.2022 року за № 524/37860.

(---)**- вміст менший межі визначення

За перевіреними показниками зразок води не відповідає НД.

Виконав



Затвердив

Кунгурова О.В.

1. Результат аналізу відноситься виключно до наданого зразку, та не гарантує загальну якість продукції.

2. Аналіз проведено з науково-дослідною метою та не носить характеру експертного дослідження у відповідності до законодавства України про судову експертизу.

3. Тиражування, копіювання та використання документа у рекламних цілях без письмової згоди ТОВ «УкрХімАналіз» забороняється.

ДОДАТОК В

Сертифікат аналізу № K2785/3 (проба № 3, точка 3)



ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ "УКРХІМАНАЛІЗ"
IBAN: UA293052990000026007006807292, АТ КБ "ПРИВАТБАНК"

УКРХІМАНАЛІЗ

03028, м. Київ, пр-т Науки, буд. 41, оф. 326
код за ЄДРПОУ 39098305
Тел: (044) 238-20-26
E-mail: info@himanaliz.ua Web: www.himanaliz.ua

СЕРТИФІКАТ АНАЛІЗУ

№ K2785/3 від 16 квітня 2026 р.

Замовник: Строкаль Віта Петрівна

Зразок: Вода з водойми. Проба відібрана Замовником. Проба № 3.

Мета: Перевірка води на відповідність нормам.

Таблиця 1. Результати аналізу.

№	Найменування показника, одиниці виміру	Результат	Нормативне значення*	Методика виконання дослідження
1	2	3	4	5
1	Колір	жовтий	Не нормується	МВВ 081/12-0020-01
2	Запах, бали при 20°C	рибний	≤1	[1], 314
3	Прозорість, см	14	Не нормується	[1], 750
4	Завислі речовини, мг/дм³	19	+0.75 до фонового значення	КНД 211.1.4.039-95
5	pH - водневий показник	7.44	6.5 - 8.5	ДСТУ 4077-2001
6	Гідрокарбонати (HCO ₃ ⁻), ммоль/дм³	4.9	Не нормується	ДСТУ ISO 9963-1:2007
7	Жорсткість загальна, ммоль/дм³	2.85	Не нормується	ДСТУ ISO 6059-2003
8	Загальна лужність, ммоль/дм³	5.42	Не нормується	ДСТУ ISO 9963-1:2007
9	Загальний вміст солей мг/дм³	603	≤1000	МВВ 081/12-0109-03
10	Хлориди, мг/дм³	66.03	≤350	МВВ 081/12-0004-01
11	Сульфати, мг/дм³	53.28	≤500	МВВ 081/37-0700-10
12	Хімічне споживання кисню дихроматне, мгО ₂ /дм³	18.8	≤15.0≤(30.0)	МВВ 081/37-0737-11
13	Розчинений кисень, мгО ₂ /дм³	4.05	≥4	ДСТУ ISO 5814:2003
14	Поліфосфати мг/дм³	1.46	≤3.5	МВВ 081/12-0005-01
15	Нітрати (за NO ₃), мг/дм³	0.484	≤45.0	КНД 211.1.4.027-95
16	Нітрити (за NO ₂), мг/дм³	0.009	≤3.3	МВВ 081/37-0696-10
17	Азот амонійний, мг/дм³	0.41	≤2.0	МВВ 081/12-0106-03
18	Натрій, мг/дм³	57.65	≤200.0	ДСТУ EN ISO 11885:2019
19	Калій, мг/дм³	8.35	Не нормується	ДСТУ EN ISO 11885:2019
20	Залізо, мг/дм³	0.3	≤0.3	ДСТУ EN ISO 11885:2019

Продовження додатка В



ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ "УКРХІМАНАЛІЗ"

IBAN: UA293052990000026007006807292, АТ КБ "ПРИВАТБАНК"

УКРХІМАНАЛІЗ

03028, м. Київ, пр-т Науки, буд. 41, оф. 326
код за ЄДРПОУ 39098305
Тел: (044) 238-20-26
E-mail: info@himanaliz.ua Web: www.himanaliz.ua

21	Кремній, мг/дм ³	4.18	10	ДСТУ EN ISO 11885:2019
22	Фторид-іон, мг/дм ³	0.388	1.5	МВВ 081/12-0309-06
23	Марганець, мг/дм ³	0.06	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
24	Поверхнево активні речовини, мг/дм ³	0.16	Не нормується	КНД 211.1.4.-17-95
25	Загальний вміст фенолів, мг/дм ³	---	≤0.001	МВВ 081/12-0119-03
26	Кальцій, мг/дм ³	82	200	ДСТУ EN ISO 11885:2019
27	Магній, мг/дм ³	19.2	50	ДСТУ EN ISO 11885:2019
28	Нафтопродукти, мг/дм ³	---	0.1	ЦВ 2.22.54.01-A
29	Хром загальний, мг/дм ³	0.01	≤0.55	ДСТУ EN ISO 11885:2019
30	Ціаніди, мг/дм ³	---	≤0.1	МВВ 081/12-0314-05
31	Мідь, мг/дм ³	0.01	≤1.0	ДСТУ EN ISO 11885:2019
32	Формальдегід, мг/дм ³	---	≤0.05	МВВ 081/12-0174-05
33	Цинк, мг/дм ³	0.10	≤1.0	ДСТУ EN ISO 11885:2019
34	Кадмій, мг/дм ³	---	≤0.001	ДСТУ EN ISO 11885:2019
35	Нікель, мг/дм ³	0.01	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
36	Алюміній, мг/дм ³	0.08	≤0.5	ДСТУ EN ISO 11885:2019
37	Кобальт, мг/дм ³	---	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
38	Вісмут, мг/дм ³	---	≤0.1	ДСТУ EN ISO 11885:2019
39	Ртуть, мг/дм ³	---	≤0.00053	ДСТУ EN ISO 11885:2019
40	Свинець, мг/дм ³	---	≤0.03	ДСТУ EN ISO 11885:2019

[1] - СЕВ. Уніфіковані методи дослідження якості вод. Ч. 1, т. 1. — М.1987.

(*) - нормативні значення приведені згідно НД. Тілічені нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення* затверджені наказом Міністерства охорони здоров'я України 02.05.2022 № 721, зареєстровано у Міністерство юстиції України 16.05.2022 року за № 524/37860.

(---)**- вміст менший межі визначення

За перевіреними показниками зразок води відповідає НД.

Виконав



Затвердив

Кунгурова О.В.

1. Результат аналізу відноситься виключно до наданого зразку, та не гарантує загальну якість продукції.

2. Аналіз проведено з науково-дослідною метою та не носить характеру експертного дослідження у відповідності до законодавства України про судову експертизу.

3. Тиражування, копіювання та використання документа у рекламних цілях без письмової згоди ТОВ «УкрХімАналіз» забороняється.

ДОДАТОК Д

Сертифікат мікробіологічного аналізу № K2785/4 (точка 3)



ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ "УКРХІМАНАЛІЗ"
IBAN: UA293052990000026007006807292, АТ КБ "ПРИВАТБАНК"

УКРХІМАНАЛІЗ

03028, м. Київ, пр-т Науки, буд. 41, оф. 326
код за ЄДРПОУ 39098305
Тел: (044) 238-20-26
E-mail: info@himanaliz.ua Web: www.himanaliz.ua

СЕРТИФІКАТ АНАЛІЗУ

№ K2785/4 від 13 квітня 2026 р.

Замовник: Строкаль Віта Петрівна

Зразок: Вода з водойми. Проба відібрана Замовником.

Місце відбору: Водойма

Дата надходження до лабораторії: 07.04.2026

Мета: Перевірити воду на відповідність нормам.

Таблиця 1. Результати аналізу.

№	Найменування показника	Результати	Норма згідно з НД*	Методика виконання
1	2	3	4	5
1	Індекс ЛКП	73	Не більше 5000 КУО/дм ³	МВ 2285-81
2	E. coli	<30	Не більше 1000 КУО/дм ³	МВ 2285-81
3	Ентерококи	<30	Не більше 1000 КУО/дм ³	МВ 2285-81
4	Стафілокок (s. Aureus)	<30	Не більше 100 КУО/дм ³	МВ 2285-81
5	Патогенні мікроорганізми в т. ч. сальмонела	Не виявлено	В 1 дм ³ не допускається	МВ 2285-81

* - Наказ Міністерства охорони здоров'я України N 172 від 19.06.96 Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 24 липня 1996 р за N 378/1403 Про затвердження Державних санітарних правил розміщення, улаштування та експлуатації оздоровчих закладів (пп. 7.15-7.16. табл. № 2 Вимоги до якості води, за санітарно-мікробіологічними показниками в районах водокористування населення).

Генеральний директор,
Кунгурова О.В.



1. Результат аналізу відноситься виключно до наданого зразку, та не гарантує загальну якість продукції.

2. Аналіз проведено з науково-дослідною метою та не носить характеру експертного дослідження у відповідності до законодавства України про судову експертизу.

3. Тиражування, копіювання та використання документа у рекламних цілях без письмової згоди ТОВ «УкрХімАналіз» забороняється.