

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ
Факультет захисту рослин, біотехнології та екології**

ПОГОДЖЕНО

ДОПУСКАЄТЬСЯ ДО ЗАХИСТУ

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

**Завідувач кафедри
екології агросфери та екологічного
контролю**

_____ Коломієць Ю.В.
«__» _____ 2025 р.

_____ Наумовська О.І.
«__» _____ 2025 р.

МАГІСТЕРСЬКА КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА

**на тему: «Вплив урбанізації на поверхневі водні ресурси
міста Києва»**

Спеціальність «101 Екологія»

Освітня програма «Екологічний контроль та аудит»

Орієнтація освітньої програми «освітньо-професійна»

Гарант освітньої програми

доцент, кандидат с.-г. наук _____

Ладика М.М.

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи

доцент, кандидат с.-г. наук _____

Ладика М.М.

Виконала:

Британь С.О.

КИЇВ-2025

**НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ**
Факультет захисту рослин, біотехнологій та екології

ЗАТВЕРДЖУЮ
завідувач кафедри екології агросфери
та екологічного контролю
доцент, канд. с.-г. наук _____ Наумовська О.І.
« ____ » _____ 2024 р.

**ЗАВДАННЯ
ДО ВИКОНАННЯ МАГІСТЕРСЬКОЇ КВАЛІФІКАЦІЙНОЇ РОБОТИ**

Британь Софії Олексіївни

Спеціальність 101 «Екологія»

Освітня програма «Екологічний контроль та аудит»

Орієнтація освітньої програми «освітньо-професійна»

Тема магістерської кваліфікаційної роботи: «Вплив урбанізації на поверхневі водні ресурси міста Києва»

Затверджена наказом від 5.11.2024 №1979 «С».

Термін подання завершеної роботи на кафедру 15.11.2025 р.

Вихідні дані до магістерської кваліфікаційної роботи: картографічні матеріали, супутникові знімки Landsat 7-9, Sentinel 1-2, результати лабораторно-аналітичного дослідження якості води, результати візуального обстеження, архівні матеріали.

Перелік питань, що підлягають дослідженню:

1. проаналізувати історичні та сучасні чинники антропогенної трансформації міських водойм.
2. дослідити динаміку урбанізаційних процесів та змін площі забудови на території міста Києва у період з 2000 по 2025 роки з використанням архівних та сучасних супутникових даних.
3. провести фізико-хімічний аналіз проб води з обраних водойм (озера Відро, Мінське, Алмазне, Вітовець, Вирлиця, Корольок та ставок №15) для визначення показників забруднення, зокрема вмісту біогенних елементів, органічних речовин та мінералізації.

4. розрахувати індекси MNDWI, NDVI, NDTI, NDAI та визначити просторові зміни у стані водойм.
5. виявити особливості соціального сприйняття екологічного стану водойм мешканцями Києва та оцінити рівень їхньої довіри до якості водних ресурсів через проведення соціологічного опитування.

Перелік графічного матеріалу (за потреби) рисунки, діаграми.

Дата видачі завдання: 06.11.2024 року

Керівник магістерської кваліфікаційної роботи _____ Ладика М.М.

Завдання прийняв до виконання _____ Британь С.О.

РЕФЕРАТ

Робота виконана на 100 сторінках, містить 3 розділи, 28 рисунків, 9 таблиць, 76 використаних джерел, додатки.

Метою магістерської кваліфікаційної роботи є проведення комплексного аналізу екологічного стану озерних екосистем міста Києва із застосуванням поєднаних методів гідрохімічного моніторингу, геоінформаційного аналізу та соціологічного дослідження для оцінки рівня антропогенної трансформації водних об'єктів.

Завдання роботи:

- 1) проаналізувати історичні та сучасні чинники антропогенної трансформації міських водойм.
- 2) дослідити динаміку урбанізаційних процесів та змін площі забудови на території міста Києва у період з 2000 по 2025 роки з використанням архівних та сучасних супутникових даних.
- 3) провести фізико-хімічний аналіз проб води з обраних водойм (озера Відро, Мінське, Алмазне, Вітовець, Вирлиця, Корольок та ставок №15) для визначення показників забруднення, зокрема вмісту біогенних елементів, органічних речовин та мінералізації.
- 4) розрахувати індекси MNDWI, NDVI, NDTI, NDAI та визначити просторові зміни у стані водойм.
- 5) виявити особливості соціального сприйняття екологічного стану водойм мешканцями Києва та оцінити рівень їхньої довіри до якості водних ресурсів через проведення соціологічного опитування.

Об'єкт дослідження: вплив урбанізації на поверхневі водні об'єкти міста Києва.

Предмет дослідження: гідрохімічні показники якості води, динаміка спектральних характеристик водного дзеркала та прибережних смуг, а також особливості впливу урбанізації на функціонування водних екосистем.

У роботі досліджено екологічний стан семи озер міста Києва різного ступеня урбанізаційного навантаження. Проведено аналіз змін забудови за 2000–2025 рр., розраховано спектральні індекси MNDWI, NDVI, NDTI, NDAI та визначено їх просторову динаміку. Виконано гідрохімічний аналіз проб води та виявлено специфічні типи забруднення: евтрофікацію, підвищену каламутність, надходження біогенів та хімічних речовин техногенного походження. Соціологічне опитування підтвердило високий рівень недовіри населення до централізованої системи водопостачання та занепокоєння станом міських водойм.

Встановлено, що водойми, розташовані в умовах щільної забудови (Мінське, Вітовець, Вирлиця), зазнають комплексного антропогенного навантаження та характеризуються підвищеною евтрофікацією і хімічним забрудненням. Найменший вплив фіксується на озері Відро. Динаміка збільшення урбанізації Києва корелює з деградацією прибережних зон, зростанням площі імпервіозних поверхонь та погіршенням стану гідроекосистем.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: УРБАНІЗАЦІЯ, ГЕОІНФОРМАЦІЙНИЙ МОНІТОРИНГ, ГІДРОХІМІЧНИЙ АНАЛІЗ, ЕВТРОФІКАЦІЯ, БЛАКИТНО-ЗЕЛЕНА ІНФРАСТРУКТУРА, КИЇВ, ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ.....	8
ВСТУП	9
РОЗДІЛ 1. ЕКОСИСТЕМНА РОЛЬ ВОДНИХ ОБ’ЄКТІВ УРБОЕКОСИСТЕМИ: АНАЛІЗ ТЕОРЕТИЧНИХ ЗАСАД ТА ЧИННИКІВ АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ МІСТА КИЄВА.....	10
1.1. Роль водойм у урбанізованому середовищі	10
1.2. Гідрологічна трансформація Києва: історія, урбанізація та сучасні екологічні наслідки	12
1.3. Динаміка урбанізації Києва.....	14
1.3.1. Мостові переходи як додатковий чинник техногенного навантаження	16
1.3.2. Хронічна зношеність систем водопостачання та водовідведення як чинник техногенного впливу на гідросферу	17
1.3.3. Соціоекологічні проблеми новобудови та криза інституційної довіри	18
РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, УМОВИ ТА МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	20
2.1. Мета та завдання дослідження.....	20
2.2. Об’єкт та предмет дослідження.....	20
2.3. Загальні відомості про територію досліджень	21
2.3.1. Загальні відомості про об’єкти гідрохімічних досліджень.....	21
2.4. Умови проведення досліджень	25
2.5. Методика проведення досліджень.....	38
2.5.1. Фізико хімічні методи дослідження якості води	38
2.5.2. Картографічні методи дослідження з використанням ГІС технологій	39
2.5.2.1. Корекція результатів за допомогою кореляції	43
2.5.2.2. Розрахунок відсотку площі індексів в межах окремих водойм	44
2.5.2.3. Розрахунок динаміки площ забудови	46
2.5.3. Соціологічні дослідження	47

РОЗДІЛ 3. АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ОЗЕР МІСТА КИЄВА	49
3.1. Динаміка забудови міста Києва у період з 2000 по 2025 роки	49
3.2. Загальний аналіз водних об'єктів міста Києва.....	50
3.2.1. MNDWI: Стабільність водного покриву в умовах забудови.....	51
3.2.2. Аналіз термічного режиму (LST) водних об'єктів з використанням даних ДЗЗ	52
3.2.3. Оцінка деградації зеленої інфраструктури за індексом NDVI	53
3.2.4. Індекс каламутності (NDTI).....	55
3.2.5. Аналіз евтрофікації озерних водойм з використанням індексу NDAI	56
Динаміка евтрофікації озерних водойм з використанням індексу NDAI ...	57
3.3. Комплексний аналіз окремих водних об'єктів.....	59
3.3.1. Озеро Відро (проба №1)	59
3.3.2. Став №15 (Святошинське озеро) (проба №2)	61
3.3.3. Озеро Мінське (проба №3).....	61
3.3.4. Озеро Алмазне (проба №4)	62
3.3.5. Озеро Вітовець (проба №5).....	63
3.3.6. Озеро Вирлиця (проба №6)	65
3.3.7. Озеро Корольок (проба №7).....	65
3.4. Аналіз проведеного соціологічного опитування	66
3.4.1. Демографічний та географічний профіль респондентів	66
3.4.2. Аналіз споживчих практик: криза довіри до централізованого водопостачання.....	68
3.4.3. Суб'єктивна оцінка якості води та чинників забруднення.....	72
3.4.4. Спостереження змін стану водних об'єктів Києва респондентами ...	73
3.4.5. Безпековий та економічний вимір: готовність платити за безпеку ...	75
ВИСНОВКИ.....	78
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	80
ДОДАТКИ.....	88

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ

- BGI** (Blue-Green Infrastructure) – блакитно-зелена інфраструктура
- GEE** (Google Earth Engine) – хмарна платформа для геопросторового аналізу
- GISD** (Global Impervious Surface Dynamic) – набір даних про динаміку непроникних поверхонь
- LST** (Land Surface Temperature) – температура земної поверхні
- MNDWI** (Modified Normalized Difference Water Index) – модифікований нормалізований водний індекс
- NDAI** (Normalized Difference Aquatic Index) – нормалізований індекс водної рослинності
- NDPI** (Normalized Difference Phycocyanin Index) – індекс органічної речовини
- NDTI** (Normalized Difference Turbidity Index) – нормалізований індекс каламутності води
- NDVI** (Normalized Difference Vegetation Index) – нормалізований вегетаційний індекс
- OSM** (OpenStreetMap) – відкритий картографічний сервіс
- БСА** – Бортницька станція аерації
- ГДК** – гранично допустима концентрація
- ДЗЗ** – дистанційне зондування Землі
- ДПТ** – детальні плани території
- МВВ** – методика виконання вимірювань
- ОБРВ** – орієнтовно безпечні рівні впливу
- ХСК** – хімічне споживання кисню

ВСТУП

Сучасний етап розвитку міста Києва характеризується неконтрольованим та нерівномірним зростанням антропогенного навантаження на природні компоненти міського середовища, серед яких водні ресурси займають критично важливе місце у забезпеченні екологічної стійкості мегаполісів.

Проблема трансформації гідрографічної мережі міста Києва, має глибокі історичні корені оскільки сильно обумовлена реалізацією діаметрально протилежних інженерних підходів до освоєння Правого та Лівого берегів Дніпра. Сьогодні ж ця історична проблема набуває особливої гостроти в умовах сучасної хаотичної забудови.

Нагальність вивчення даного питання підсилюється наявністю системного конфлікту між темпами урбанізації, та здатністю водних екосистем до самовідновлення в умовах хронічної зношеності систем водовідведення, частка аварійних ділянок яких сягає 30 відсотків.

Дослідження екологічного стану поверхневих вод є критично необхідним з огляду на кризу інституційної довіри населення до централізованого водопостачання та формування запиту громади на збереження прибережних захисних смуг, що часто стають об'єктом незаконних будівельних посягань через правову невизначеність їхніх меж.

РОЗДІЛ 1. ЕКОСИСТЕМНА РОЛЬ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ УРБОЕКОСИСТЕМИ: АНАЛІЗ ТЕОРЕТИЧНИХ ЗАСАД ТА ЧИННИКІВ АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ МІСТА КИЄВА

1.1. Роль водойм у урбанізованому середовищі

Розглядаючи поверхневі водні ресурси як компонент урбоекосистеми варто зазначити що наукові уявлення по функціональне призначення водойм значно трансформується протягом останніх десятиліть. Широко розповсюджений раніше індустріальний підхід до міського планування визначав роль водойм в основному як рекреаційних зон, або важливих компонентів інженерних споруд водовідведення чи транспортування стоків. І прикладом такого підходу є водойми Києва, їх давня історія була майже нівельована в процесі забудови міста [1; 5; 42; 71].

Наразі ж відбувається поступовий перехід до визначення річок, ставків, озер як багатофункціональних водних об'єктів з великою кількістю важливих екосистемних функцій. У сфері урбанізації цей новий підхід характеризували терміном «блакитно-зеленої інфраструктури» (Blue-Green Infrastructure, BGI). Це поняття охоплює мережу водних об'єктів (блакитні компоненти) поєднуєднаних з прилеглими до них зеленими насадженнями (зелені компоненти). Їх розглядають як ключову стратегію для підвищення загальної стійкості міст до наслідків глобальних кліматичних змін, зокрема, до все більш частих екстремальних погодних явищ [51; 63; 68; 69].

Європейські та світові дослідження одноставно наголошують на тому, що міські водойми не можуть сприйматися ізольовано. Їхня ефективність досягається лише в рамках комплексного управління об'єктами BGI, де вони беруть активну участь у регуляції міського середовища. Й Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України робить кроки в сторону впровадження цих нових підходів [7; 31; 63; 69].

Тож з метою оцінити сукупну «користь» від функціонування природних систем було сформовано поняття екосистемних послуг, яке зараз є предметом

активних наукових дискусій та класифікацій. У прісноводних водойм виділяють від 20 до 32 екосистемних послуг, і хоча різні автори пропонують власні підходи, перелік найважливіших залишається досить подібним [70; 58; 46; 65].

Найчастіше згадують рекреаційні можливості та туризм, постачання води для господарських потреб, природний контроль її якості, а також збереження умов існування для рослин і тварин. До цього додають послуги, пов'язані із запобіганням ерозії, формуванням родючих заплавних ґрунтів, очищенням стоку та підтриманням місцевого клімату [46; 58; 65; 70; 66].

Окрім цього, прісноводні системи виконують важливу регуляторну роль. Вони сприяють поповненню підземних вод, стримують повені, пом'якшують локальні температури, акумулюють частину вуглецю та природним способом покращують хімічний склад води. Нарешті, у водойм є культурні та соціальні функції, що проявляються у їх значенні для відпочинку, виховання, локальної ідентичності та цінності природного ландшафту для міських мешканців [70; 58; 46; 48; 66].

Усі ці функції озера, для міста називаються екосистемними послугами, тоді як для самого водного об'єкта вони перетворюються на численні шляхи впливу на його екосистему, що постійно зазнає антропогенного навантаження. Через індустріальний характер багатьох рішень у містобудуванні цей вплив нерідко набуває надмірного й багат шарового характеру, що поступово виснажує природну стійкість водойм. Як приклад, озеро Вирлиця. Воно вже тривалий час перебуває під надмірним антропогенним тиском, оскільки оточене щільною житловою забудовою, лінією метро, промисловими об'єктами та має конфлікт щодо законності забудови прибережної смуги [57; 43; 44; 14; 29; 30].

Також можна згадати і соціально-економічні аспекти інтеграції водних об'єктів у міське середовище. Здорові та якісно інтегровані міські водойми виступають важливим активом, тоді як деградовані водні об'єкти перетворюються на джерело ризиків і втрат. Дослідження показують, що чисті та доступні водойми підвищують вартість житла і покращують психічне та фізичне здоров'я населення. Водночас відновлення деградованих територій може

спричинити явище коли підвищення привабливості районів призводить до зростання цін і витіснення малозабезпечених мешканців. Тому сучасні програми відновлення потребують не лише екологічних і технічних рішень, але й соціально справедливих механізмів доступу до цих відновлених природних благ [47; 49; 48; 67].

1.2. Гідрологічна трансформація Києва: історія, урбанізація та сучасні екологічні наслідки

Історія Києва тісно пов'язана з його специфічним розташуванням на межі двох відмінних тектонічних структур. Правий берег, високий, «корінний» еродований схил, рельєф котрого характеризується наявністю густої яружно-балкової мережі, що зумовила формування значної кількості малих річок та струмків, які дренували плато. Натомість Лівий берег є низьким, «перевідкладеним» акумулятивним берегом, котрий історично являв собою широку заболочену заплаву, порізану численними протоками та старицями [1; 4; 10; 17].

Цей геоморфологічний профіль місцевості став основним фактором для формування специфіки розвитку міста. Сформувались два діаметрально протилежні підходи до міського освоєння територій, що розділяє Дніпро. Урбанізація правобережної частини міста передбачала процес каналізування та підпорядкування існуючої гідрографічної мережі потребам забудови. Тоді як освоєння Лівобережжя вимагало фактичного тотального інженерного перепроєктування ландшафту, що включало масштабне осушення та гідронамив для підняття рівня ґрунту [15; 16; 28; 35].

Наслідками таких рішень стала критичне антропогенне навантаження гідрографічної мережі міста. Малі річки Правого берега, котрі в давнину відігравали ключову роль у формуванні раннього Києва, зазнали майже повної трансформації та деградації. Яскравими прикладами цього процесу є річки Либідь та Почайна, відомі ще з літописних джерел. Річка Либідь протягом XX століття була перетворена на стічний канал. Більше половини русла було

укладена в бетонний колектор, що нині перебуває в аварійному стані. Ще більш радикальних змін зазнала річка Почайна, яка фактично зникла з мап міста внаслідок інженерних втручань 1930-х та 1970-х років, коли її русло було примусово змінене та частково трансформоване у каскад озер Опечень задля будівництва залізниці та житлового масиву Оболонь. Відкрита частина русла зберіглась лише в межах Оболонської затоки та Почайницького урочища [15; 16; 33].

Якщо на Правому березі гідрографічної мережі я була прихована під землю, то на Лівому березі вона була створена заново. Ця територія колись була типовою для низини Дніпра, характеризувалася наявністю витягнутих озер-стариць та заболочених луків. Масова урбанізація та зведення сучасних житлових масивів стали можливими виключно завдяки впровадженню технології гідронамиву [17; 28; 35].

Інженерний процес підготовки територій, котрі вважалися загалом непридатними для будівництва, був надзвичайно складним та передбачав видалення слабких торф'яних ґрунтів з подальшим намивом потужних піщаних мас. Ця технологія, яка стала ключовою для урбанізації цієї частини Києва, була застосована при створенні Русанівського острова і згодом набула набагато більших масштабів на територіях Оболоні та Позняків. Геологічним наслідком цього масштабного втручання стало формування так званих «гідронамивних ґрунтів» — штучного алювіального шару, що слугує основою для багатоповерхової забудови. Таким чином, сучасний київський Лівий берег є не просто забудованою територією, а значною мірою штучною геологічною структурою, де технологія фактично перемогла природну гідрологію. Як наслідок, сформувались довгострокові геотехнічні ризики деформації, осідання ґрунту та складна взаємодія зі зміненим режимом ґрунтових вод [28; 35; 4].

Така забудова продовжується і нині, що викликає гострий суспільний конфлікт. Що підтверджує проблема забудови озер Небреж та Тягле, де стикаються застаріла інженерна парадигма «підкорення природи» та сучасні вимоги суспільства щодо збереження залишків екосистем [12; 37].

Узагальнюючи антропогенна трансформація гідрологічної мережі Києва відбувалася за двома сценаріями, котрі, попри відмінності у методах, призвели до схожих екологічних наслідків. На Правому березі відбулася втрата річок як природних об'єктів через їх каналізування та перетворення на колектори стічних вод. На Лівому березі було створено новий урбанізований ландшафт, у фундамент якого інженерними рішеннями середини ХХ століття була закладена довгострокова екологічна проблема. В обох випадках водойми опиняються зведеними до технічних елементів інфраструктури ігноруючи їх ширшу екологічну та соціальну значущість [43; 44; 50].

1.3. Динаміка урбанізації Києва

Логічним продовженням аналізу історичної трансформації гідрографічної мережі є вивчення урбанізаційних процесів. Протягом останніх двох десятиліть поступово формувався системний конфлікт між капітальною забудовою, та існуючими правовими механізмами і вимогами екологічної стійкості. У досліджуваній літературі констатується, що стан міських водойм перебуває у прямій залежності від характеру просторового розвитку міста, структури забудови та від наявності або відсутності дієвого контролю за дотриманням природоохоронних норм [12; 43; 44; 57].

На початку двохтисячних років загальна площа міста, котра була охоплена забудовою, оцінювалася приблизно у 350 квадратних кілометрів, що складало близько 40 відсотків від загальної адміністративної території. Протягом наступних двох десятиліть, унаслідок інтенсивного ущільнення існуючої забудови, загальна урбанізована площа досягла приблизно 370 квадратних кілометрів по офіційним даним 2021 року. Водночас, альтернативні методи оцінювання, такі як дослідження на основі аналізу нічного освітлення у 2022 році, фіксують більш значне територіальне розширення, оцінюючи загальну забудовану площу у 394 квадратні кілометри. Таким чином, фіксується розбіжність між формальними статистичними звітами та даними дистанційного зондування, що підтверджує складність кількісної верифікації фактичного

розростання міського ландшафту. Аналіз п'ятирічних періодів засвідчує, що найбільше збільшення забудованих площ було зафіксовано у період 2005–2010 років [21; 22; 23].

З плином часу та вичерпанням вільних ділянок у межах міста, динаміка забудови продемонструвала просторове зміщення. Вже наприкінці 2010-х років фіксується спад забудови у межах міста та швидкий ріст новобудов у області. Статистичні дані є показовими: у 2019 році обсяги введеного в експлуатацію житла в Київській області перевищили показники столиці, що вказує на вичерпання ресурсів для компактного розвитку. Ця тенденція разом із швидким відновленням будівельної галузі після 2022 року, посилила навантаження на природні території, особливо в агломераційних зонах, де контроль за дотриманням екологічних норм є традиційно ослабленим [3; 12].

Одним із найважливіших чинників, котрий уможливорює розширення забудови на територіях, що мають природне значення, є розрив між стратегічним плануванням і тактичною реалізацією. Генеральний план міста, котрий виконує функцію визначення загальних засад просторового розвитку столиці та слугує основою для розроблення детальніших планів, по суті, за своєю основою був закладений ще у радянські часи на базі рішень 1980-х років. Термін дії плану було продовжено, але він був передбачений до 2020 року. У результаті місто фактично продовжує спиратися на застарілий документ, що дозволяє ухвалювати тактичні містобудівні рішення без належної стратегічної основи, важливої для екологічної та соціальної стійкості столиці [9; 12].

Фактично планування реалізується через Детальні плани території (ДПТ). Аналізована література вказує, що ДПТ у багатьох випадках не деталізували положення Генплану, а цілеспрямовано змінювали їхнє цільове призначення, дозволяючи перетворювати промислові чи рекреаційні території на зони житлової забудови. Ця практика створювала передумови для зниження водності, руйнування водообміну та погіршення якості води в озерах, котрі опинялися в безпосередній близькості до нових житлових кварталів [12; 33; 43; 44].

Крім того, критичну роль у посиленні впливу забудови на водойми відіграла відсутність належного розмежування природоохоронних територій. Прибережні захисні смуги та заплавні території, котрі згідно з Водним та Земельним кодексами повинні залишатися недоторканими, часто не мали визначених меж у натурі. Ця юридична прогалина системно використовувалася забудовниками як головний аргумент у судових інстанціях, що дозволяло легалізувати будівельні проєкти на ділянках, котрі є важливими для гідрологічної стабільності місцевості. Відомі випадки засипання каналів між озерами чи знищення водно-болотних угідь виникали саме через цю правову невизначеність природних меж [6; 13; 12; 30].

1.3.1. Мостові переходи як додатковий чинник техногенного навантаження

Паралельно із забудовою територій, зростання міста супроводжувалося інтенсивним розвитком транспортної інфраструктури, що збільшує навантаження мостових переходів через Дніпро. Ці інженерні споруди є не лише елементами мобільності, а й потужними агентами зміни фізичних та хімічних характеристик річкової системи [8; 36].

Будь-яка мостова опора, встановлена у русло, змінює характер течії, спричиняючи локальні зони турбулентності та підковоподібний вихор, котрий здатний викликати розмив мулу та ґрунту під основою, що веде до заглиблення русла та зміни його форми. Таким чином, мости виступають постійними чинниками руслових процесів [8].

Окрім фізичного впливу, мости функціонують як джерела хронічного хімічного навантаження. Дорожнє полотно являє собою протяжну непроникну поверхню, з якої під час опадів змиваються у річку забруднювачі, характерні для автомобільного руху, без належної фільтрації. До цих речовин відносяться важкі метали, нафтопродукти, мікропластик зі стирання автомобільних шин, а також протижеледні матеріали. Це утворює постійне хімічне навантаження на Дніпро, котре посилюється його гідрологічною вразливістю як зарегульованої ланки між

водосховищами. Це призводить до уповільнення течії та зниження здатності до самоочищення [36; 57].

1.3.2. Хронічна зношеність систем водопостачання та водовідведення як чинник техногенного впливу на гідросферу

Урбанізація не вичерпується лише фізичним розростанням житлового фонду. Вона нерозривно пов'язана з необхідністю інтеграції нових об'єктів у систему інженерних комунікацій, котрі через критичний рівень зношеності перетворюються на джерело перманентної загрози для ґрунтових та поверхневих вод. Стан водної інфраструктури Києва характеризується накопиченим інфраструктурним дефіцитом, де застарілі мережі не здатні забезпечити належний рівень екологічної безпеки в умовах зростаючого антропогенного навантаження [2; 11].

Згідно з офіційними даними, станом на початок 2023 року, централізована система водовідведення столиці, загальна протяжність якої складає понад 2750 кілометрів, перебуває у стані значної технічної деградації. Частка зношених та аварійних ділянок мереж сягає майже 30% від загальної довжини. Це створює ризики локальних витоків та інфільтрації забруднених стоків у ґрунтові води. Часті пориви колекторів є джерелом надходження небезпечних речовин у довкілля, що підтверджується історичними прецедентами, зокрема регулярними проблемами із забрудненням малих річок, таких як Либідь та Сирець, котрі фактично перетворилися на приймачі аварійних скидів [2; 11; 16].

Ключовим елементом системи очищення є Бортницька станція аерації (БСА), котра була запроєктована ще у 1950-х роках і на сьогодні функціонує на межі своїх технологічних можливостей. Технологічні схеми станції, розроблені за нормативами середини минулого століття, не розраховані на видалення сучасного спектру забруднюючих речовин, зокрема біогенних елементів (сполук азоту та фосфору), концентрація яких у стічних водах за останні десятиліття зросла у кілька разів (азот амонійний — з 15-20 до 50 мг/л, фосфати — з 6-8 до 30 мг/л). Фактична потужність станції, що забезпечує нормативне очищення,

становить лише 600-800 тис. м³/добу, що значно нижче її проєктної потужності (1,8 млн м³/добу), але є межею для забезпечення якості очистки в нинішніх умовах. Це створює реальну загрозу того, що у разі пікових навантажень або аварійних ситуацій, неочищені стоки можуть потрапити безпосередньо у Дніпро, спричинивши екологічну катастрофу транскордонного масштабу [2].

Показовим прикладом впливу недосконалої інфраструктури на водні об'єкти є ситуація з озером Мінське (Опечень-6). Зафіксовані випадки масового мору риби у цій водоймі були безпосередньо пов'язані з критичним перевищенням концентрації аміаку, що є характерним маркером надходження свіжих фекальних стоків внаслідок ймовірних несанкціонованих врізок або аварійних скидів з каналізаційної мережі. Аналогічна ситуація спостерігається у Ставку №15 на річці Нивка, який акумулює стоки з аварійних колекторів та зливової каналізації, демонструючи катастрофічні показники хімічного споживання кисню [11; 16].

Окрім проблем водовідведення, система водопостачання також генерує специфічні екологічні ризики. Технологічний процес водопідготовки супроводжується утворенням значних обсягів осадів, котрі разом із промивними водами скидаються у Русанівську протоку та річку Дніпро. У 2023 році маса забруднюючих речовин, що надійшли у водні об'єкти, склала сотні тон, що є додатковим фактором деградації якості води у головній водній артерії країни. Таким чином, зношеність інфраструктури водопостачання та водовідведення виступає не лише як технічна проблема комунального господарства, а як системний екологічний чинник, що прямо впливає на стан поверхневих та ґрунтових вод Києва, посилюючи негативні наслідки урбанізації [2; 11].

1.3.3. Соціоекологічні проблеми новобудови та криза інституційної довіри

Цей техногенний чинник, обтяжений управлінським дисонансом, неминуче трансформується у сферу соціального конфлікту, котрий набуває ознак глибокої інституційної кризи [12; 57].

Центральною точкою цього соціоекологічного дисонансу виступає проблема довіри до міського водопостачання, котра полягає у стійкій суспільній переконаності в недостатності контролю якості послуг. За результатами соціологічних досліджень, ця тотальна недовіра до централізованої системи призвела до майже всеохоплюючої відмови населення (показники якої сягають 97 відсотків) від споживання водопровідної води як питної. Як наслідок, утворився децентралізований паралельний ринок водоспоживання, котрий включає активне використання бюветів та бутильованої води, що є прямим свідченням фундаментального розриву між інституцією та споживачем [18].

Крім того урбанізаційний тиск, посилений правовими прогалинами у сфері регулювання забудови, індукує гострий соціальний конфлікт навколо природоохоронних об'єктів. Соціологічні опитування фіксують майже однастайну позицію мешканців проти будь-яких будівельних робіт у прибережних смугах Дніпра та інших водойм. Ця позиція ґрунтується не лише на усвідомленні екологічного значення річки, але й на соціальному вимірі, а саме на бажанні зберегти доступність берегів як елементу спільної власності.

Таким чином, трансформація гідрологічної мережі Києва є багатошаровим процесом, котрий поєднує історичну інженерну спадщину (каналізування річок, гідронамив) із сучасним урбанізаційним тиском (ущільнення забудови, юридичні прогалини) та гострою соціальною недовірою. Це змушує перейти від загального аналізу до вивчення конкретних екологічних наслідків цих процесів [12; 18].

РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, УМОВИ ТА МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Мета та завдання дослідження

Метою магістерської кваліфікаційної роботи є проведення комплексного аналізу екологічного стану озерних екосистем міста Києва із застосуванням поєднаних методів гідрохімічного моніторингу, геоінформаційного аналізу та соціологічного дослідження для оцінки рівня антропогенної трансформації водних об'єктів.

Завдання роботи:

- 1) проаналізувати історичні та сучасні чинники антропогенної трансформації міських водойм.
- 2) дослідити динаміку урбанізаційних процесів та змін площі забудови на території міста Києва у період з 2000 по 2025 роки з використанням архівних та сучасних супутникових даних.
- 3) провести фізико-хімічний аналіз проб води з обраних водойм (озера Відро, Мінське, Алмазне, Вітовець, Вирлиця, Корольок та ставок №15) для визначення показників забруднення, зокрема вмісту біогенних елементів, органічних речовин та мінералізації.
- 4) розрахувати індекси MNDWI, NDVI, NDTI, NDAI та визначити просторові зміни у стані водойм.
- 5) виявити особливості соціального сприйняття екологічного стану водойм мешканцями Києва та оцінити рівень їхньої довіри до якості водних ресурсів через проведення соціологічного опитування.

2.2. Об'єкт та предмет дослідження

Об'єкт дослідження: вплив урбанізації на поверхневі водні об'єкти міста Києва.

Предмет дослідження: гідрохімічні показники якості води, динаміка спектральних характеристик водного дзеркала та прибережних смуг, а також особливості впливу урбанізації на функціонування водних екосистем.

2.3. Загальні відомості про територію досліджень

Територію Києва було проаналізовано для виявлення просторових закономірностей впливу урбанізації та характеру змін забудови. Окремі озера було обрано аби представити сім сценаріїв антропогенного тиску – від ізольованої малозміненої системи до водойм, що зазнають максимального техногенного, рекреаційного або багатовекторного урбанізаційного навантаження, включно з тими, що продовжують формуватися прямо зараз унаслідок міського розвитку.

2.3.1. Загальні відомості про об'єкти гідрохімічних досліджень

Для ефективної інтерпретації гідрохімічних даних було досліджено походження водойм, їх гідрологічний режим та характер антропогенного навантаження.

Озеро Відро

Озеро розташоване у Голосіївському районі м. Києва, в долині річки Віта. Воно знаходиться в безпосередній близькості до Національного природного парку «Голосіївський». Громадськість активно виступає за надання озеру статусу заказника для його захисту від засмічення та потенційної забудови. Площа водойми становить 33,8 га. Довжина сягає приблизно 700 м, при середній ширині 200 м [5, 14].

Озеро має штучне походження. Воно виникло у період 1984-1985 рр. Його формування, ймовірно, пов'язане з видобутком піску, на що вказують супутникові знімки того часу. Незважаючи на штучне походження, водойма вважається однією з найчистіших у Києві, з прозорістю води, що може перевищувати 2 м навіть влітку. Озеро оточене лісом (сосна, дуб, вільха), що значно обмежує пряме антропогенне навантаження. Доступом до водойми є

грунтова дорога, щільна забудова навколо відсутня. Важливим біоіндикатором є поширення у товщі води харових водоростей (рід *Chara*), які є характерними для чистих, незабруднених вод [5].

Ставок №15 (Святошинське озеро)

Водойма розташована у Святошинському районі. Ставок використовується для відпочинку (на березі є альтанки) та риболовлі. Ключовою особливістю об'єкта є те, що це не ізольована водойма, а найбільший з проточних ставків, безпосередньо розташованих на річці Нивка [5, 16].

Якість води у Ставку №15 повністю обумовлена якістю води р. Нивка вище за течією. Річка Нивка відома як одна з найбільш забруднених малих річок Києва. У її басейні в межах міста діють близько 60 підприємств, вона приймає стоки з дев'яти колекторів зливової каналізації та зазнає значного впливу від діяльності міжнародного аеропорту «Київ» ім. І. Сікорського (Жуляни). Дослідження фіксують у річці стабільні перевищення ГДК за показниками ХСК (хімічне споживання кисню), БСК₅, амонію та нітритів. Особливо відзначається екстремально високий ступінь забруднення нафтопродуктами (концентрації до 19 разів вищі за ГДК) та важкими металами (залізо, цинк, мідь) [5, 16].

Таким чином, Ставок №15 функціонує як акумулятор та відстійник для всього спектру урбаністичного та промислово-транспортного забруднення, що несе р. Нивка.

Озеро Мінське

Озеро розташоване в Оболонському районі. Воно є частиною системи озер Опечень (Опечень-6) – ланцюга кар'єрів, що утворилися внаслідок видобутку піску для гідронамиву житлового масиву Оболонь [5].

Водойма має гостру екологічну проблему. Неодноразово фіксувалися випадки масової загибелі риби, що привертало увагу комунальних служб та громадськості. За результатами лабораторних досліджень проб води, проведених КП «Плесо», причиною мору риби було встановлено перевищення допустимих норм вмісту аміаку. Для нейтралізації забруднення та його наслідків комунальні служби застосовували сорбент «Еколан-М» [11].

Озеро Алмазне

Водойма розташована у Деснянському районі, на схід від масиву Вигурівщина-Троєщина. Це найбільше за площею озеро Києва. Його площа оцінюється у 160-165 га. Озеро має штучне походження – це колишня стариця Десни, значно розширена та поглиблена внаслідок видобутку піску. Воно характеризується значними глибинами, що сягають 19,7-22 м [5, 20].

У минулому на озері фіксувався незаконний видобуток піску. Незважаючи на значні розміри, які мали б сприяти процесам самоочищення, озеро має незадовільний екологічний стан. Озеро характеризується сильною евтрофікацією, спричиненою масовим розвитком ціанобактерій. Наукові дослідження виявили специфічну гідрохімічну аномалію: порівняно низьку концентрацію сполук азоту при дуже високій концентрації фосфатів. За рівнем забруднення фосфатами озеро належить до найбільш забруднених у Києві. Цей дисбаланс є класичним випадком евтрофікації, де висока концентрація фосфатів виступає прямим лімітуючим фактором та драйвером «цвітіння» [20; 33].

Озеро Вітовець

Озеро розташоване у Дарницькому районі, поблизу Бортницької станції аерації. Площа водойми у 2025 році становить близько 85 га [5].

Ключовою характеристикою водойми є причина її появи і подальшого збільшення – це активний видобуток піску. На берегах фіксуються величезні купи намитого піску, який вивозиться самоскидами. Це різко контрастує з описом озера як популярного місця для купання та риболовлі.

Озеро Вітовець є сусідом озера Заплавне. Це створює парадоксальну ситуацію: озеро Заплавне у 2022 році отримало охоронний статус ландшафтного заказника місцевого значення, тоді як на сусідньому озері Вітовець триває інтенсивна промислова діяльність, що фактично впливає і на заповідну територію. Крім того один з земснарядів ще з початку 2020 року покинутий стоїть на озері Заплавне і поступово іржавіє (рис. 2.1).



Рис. 2.1. Фотографія покинутого земснаряду на озері Заплавне

Озеро Вирлиця

Водойма розташована у Дарницькому районі, її площа становить 98 га. Як і більшість озер Лівобережжя, Вирлиця має штучне походження. Її площа та глибина (до 28 м) різко збільшилися у 1980-х роках внаслідок гідронамиву піску для будівництва житлових масивів [5].

Озеро перебуває під екстремальним та різнобічним антропогенним тиском. Воно оточене [14]:

- щільною житловою забудовою (масиви Осокорки, Позняки, Харківський);
- лінією метрополітену, прокладеною вздовж північного берега;
- промисловими підприємствами, зокрема сміттєспалювальним заводом «Енергія»;
- знаходиться поблизу Бортницької станції аерації (БСА).

Частина озера планувалось забудувати, але місцеві жителі активно перешкоджали цьому та виступали за надання озеру статусу заповідної території. Цей конфлікт тривав доволі довго, в процесі навіть пропонувалось надати природоохоронний статус лише водній гладі озера, не включаючи його прибережну зону. Озеру не був наданий статус заповідної території на момент

цього дослідження, але забудову припинено та в суді визнано незаконною [14; 29; 30]4.

Дослідження вказують на підвищення мінералізації води, зокрема іонів хлору, особливо взимку та навесні. Це є прямим маркером забруднення дорожніми протижелезедними реагентами (сіллю), що змиваються з прилеглих магістралей.

Озеро Корольок

Невелика водойма у Дарницькому районі (вул. Здолбунівська). Також відома під назвою «Буревісник». Озеро має малу площу (близько 3,5 га), але є досить глибоким (до 11 м). Водойма є залишком (старицею) стародавнього русла Дніпра, зокрема, вважається південною частиною давнього озера Тельбин [5, 19].

Озеро активно використовується для рекреаційної та спортивної риболовлі (короп, щука, сом тощо). На ньому облаштована відповідна інфраструктура (вимостки, альтанки) [19].

2.4. Умови проведення досліджень

Дослідження проводилися за допомогою:

- методу аналізу хімічних та фізико-хімічних показників, що передбачав відбір проб з водойм та їх наступний аналіз у лабораторії;
- методів аналізу знімків ДЗЗ літнього періоду 2000, 2005, 2010, 2015, 2020 та 2025 років.

Для аналізу було відібрано сім проб з різних водних об'єктів міста Києва. Карта відбору проб наведена вище (рис. 2.2.). Відбір проб проводився: 05 листопада 2025 року.

На рис. 2.3-2.16 представлено особливості пунктів відбору відборів проб води та детально охарактеризовано умови досліджень.

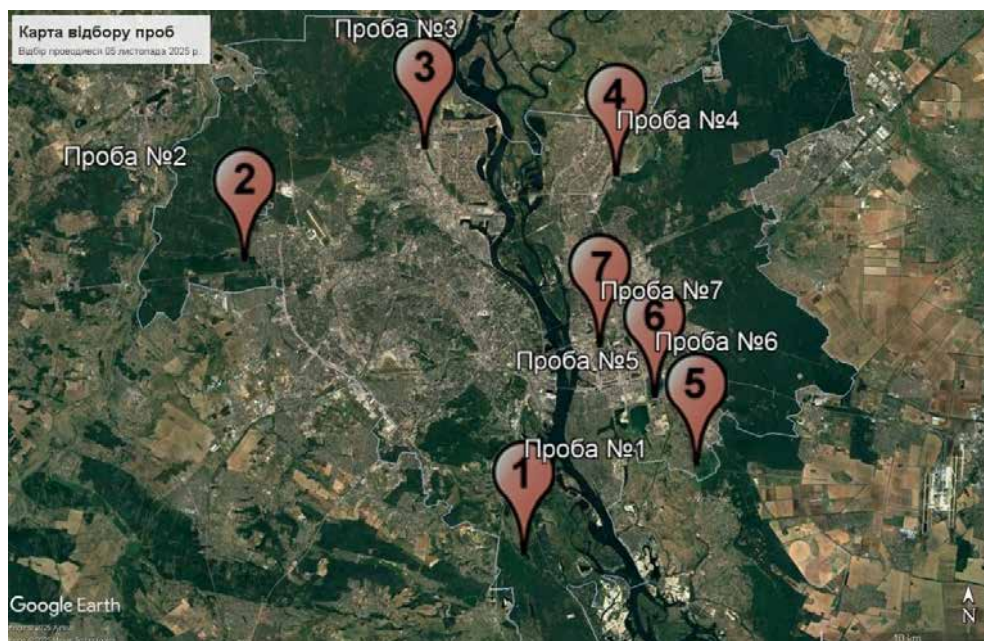


Рис. 2.2. Карта відбору проб (створено за допомогою програми Google Earth Pro)

Точка №1 – Озеро Відро (рис. 2.3.)

Координати точки відбору води: $50^{\circ}18'34.72''\text{Пн}$, $30^{\circ}33'19.88''\text{С}$

Короткий огляд місцевості відбору. Штучне походження не заважає сучасному функціонуванню як сформованої та стійкої екосистеми, що розвивалася в умовах ізоляції від щільної урбанізації.



Рис. 2.3. Точка відбору проби №1 з оз. Відро

Висока прозорість води вказує на мінімальну кількість завислих часток і слабе рекреаційне використання. На піщаному дні зберігаються невеликі

ділянки органічного мулу, який накопичується за умов обмеженого перемішування води. Наявність піщаних бриж уздовж мілководдя свідчить про тривалий період стабільності берегової зони та відсутність інтенсивного антропогенного втручання.

Прибережна рослинність формує непорушені захисні смуги, а водні макрофіти, зокрема водопериця та інші світлолюбні види, підтверджують стійкість гідроекологічного стану. Фауна представлена типовими видами малозабруднених водойм, також спостерігались молюски *Lymnaea stagnalis*, *Radix auricularia* та *Viviparus viviparus* які вказують на стабільний кисневий режим. Антропогенний вплив обмежується епізодичним сміттям і локальними слідами від відпочинку, які не змінюють гідрологічних характеристик водойми (рис. 2.4). Озеро загалом зберігає природний характер і лишається одним із найменш трансформованих водних об'єктів Києва.



Рис. 2.4. Піщані брижі, недопалок костра і баклан на оз. Відро
Точка №2 – Став №15 (рис. 2.5).

Координати точки відбору води: 50°27'34.15"Пн, 30°19'33.48"С

Короткий огляд місцевості відбору. Став №15 розташований на межі лісопаркової ділянки та житлової забудови, що зумовлює його змішаний характер: окремі природні елементи ще зберігаються, однак загальний стан водойми визначається стабільним і багаторівневим антропогенним впливом.



Рис. 2.5. Точка відбору проби №2 з Ставу №15

Прибережна рослинність частково зберігає лісові риси, однак швидко переходить у синантропні угруповання, що типово для водойм із порушеним гідрологічним режимом і надлишком біогенних речовин. У воді та вздовж берегів сформовані щільні зарості очерету й рогозу, характерні для евтрофних та малопроточних систем.

Під час відбору проби спостерігалися ознаки тривалого органічного і хімічного навантаження: масляниста плівка на поверхні та різко виражений запах розкладу (рис. 2.6). Такі ознаки відповідають поєднанню біогенного забруднення з побутовим та нафтомістким компонентом, що характерно для цієї території. Наявність ціанобактерій уздовж берегової зони підтверджує активні евтрофікаційні процеси, які можуть тривати навіть у холодний період.

Фауна водойми представлена видами, що добре переносять підвищену трофність та урбанізоване середовище: крижень, лиска, мартин звичайний, а також окремі хижі птахи, які з'являються епізодично та реагують радше на наявність корму, а не на екологічну якість водойми.

Біля альтанок розташовані сміттєві баки, які часто переповнені, а по берегах і уздовж лісових доріжок трапляється поодинокі побутове сміття. Усе це

створює умови для вторинного забруднення берегової зони, та сприяє проникненню інвазивних рослин (рис. 2.6).



Рис. 2.6. Стихійне звалище сміття і маслянисті плями на ковшику для води

Точка № 3 – Озеро Мінське (рис. 2.7).

Координати точки відбору води: 50°31'7.60"Пн, 30°28'17.03"С

Короткий огляд місцевості відбору. Попри те, що озеро формально залишається частиною міського водно-зеленого коридору, його сучасний стан істотно порушений. Від води відчувається стійкий неприємний запах, у якому поєднуються ноти гниття органіки та побутових забруднювачів, а біля колектора накопичується значний шар водоростей, який поступово перетікає далі по системі озер Опечень.

За зовнішнім виглядом можна впевнено припустити домінування ціанобактерій комплексу *Microcystis spp.* Такий характер «цвітіння» вказує на тривалу евтрофікацію з високим вмістом біогенних елементів і поверхнево активних речовин, які потрапляють у водойму з навколишньої території.

Берегова зона Мінського озера дуже засмічена, що формує враження водного об'єкта, який тривалий час використовується як стихійний полігон для твердих побутових і автомобільних відходів.



Рис. 2.7. Точка відбору проби №3 з оз. Мінське

Уздовж берегової лінії можна нарахувати декілька десятків старих автомобільних покришок різних розмірів і ступеня зношеності, трапляються бензобаки, двері й інші деталі машин, а частина шин плаває і в товщі води. Це створює додаткові мікробіотопи для накопичення сміття та органіки, які додатково підтримують евтрофні процеси.

На одному з берегів розташований табір безхатченків, що збільшує ризик прямого побутового скиду у воду, а розвішана поблизу озера білизна непрямо вказує на використання озерної води для прання. Потрапляння мийних засобів із фосфатами й поверхнево активними речовинами підсилює «цвітіння» води, змінює поверхневу напругу та сприяє формуванню стійкої піни та плівок (рис. 2.8).



Рис. 2.8. Табір безхатків, купа автомобільного сміття та евтрофікація біля колектору на оз. Мінське

Попри масштабну трансформацію, озеро частково зберігає риси водно-болотної екосистеми. У ньому трапляються види риб (в основному дрібні коропові на кшталт вівсянки (*Leucaspis delineatus*)), що витримують високий рівень забруднення та нестабільний кисневий режим, а також типові для урбанізованих територій безхребетні та наземні молюски. Ці елементи не компенсують загального екологічного стану, однак свідчать про те, що навіть у сильно порушених умовах водойма продовжує підтримувати мінімальне локальне біорізноманіття.

Точка № 4 – Озеро Алмазне (рис. 2.9).

Координати точки відбору води: 50°30'20.21"Пн, 30°37'39.62"С

Короткий огляд місцевості відбору. У прибережній зоні зберігається неперервний водно-болотний комплекс, проте його структура суттєво трансформована урбанізаційним тиском.



Рис. 2.9. Точка відбору проби №4 з оз. Алмазне

У водойми багато видів птахів, характерних для великих та продуктивних озер: крижні, лебеді-шипуні та мартини, і також баклана великого, присутність якого свідчить про достатню рибопродуктивність водойми. Іхтіофауна представлена видами, здатними витримувати порушений кисневий режим та підвищену трофність, зокрема коропом, окунем, дрібними короповими та

інтродуцентами, такими як, сонячний окунь (*Lepomis gibbosus*). У сукупності цей видовий склад вказує на тепле, евтрофне та антропогенно змінене середовище.

Рослинність прибережної смуги включає як фрагменти напівприродних піщаних ділянок, так і щільні зарості очерету та занурених макрофітів, що характерні для водойм з високим навантаженням органічними речовинами. Місцями рослинний покрив витісняється інвазивними видами, що свідчить про тривалу порушеність субстрату.

Попри відносно добру прозорість близько метра вглиб, у прибережних смугах подекуди накопичуються водорості та відмічаються осередки «цвітіння». Такий стан підтверджує, що навіть значні глибини водойми не компенсують тривалого надходження біогенних речовин із навколишніх територій.

Антропогенний вплив на озеро має складний характер. Безпосередньо у воді досі стоять протитанкові їжаки, які повільно іржавіють та створюють додаткові осередки металевих відкладень (рис. 2.10).



Рис. 2.10. Протитанкові їжаки та рибалки в заплаві на оз. Алмазне

Поруч розташоване кладовище, і це відбивається у складі відходів уздовж берегової лінії: поминальні вінки, обломки дерев'яних та металевих хрестів, лампадки, фантики від цукерок формують специфічний шар сміття з різних ритуальних атрибутів. Додатково на частині берега з'явилися неформальні кладовища тварин і поодинокі захоронення, що створює локальні джерела органічного навантаження. Водночас мілка заплавна частина озера активно використовується рибалками, і рекреаційний тиск в цій зоні значно вищий. У

результаті Алмазне виглядає як типова велика міська водойма перехідного типу, де ще зберігається багате біорізноманіття, однак усі його структурні елементи знаходяться під значним тиском сучасного міського середовища, включно з рекреаційними, меморіальними та воєнними функціями прилеглого ландшафту.

Точка № 5 – Озеро Вітовець (рис. 2.11).

Координати точки відбору води: 50°21'21.84"Пн, 30°41'42.18"С

Короткий огляд місцевості відбору. Озеро є типовою техногенною водоймою, що виникла внаслідок багаторічної роботи земснаряду і досі зберігає риси незавершеної трансформації берегової та донної зони. Техніка та склади намитого матеріалу й нині займають значну частину узбережжя. Береги місцями підрізані та нестійкі: основний рівень ґрунту піднімається над водою приблизно на метр, однак подекуди вода підмиває схили, розмиває ґрунт і оголює кореневі системи прибережної рослинності, що створює враження незавершеності та постійного руху берегової лінії. На озері чимало рибалок.



Рис. 2.11. Точка відбору проби №5 з оз. Вітовець

У піщаній частині берега Вітовця спостерігається характерне вивільнення дрібних газових бульбашок з верхніх шарів донного піску. З великою часткою ймовірності це пов'язано з тим, що під час формування водойми земснаряд переміщував значні маси піску, і фрагменти колишнього органічного ґрунту,

кореневищ та рослинних решток могли опинитися похованими під новими нашаруваннями. У таких шаруватих, нерівномірно складених донних відкладеннях, ймовірно, формуються невеликі анаеробні «кишені», де органічна речовина розкладається без доступу кисню з утворенням метану, вуглекислого газу та, можливо, незначних кількостей сірководню. Саме ця газова суміш, найімовірніше, накопичується у тонких прошарках піску на глибині кількох сантиметрів і час від часу виходить назовні у вигляді нерівномірних, але сталих за інтенсивністю бульбашок (рис. 2.12).



Рис. 2.12. Залізоокисні бактерії та вивільнення газу з під піску на оз.

Вітовець

Окремою ознакою є іржаво-помаранчеві та темно-коричневі плями на піску та водній рослинності у мілководдях, а також тонка райдужна плівка на поверхні, яка на перший погляд нагадує нафтову. З огляду на умови та характер цих відкладів можна припустити, що значну роль тут відіграють залізоокисні бактерії на кшталт *Gallionella ferruginea* та *Leptothrix ochracea*.

На мілководдях проживають кулики та інші прибережні птахи, на воді — пірникози, лиски та качки, а прибережні зарості забезпечують укриття дрібним горобцеподібним видам. Присутність амфібій і безхребетних підтверджує, що водойма поступово набуває рис сформованої екосистеми, хоча й залишається екологічно вразливою через нестійкість берегів і техногенне навантаження.

Точка № 6 – Озеро Вирлиця (рис. 2.13).

Координати точки відбору води: 50°23'27.55"Пн, 30°39'37.78"С

Короткий огляд місцевості відбору. У прибережній зоні добре помітний різномірний характер навантаження: суміш побутового та автомобільного сміття, техногенних відходів і локальних накопичень пластику та шин. На цьому тлі сам водний масив виглядає відносно стабільним: у мілководдях зберігаються макрофіти й окремі ділянки підводної рослинності, що свідчить про певну здатність системи підтримувати видиму прозорість води, хоча така оцінка є виключно візуальною.



Рис. 2.13. Точка відбору проби №6 з оз. Вирлиця

Біота водойми підтверджує, що Вирлиця зберігає функції повномасштабного водно-болотного комплексу навіть за умов значного антропогенного тиску (рис. 2.14). На відкритій воді тримаються багато пірникоз,

регулярно з'являються крячки й мартини, а прибережні зарості підтримують характерний набір очеретяних та вологолюбних видів. Наявні амфібій, рептилій і прісноводних молюсків, що свідчить про збереження ключових мікробіотопів у затоках і мілководдях.



Рис. 2.14. Побутове та автомобільне сміття на оз. Вирлиця

При цьому сухіші ділянки узбережжя демонструють типову мозаїку урбанізованих оселищ, де природні фрагменти перемішані з інвазивною флорою і супроводжуються синантропною фауною.

Точка № 7 – Озеро Корольок (рис. 2.15).

Координати точки відбору води: 50°25'1.55"Пн, 30°36'56.23"С

Короткий огляд місцевості відбору: Озеро Корольок у своєму сучасному стані функціонує як повністю керована міська водойма, яка значною мірою втратила природні риси та перетворена на рекреаційно-рибальський об'єкт. Воно оточене щільною забудовою та фрагментами промислових територій, а берегова лінія суттєво змінена під потреби відпочинку — вирівняні ділянки, вимостки та елементи рекреаційної інфраструктури.



Рис. 2.15. Точка відбору проби №7 з оз. Корольок



Рис. 2.16. Господарство та риболовля на оз. Корольок

Сучасна біота формується здебільшого штучним шляхом через регулярне зариблення коропом, щукою, сомом, судаком, товстолобиком та іншими видами, що використовуються в спортивній риболовлі (рис. 2.16). Тому структура іхтіофауни відображає передусім господарське використання, а не природну динаміку.

2.5. Методика проведення досліджень

2.5.1. Фізико хімічні методи дослідження якості води

Відбір та зберігання проб здійснювали відповідно до вимог «ДСТУ ISO 5667-3-2001 Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Настанови щодо зберігання та поводження з пробами», що забезпечує репрезентативність та стабільність хімічних показників до моменту лабораторного аналізу.

Водневий показник (рН)

Показник визначали потенціометричним методом згідно з ДСТУ 4077-01. Проба термостатувалась до приблизно 20 °С, після чого значення рН вимірювалось каліброваним рН-метром. Показник характеризує кислотно-лужний стан води.

ХСК (хімічне споживання кисню)

Концентрацію визначали фотометричним методом за МВВ 081/12-0901-14, що базується на окисненні органічних речовин дихроматом у кислому середовищі. Оптична густина отриманого розчину пропорційна вмісту органічних домішок.

Азот амонійний

Амоній визначали фотоколориметричним методом із реактивом Несслера згідно з МВВ 081/12-0106-03. Інтенсивність жовто-бурого забарвлення дозволяла оцінити концентрацію амоній-іонів.

Нітриди

Вміст нітритів визначали за КНД 211.1.4.023-95 фотометричним методом на основі реактиву Гріса. Утворення рожевого азобарвника дає можливість кількісного визначення NO_2^- .

Нітрати

Для нітратів застосовувався фотометричний метод відновлення до нітритів (аналогічний до методики КНД-серії), після чого концентрацію визначали через реакцію Гріса.

Ортофосфати

Фосфати визначали фотометричним методом згідно з МВВ 081/12-0005-01, у якому фосфомолібденовий комплекс після відновлення набуває синього забарвлення, пропорційного концентрації PO_4^{3-} .

Залізо загальне

Згідно з КНД 211.1.4.034-95 вміст заліза визначали через утворення забарвленого комплексу Fe^{2+} з ортофенантроліном, оптичну густину якого вимірювали при 510 нм.

Хлориди

Вміст хлоридів визначали аргентометричним титруванням за МВВ 081/12-0004-01. Точка еквівалентності фіксувалась появою характерного червоно-бурого відтінку осаду Ag_2CrO_4 .

Сульфати

За КНД 211.1.4.026-95 концентрацію SO_4^{2-} визначали турбідиметричним методом через помутніння, що виникає внаслідок утворення BaSO_4 .

Сухий залишок

Загальний вміст розчинених речовин визначали гравіметричним методом (КНД 211.1.4.042-95) шляхом випаровування відміряного об'єму води та зважування залишку.

2.5.2. Картографічні методи дослідження з використанням ГІС технологій

Для забезпечення репрезентативності аналізу динаміки змін екосистеми м. Києва за період 2000-2025 рр. було використано багаторівневий підхід, реалізований на базі хмарної платформи Google Earth Engine (GEE). Основним критерієм була здатність охопити тривалий часовий проміжок, зберігаючи при цьому достатню точність для аналізу невеликих водойм, характерних для київського ландшафту.

Для формування часових рядів було використано наступні колекції даних:

1. Landsat 5 TM / Landsat 7 ETM+ (2000–2012 рр.):

Використовувалися як базові джерела архівних даних з просторовою роздільною

здатністю 30 м. Обробка включала корекцію атмосферних впливів (Surface Reflectance - SR) та відновлення пропущених пікселів у знімках Landsat 7 (SLC-off).

2. **Landsat 8 OLI/TIRS (2013–2015 pp., а також для LST 2013–2025):** Забезпечував безперервність моніторингу оптичних характеристик у перехідний період та слугував основним джерелом термоданих (TIRS) для розрахунку температури поверхні протягом усього сучасного періоду дослідження.

3. **Sentinel-2 MSI (2016–2025 pp.):** Використовувався для сучасного етапу моніторингу. Перехід на дані Sentinel-2 дозволив покращити просторову роздільною здатність оптичних каналів до 10 м, що є критичним для точної оцінки меж водних об'єктів та стану рослинності.

Для кожного року будувався літній композит (1 травня – 30 вересня). Часове вікно вибірки було обмежене таким чином, щоб: мінімізувати вплив хмар та їх тіней (застосовувалися QA-маски відповідно до сенсора), виключити перехідні сезонні стани, забезпечити стабільне освітлення та надійність порівняння індексів, та зафіксувати вибірку для феноменів цвітіння та нагрівання води у період пікових значень біологічної продуктивності екосистем.

Усі розрахунки здійснювалися у проекції UTM Zone 36N (EPSG: 32636). Використання метричної проекції усуває спотворення площі та забезпечує коректність розрахунків площ води, буферних зон, нової забудови та інших метричних характеристик.

Далі для оцінки біофізичних змін водного середовища та прибережної території застосовувалася система нормалізованих індексів. Використання кількох індексів одночасно дозволяє уникнути помилкових класифікацій, які часто виникають у складних урбанізованих місцевостях.

Модифікований водний індекс (MNDWI – Modified Normalized Difference Water Index)

$$MNDWI = \frac{GREEN - SWIR1}{GREEN + SWIR1}$$

де: Green – значення пікселів із зеленого діапазону,

SWIR – значення пікселів із короткохвильового інфрачервоного діапазону.

Використовувався для: ідентифікації водної поверхні, відсікання мілководдя, класифікації берегових переходів, побудови маски води для інших індексів.

MNDWI забезпечує кращу роздільність «вода – забудова», ніж NDWI, що особливо важливо для Києва.

Нормалізований диференційований альгоіндекс (NDAI – *Normalized Difference Algae Index*)

$$NDAI = \frac{GREEN + 2 \times NIR - BLUE - RED}{GREEN + 2 \times NIR + BLUE + RED + 0,5}$$

де: Green – значення пікселів із зеленого діапазону,

Red – значення пікселів із червоного діапазону,

Blue – значення пікселів із синього діапазону,

NIR – значення пікселів із ближнього інфрачервоного діапазону.

NDAI дозволяє виділити ділянки активного розвитку фітопланктону та зони гіперевтрофікації.

Адаптивні пороги чутливості

Роздільна здатність індексів залежить від сенсора:

- Landsat (<2016): поріг 0.115-0.24
- Sentinel-2 (\geq 2016): поріг 0.058-0.20

Це пов'язано з тим, що дані Sentinel-2 мають більшу радіометричну глибину, тому здатні фіксувати слабкі зміни концентрацій хлорофілу.

Індекс мутності води (NDTI)

$$NDTI = \frac{RED - GREEN}{RED + GREEN}$$

де: Green – значення пікселів із зеленого діапазону,
Red – значення пікселів із червоного діапазону.

Застосовувався для: ідентифікації наявності завислих часток, розрізнення біологічного цвітіння та механічної мутності, додаткової корекції NDAI.

Нормалізований диференційований озерний індекс (NDPI - *Normalized Difference Pond Index*)

$$NDPI = \frac{SWIR1 - GREEN}{SWIR1 + GREEN}$$

де: SWIR1 – значення пікселів із короткохвильового інфрачервоного діапазону,

Green – значення пікселів із зеленого діапазону.

Опосередкований індекс органіки та фітопланктону. Застосовувався тільки для коригування NDAI.

Нормалізований диференційований вегетаційний індекс (NDVI)

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

де: Red – значення пікселів із червоного діапазону,

NIR – значення пікселів із ближнього інфрачервоного діапазону.

Стан прибережних захисних смуг та загальної зеленої інфраструктури оцінювався за класичним індексом NDVI. Розрахунок проводився для буферних зон (25–100 м в залежності від площі водойми). Важливий для усунення хибних спрацьовувань NDAI, оскільки береговий очерет часто дає високий сигнал.

Температура поверхні (LST)

Температура розраховувалася на основі термоканалів (Band 6 для Landsat 5/7 та Band 10 для Landsat 8/9). Значення перераховувалися з градусів Кельвіна у градуси Цельсія.

$$LST(^{\circ}C) = T_{sensor} - 273,15$$

LST дозволив оцінити нагрівання води, що має прямий зв'язок із урбанізацією та ефектом теплових островів.

2.5.2.1. Корекція результатів за допомогою кореляції

Київські водойми мають характерні проблеми спектральної плутанини: прибережна рослинність і мілководдя дають високі значення NDAI та NDVI, механічна мутність (пісок, мул) може імітувати біологічне цвітіння, органічні речовини можуть змінювати спектральний сигнал у зеленому та червоному діапазонах, урбанізовані фонові поверхні можуть підвищувати шум у SWIR.

Тому було впроваджено систему кореляційного маскування.

Кореляції оцінювалися за допомогою `Reducer.pearsonsCorrelation` (коефіцієнт кореляції Пірсона) з урахуванням тільки значень усередині полігонів водойм.

Для індексу водоростей NDAI була застосована система кореляційних масок, яка послідовно відсіювала пікселі зі спектральними спотвореннями. Якщо зв'язок між NDAI та NDVI виявлявся помітно сильним (вище 0,5), із розрахунку прибиралися всі пікселі, у яких значення NDVI перевищувало приблизно 0,3, оскільки такі ділянки зазвичай відповідають прибережній рослинності й можуть бути помилково сприйняті як водорості.

Коли кореляція між NDAI та індексом мутності NDTI була ще сильнішою (понад 0,6), вилучалися пікселі з підвищеним NDTI – тобто вище орієнтовно 0,2. Це дозволяло не змішувати реальне «цвітіння» з механічною мутністю, зумовленою піском, мулом або роботою земснарядів.

Аналогічно, у випадках, коли NDAI демонстрував дуже високий зв'язок із NDPI (понад 0,7), із аналізу забиралися всі пікселі, де NDPI був підвищеним – умовно понад 0,05. Високі значення цього індексу характерні для води з великою кількістю розчиненої органіки, що здатна імітувати спектральний сигнал водоростей.

Окремо контролювалося мілководдя. Якщо очікувано негативний зв'язок між NDAI і MNDWI виявлявся слабшим, ніж мав би бути (тобто кореляція була ближчою до нуля і перевищувала приблизно мінус 0,2), не враховувалися всі пікселі з низьким MNDWI — нижчим за нуль. Такі ділянки характерні для перехідних зон між водою та сушею й можуть спотворювати розрахунок.

Додатково, коли MNDWI та NDVI демонстрували надмірно сильний взаємозв'язок (кореляція вища за приблизно мінус 0,5), із розрахунку NDAI повторно вилучалися пікселі з NDVI понад 0,3. Це дозволяло остаточно прибрати змішані прибережні фрагменти, які не є зонами реального цвітіння води.

2.5.2.2. Розрахунок відсотку площі індексів в межах окремих водойм

Кількісна інтерпретація спектральних індексів вимагала переходу від растрових значень безрозмірних величин до метричних показників площі, що характеризують масштаб поширення досліджуваних екологічних явищ (евтрофікація, мутність, заростання). Алгоритм розрахунку базувався на інтеграції векторних даних про межі водних об'єктів, взятих з OpenStreetMap (OSM), із результатами піксельної класифікації.

З метою диференціації антропогенного навантаження було застосовано процедуру розподілу досліджуваних об'єктів на класи. В якості маркера антропогенного тиску використовувався векторний шар забудови, сформований на основі даних GISD та Dynamic World.

Навколо урбанізованих територій було згенеровано дві концентричні зони впливу, що дозволило класифікувати водойми за градієнтом просторової близькості до джерела забруднення:

1. Зона безпосереднього впливу (< 100 м): водойми, що потрапляють у цей радіус, класифікувалися як «Міські» (*Urban*). Ця зона характеризується максимальним рівнем поверхневого стоку з непроникних поверхонь та прямою тепловою дією міської забудови.

2. Буферна зона впливу (100-1000 м): водойми, розташовані на цій дистанції, було віднесено до категорії «Приміські» (*Suburban*). Вони зазнають опосередкованого впливу через міграцію забруднюючих речовин із ґрунтовими водами та атмосферний перенос, проте часто позбавлені жорсткого берегоукріплення.

3. Фонова зона (> 1000 м): об'єкти, віддалені від забудови більше ніж на 1 км, слугували в якості «Контрольних» (*Control*), репрезентуючи умовно природний стан екосистеми.

Далі відбувався розрахунок площ, зайнятих цільовими класами (наприклад, площа плями водоростей за індексом NDAI або зона мутності за індексом NDTI), здійснювався у середовищі Google Earth Engine в межах картографічної проєкції UTM Zone 36N. Використання метричної системи координат є критичним для мінімізації спотворень при конвертації піксельних даних у фізичні одиниці площі (m^2).

Процедура розрахунку для кожної водойми включала наступні дії:

1. Формування бінарної маски: На основі порогових значень та кореляційних фільтрів (див. п. 2.5.2.1) створювався растровий шар, де пікселям, що відповідають шуканому явищу (наприклад, $NDAI > 0.15$), присвоювалося значення 1, а решті 0.

2. Піксельне підсумовування: Застосовувався метод регіональної редукції (`reduceRegion`) з використанням суматора (`ee.Reducer.sum()`). Кожен піксель маски множився на його фізичну площу (`ee.Image.pixelArea()`). Для Landsat і Sentinel площа пікселів різна оскільки різна й роздільна здатність. Для Landsat площа становить 900 m^2 (30×30 м) тоді як для Sentinel лише 100 m^2 . Після чого отримані значення інтегрувалися в межах векторного контуру конкретної водойми.

3. Розрахунок відносного покриття: для забезпечення порівнянності результатів між водоймами різного розміру розраховувався відсоток покриття. Тобто абсолютна площа конкретного індексу S_{index} нормувалася до загальної площі водного дзеркала S_{total} , розрахованої за даними:

$$P_{\text{index}} \% = \frac{S_{\text{index}}}{S_{\text{total}}} \times 100$$

Такі розрахунки площ проводились окремо для кожного озера та для груп озер визначених буфером, а саме для міських, приміських та контрольних водойм.

Специфіка розрахунку для прибережних смуг (NDVI)

Для оцінки стану прибережної рослинності (індекс NDVI) застосовувався окремий алгоритм просторового аналізу. Оскільки вегетація, що впливає на екосистему озера, зосереджена в безпосередній близькості до берега, замість площі всього водозбору використовувалися адаптивні кільцеві буфери (*Ring Buffers*).

Ширина буферної зони варіювалася залежно від морфометричних параметрів водойми, що дозволило врахувати масштаб об'єкта:

- Для малих озер (< 3 га) застосовувався буфер 25 м;
- Для середніх водойм (3-10 га) застосовувався буфер 50 м;
- Для великих об'єктів (> 10 га) застосовувався буфер 100 м.

Технічно це реалізовувалося шляхом побудови зовнішнього буфера заданого радіуса навколо полігону озера з подальшим відніманням площі самого озера (операція difference), що формувало геометричне кільце для аналізу виключно наземної рослинності, виключаючи водне дзеркало.

2.5.2.3. Розрахунок динаміки площ забудови

Також проводився аналіз динаміки площі забудови з поєднанням історичних даних та сучасних прогнозних моделей.

Для періоду 2000-2020 використано глобальний набір даних GISD (Global Impervious Surface Dynamic, дані за період 1985-2020), який дозволяє

ідентифікувати рік появи непроникних поверхонь з кроком у 5 років. Це забезпечило уніфіковану оцінку розростання міста.

Сучасний стан та прогноз (2020-2025): для аналізу останніх змін використовувались дані Dynamic World V1 (на основі Sentinel-2), звідти виділявся клас «Забудова» (Built).

Це дозволило відтворити ланцюг появи урбанізованих територій у кожному періоді: 2000-2005, 2005-2010, 2010-2015, 2015-2020, 2020-2025.

Площа забудови для кожного року визначалась методом піксельного підсумовування: усі пікселі, класифіковані як урбанізовані, множилися на їхню площу, після чого результат агрегувався в межах адміністративних меж міста. Розрахунки здійснювалися в метричній проєкції UTM Zone 36N, що виключає спотворення й забезпечує високу точність при визначенні кількості квадратних метрів та подальшому перерахунку в квадратні кілометри.

Для забезпечення узгодженості оцінювання результати двох незалежних класифікаторів (GISD та Dynamic World) були порівняні у спільному для обох систем 2020 році. Це дозволило оцінити відмінності між продуктами та підтвердити достовірність просторового розподілу урбанізованих поверхонь перед тим, як використовувати їх для аналізу ретроспективи та сучасного стану.

2.5.3. Соціологічні дослідження

У межах дослідження екологічної свідомості мешканців Києва було застосовано цифрове опитування, що дозволило охопити респондентів із різним рівнем урбанізаційного досвіду та різною мірою залучення до екологічної поведінки. Використання онлайн-форм характеризується низкою методологічних обмежень: вибірка не є імовірнісною, а участь респондентів визначається насамперед їх цифровою активністю.

Цифрові опитування формують специфічну соціальну групу, яка суттєво відрізняється від генеральної сукупності населення Києва. Такі респонденти мають вищий доступ до інформації, частіше взаємодіють з екологічними темами у медіа-просторі та охочіше беруть участь у суспільних дискусіях. Отже,

отримані результати не претендують на репрезентацію всього міста, а описують цифрово активну частину населення, яка є критично важливою для розуміння сучасних екологічних наративів та моделей поведінки.

Отже, для дослідження такого масштабу достатньо вибірки в межах 100-200 респондентів, залежно від обраної допустимої похибки.

Процедура збору первинної соціологічної інформації, реалізована за допомогою інструментарію Google Forms із використанням методу «снігової кулі», характеризується низкою специфічних особливостей, які підлягають обов'язковому врахуванню при аналізі масиву отриманих результатів.

Однією з визначальних характеристик даного методу є ефект гомофільії, який полягає у схильності індивідів поширювати опитування серед осіб зі схожими соціально-демографічними характеристиками. Аналіз демографічної структури отриманих даних підтверджує наявність даної тенденції, оскільки домінуюча частка респондентів належить до вікової когорти 18-24 роки, що корелює із соціальним профілем авторів дослідження. Зазначене означає, що отримані результати репрезентують погляди найбільш прогресивної та критично налаштованої частини соціуму, що слід враховувати при формулюванні загальних висновків.

Окремої уваги потребує явище цифрового бар'єра, внаслідок якого представники старшої вікової групи (55+) складають меншість у вибірковій сукупності. Відповіді даної категорії респондентів набувають підвищеної аналітичної цінності через їхню низьку представленість у цифрових опитуваннях, що зумовлює необхідність їх виокремлення в самостійний кластер для уникнення змішування з загальним масивом даних.

Водночас, перевагою обраної методики є досягнення високого рівня довіри респондентів до інструментарію дослідження. Отримання посилання через особисті канали комунікації стимулює більш високий рівень щирості відповідей у порівнянні з вуличним інтерв'юванням, що підтверджується наявністю розгорнутих та емоційно забарвлених коментарів у відкритих питаннях анкети.

РОЗДІЛ 3. АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ОЗЕР МІСТА КИЄВА

3.1. Динаміка забудови міста Києва у період з 2000 по 2025 роки

Аналіз статистики урбанізації Києва, отриманої за допомогою геопросторового моніторингу, розкриває значну динаміку зміни площі забудови. Загальна площа урбанізованої території, за даними GISD, становила 248,66 км² у 2000 році. Відмінність від офіційних показників (близько 350 км²) можна пояснити тим, що супутниковий аналіз має свої межі точності: дрібні об'єкти розпізнаються гірше, а роздільна здатність архівних знімків Landsat не дає можливості точно врахувати складні міські структури.

На рис. 3.1. представлено аналіз змін забудови території міста Києва з 2000 по 2025 рр.

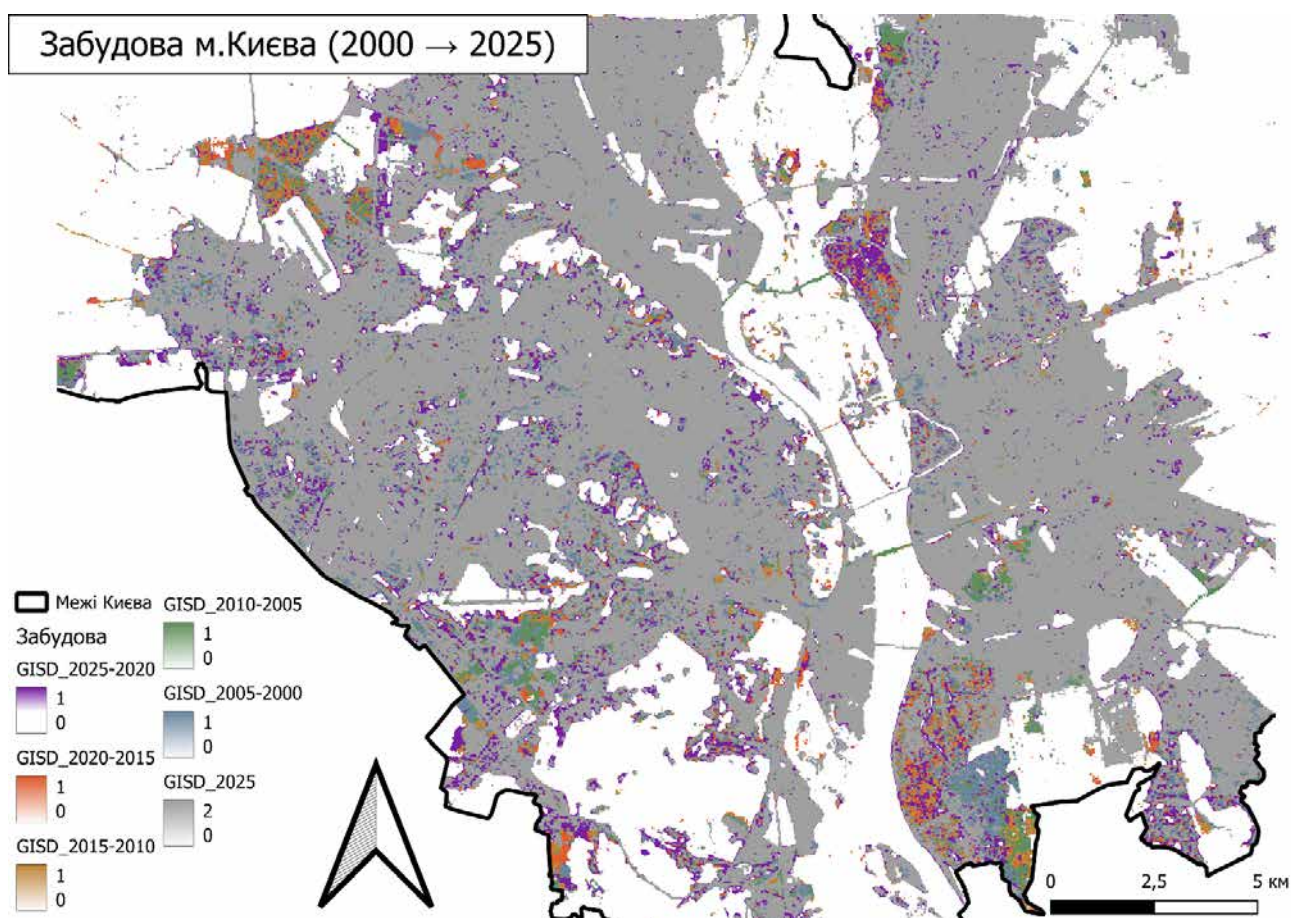


Рис. 3.1. Карта забудови м. Київ (створено за допомогою програми QGIS)

Для перевірки результатів класифікацію 2020 року було порівняно з даними Dynamic World, що ґрунтується на знімках Sentinel-2. Різниця між двома методами виявилася порівняно невеликою (7,28 км²), що підтверджує загальну надійність аналізу. Проте у 2025 році площа забудови за Dynamic World зростає значно сильніше, ніж це впливає з проаналізованих джерел про реальні темпи урбанізації. Ймовірно, така розбіжність пов'язана не зі справжнім стрибком забудови, а зі специфікою окремого супутникового знімка, його роздільною здатністю та особливостями автоматичної класифікації.

У таблиці 3.1. проаналізовано динаміку площі забудови міста Києва з 2000 по 2025 рр. Відповідно до отриманих даних площа забудови Києва зростає на 35% з 2020 по 2025 рр.

Таблиця 3.1

Динаміка площі забудови міста Києва

Рік	Площа забудови, км ²	Приріст за період,
2000	248,66	-
2005	274,34	+25,68
2010	288,23	+13,89
2015	299,40	+11,18
2020	306,69 (313,97)	+7,29
2025	335,87	+29,18
2000-2025		+87,21

Динаміка забудови інших років, в цілому має стабільне відхилення від офіційних даних. А піки приросту співпадають з досліджуваною літературою.

3.2. Загальний аналіз водних об'єктів міста Києва

У ході дослідження було розділено водні об'єкти на три групи: міські (в межах 100 м зони є забудова), приміські (в межах 100-1000 м від забудови) і контрольні (більше 1 км).

Озера контрольної групи мають невеликі площі та глибини, тому за умов роздільної здатності пікселів Landsat вони не є достатньо репрезентативними для використання частини спектральних індексів.

3.2.1. MNDWI: Стабільність водного покриття в умовах забудови

Використання спектрального індексу MNDWI (Modified Normalized Difference Water Index) дало можливість ідентифікувати водну поверхню в умовах забудови із мінімізацією кількісних значень мілководних і прибережних зон. В таблиці 3.2. представлено відсоток загальної площі акваторії озер по відношенню до загальної площі озер в межах київської агломерації.

Такий суттєвий градієнт свідчить про значні морфологічні відмінності між моніторинговими об'єктами. Високий MNDWI у місті вказує на великі, глибокі об'єкти відкритої води, де сигнал від зеленого каналу поглинається мінімально, і немає суттєвого перекриття із забудованими зонами.

Таблиця 3.2

Відсоток відкритої води по відношенню до площі озер (2000-2025)

Рік	MNDWI міські, %	MNDWI передміські, %
2000	74,75	17,71
2005	74,35	20,58
2010	73,86	18,31
2015	74,87	24,3
2020	73,42	19,49
2025	72,52	20,01

Натомість, низькі показники MNDWI у приміській зоні припускають, що ці водойми є, ймовірно, мілководними, меншими за розміром і мають значні ділянки прибережної або водної рослинності. Це означає, що приміські озера не лише піддаються критичному хімічному та біологічному забрудненню (високий NDAI), але й є більш екологічно вразливими через свою фізичну морфологію, що ускладнює їх самоочищення. Також мала глибина сприяє швидкому прогріванню всієї товщі води (що підтверджується даними LST), а велика кількість біомаси

створює умови для вторинного забруднення при її відмиранні. Зростання MNDWI у 2015 році до 24,3% на тлі температурного максимуму може пояснюватися пересиханням периферичних боліт, штучно підвищивши середній індекс "водності".

3.2.2. Аналіз термічного режиму (LST) водних об'єктів з використанням даних ДЗЗ

Аналіз даних (табл. 3.3) показує, що для регіону дослідження характерно існування та поступове посилення міського острова тепла. Температура поверхні у міській та приміській зонах у всі роки залишається вищою, ніж у контрольній, що свідчить про стійкий термічний дисбаланс між урбанізованими та природними ділянками.

Озера, оточені щільною забудовою та асфальтом (Позняки, Осокорки), нагріваються сильніше. Асфальт та бетон акумулюють сонячну енергію вдень і віддають її вночі, не дозволяючи воді охолонути. Окремі водойми в паркових зонах або на периферії (Конча-Заспа), де збережено природне затінення берегів деревами, мають LST на 1,5-2,0 °C нижчу за аналогічні водойми серед житлових масивів. Але варто зазначити, що все ж середнє значення температури групи приміських озер є наближеним до показників температури у міських озерних екосистемах.

Таблиця 3.3

Середня температура акваторії озер київської агломерації за період
2000-2025 рр., °C

Рік	LST міські	LST передміські	LST контрольні
2000	28,1	28,54	26,14
2005	27,21	27,42	24,2
2010	30,27	30,33	26,8
2015	31,48	31,44	27,88
2020	28,76	27,99	25,09
2025	28,02	27,54	25,46

Протягом 2000-2020 років різниця між середньою температурою поверхні Міста та контрольної зони зростала доволі відчутно. Якщо у 2000 році різниця температури води становила 1,96 °C (28,10 °C проти 26,14 °C), то до 2020 року вона збільшилася до 3,67 °C (28,76 °C проти 25,09 °C). Важливо, що це посилення відбувалося навіть у періоди, коли територіальне зростання забудови сповільнювалося, зокрема між 2015 та 2020 роками.

Така динаміка свідчить, що формування міського острова тепла залежить не лише від загальної площі забудови, а й від структури міського покриття: щільності забудови, використання матеріалів з низьким альбедо та загального характеру урбаністичного середовища, яке інтенсивно акумулює та віддає тепло. У сукупності це вказує на поступове наростання термічного навантаження в регіоні, що узгоджується з ширшими глобальними та регіональними тенденціями потепління.

3.2.3. Оцінка деградації зеленої інфраструктури за індексом NDVI

Стан прибережної рослинності є визначальним фактором стійкості водних об'єктів до зовнішнього забруднення. Рослинність виконує подвійну функцію фізичну фільтрацію поверхневого стоку та кліматичне регулювання температури озер.

В табл. 3.4 відображено динаміку вегетаційного індексу (NDVI) в озерних водних екосистемах київської агломерації. Відмічено, що у 2020 році в усіх зонах моніторингу спостерігалися мінімальні значення вегетаційної активності. У міській зоні показник NDVI становив 81,79, що на 3,49 % нижче попереднього стабільного рівня. Аналогічне зниження спостерігається і в приміській зоні (89,52%). Така синхронність деградації свідчить про дію системних факторів, які виходять за межі локального будівництва.

Таблиця 3.4

Динаміка вегетаційного індексу (NDVI) в озерних водних екосистемах
київської агломерації

Рік	NDVI, %		
	міські озера	передміські озера	контрольні озера
2000	85,35	91,48	91,86
2005	85,30	92,15	91,86
2010	84,65	92,58	91,86
2015	85,28	92,19	91,86
2020	81,79	89,52	90,60
2025	83,89	91,10	90,60

Існує ймовірність, що різке зниження NDVI у 2020 році є наслідком довгострокового кумулятивного стресу рослинності, спровокованого термічною аномалією 2015 року. Екстремальні температури (LST більше 31°C) 2015 року могли призвести до пошкодження корневих систем, зниження імунітету деревних насаджень та їх поступового всихання протягом наступних 5 років. Додатковим фактором є антропогенне ущільнення ґрунтів та заміна природних фітоценозів на штучні покриття або газони з нижчою біомасою та спектральною відповіддю.

Зниження щільності рослинності у 2020 році (NDVI = 81,79%) збігається зі збереженням високого термічного градієнта (3,67 °C різниця між міськими та контрольними водоймами), незважаючи на відсутність екстремальної спеки в цей рік. Це доводить, що втрата зелених зон позбавляє місто механізмів пасивного охолодження, роблячи ефект теплового острова хронічним.

3.2.4. Індекс каламутності (NDTI)

Аналіз індексу каламутності (NDTI) чітко відображає фази активного будівництва (табл. 3.5). У міській зоні абсолютний пік каламутності води в озерах зафіксовано у 2010 році (NDTI = 0,332), що корелює із завершенням масштабного будівельного буму 2005-2010 років (приріст забудови 13,89 км²).

Мутність пригнічує розвиток донної рослинності через зменшення прозорості води, але, як правило, має тимчасовий характер. В цілому середні відсотки площі мутної води показують стабільно вищі показники в міських озерах, ніж в передміських.

Виключенням є 2020 рік, порівняно високий NDTI у приміській зоні (0,16% проти 0,11% у місті) можна пояснити накопиченням дифузного забруднення з агроландшафтів та неканалізованої забудови, яке призвело до масового цвітіння води, що фізично знизило її прозорість і було зафіксовано супутником як підвищення індексу мутності.

Таблиця 3.5

Динаміка каламутності (NDTI) в озерних екосистемах київської агломерації, %

Рік	NDTI, %	
	міські	передміські
2000	0,136	0,007
2005	0,089	0,022
2010	0,332	0,150
2015	0,062	0,043
2020	0,105	0,160
2025	0,151	0,068

Варто зазначити що чіткої взаємозалежності між евтрофікацією водойм та мутністю не було встановлено. Тому можна зробити висновок, що на NDAI в

більшій мірі впливають інші фактори і висока мутність призводить до помітного пригнічення росту водоростей.

3.2.5. Аналіз евтрофікації озерних водойм з використанням індексу NDAI

За допомогою індексу NDAI (Normalized Difference Algae Index) можна виявити процес заростання водойми водоростями та стадії його розвитку. Він розроблений з урахуванням виявлених спектральних характеристик розсіяного і сконцентрованого фітопланктону та нівелюванням атмосферних перешкод на фонового випромінювання води. Більше значення індексу відповідають інтенсивнішому прояву евтрофікації води.

Індекс NDAI є похідною величиною, яка реагує на зміни умов середовища. Його динаміка є складнішою, ніж просто лінійна реакція на тепло, мутність води чи ріст забудови. Тому його взаємозалежність з іншими індексами часто є нестабільною.

У аналізованій період для цього індексу відразу помітний чіткий тренд на посилення «цвітіння води» (табл. 3.6). Різке зростання показників у 2020 році має кілька причин. Частково це пов'язано з переходом на дані нового супутника з кращою роздільною здатністю. Також важливу роль відіграє і накопичене за попередні десятиліття біогенне забруднення, передусім азотно-фосфорного походження, яке поєдналось з аномальними кліматичними умовами.

Зокрема, відсутність стабільного льодоставу та метеорологічної зими створили умови для різкого прискорення біологічних процесів. Також варто відмітити критичнуа деградацію прибережних захисних смуг, що проявилася у мінімальних значеннях NDVI. У сукупності ці фактори спричинили вибухове зростання вищої водної рослинності та фітопланктону.

Таблиця 3.6

Динаміка евтрофікації озерних водойм з використанням індексу NDAI

Рік	NDAI міські, %	NDAI передміські, %
2000	3,37	5,67
2005	3,78	9,31
2010	5,22	7,18
2015	2,48	7,19
2020	7,84	16,64
2025	7,33	15,35

Вищі показники індексу у передміській зоні, порівняно з міською, пояснюються домінуванням у приміських агроландшафтах дифузного стоку, насиченого біогенними елементами (азотом та фосфором), які виступають каталізаторами вегетації, тоді як у міському середовищі висока концентрація токсичних речовин іноді діє як інгібітор, що пригнічує розвиток біомаси, незважаючи на наявність поживного середовища.

Проведений кореляційний аналіз (LST-NDAI) демонструє, як термічний режим поверхні озер впливає на інтенсивність біологічної активності (евтрофікації) протягом 25-річного періоду (додаток А).

У 2000 році хмара точок зосереджена у лівій нижній частині площини: значення LST містяться переважно в межах 22-26 °С, а NDAI тримається в низьких значеннях. Кореляція слабка, розподіл рівномірний і компактний, що свідчить про відносно стабільні умови та відсутність температурного або біогенного стресу. Екстремальні значення відсутні.

Починаючи з 2005 року хмара точок починає зміщуватися вправо і вгору: з'являються водойми з температурою понад 28 °С та високими показниками цвітіння. Кореляція стає виразнішою, поступово формується розподіл на дві

групи: «холодні й чисті» озера та «теплі й схильні до цвітіння», що вказує на початок розподілу екосистем за стійкістю до навантаження.

Аналіз знімку 2010 року дозволяє виявити різку зміну. Майже всі точки зсуваються у діапазон 30-32 °С, тоді як вертикальний розкид NDAI значно зростає. Частина водойм демонструє аномально високі порівняно з попередніми роками показники цвітіння, інші залишаються помірними. За таких екстремальних для водойм температур реакція системи вже не підпорядковується прямолінійному принципу «чим тепліше, тим інтенсивніше цвітіння».

У 2015 році температурний діапазон максимально розтягується від 24 до 35 °С. Кореляція нестійка, з'являються нетипові поєднання: висока температура при низькому NDAI або помірна температура при високому. Це відображає втрату системою рівноваги та вплив численних додаткових факторів, включно з хімічним забрудненням і внутрішніми джерелами біогенних речовин.

У 2020 році можна виявити новий стабільний стан. Хмара точок концентрується у верхній правій частині графіка, тобто більшість водойм мають температуру у діапазоні 27-30 °С та високі показники цвітіння. Кількість озер з низькими температурами зменшується, і формується новий стан рівноваги. Екосистеми адаптуються до підвищених температур та домінування р ціанобактерій.

Структура розподілу 2025 року подібна до 2020, але точки ще щільніше згруповані у зоні високих значень. Підвищення температури більше не спричиняє істотного зростання водоростей, бо система виходить на межу своєї продуктивності. Тенденція експоненційного зростання показників індексу NDAI, характерна для періоду 2000-2020 років, поступово згасає, і крива наближається до плато.

3.3. Комплексний аналіз окремих водних об'єктів

Проведений гідрохімічний аналіз досліджуваних водних озерних екосистем (табл. 3.7) дав нам можливість виявити відхилення показників від встановлених нормативів якості води (наприклад, перевищення ХСК у 2,5-4,5 рази у пробах №2, 5, 6). Нижче представлено детальний аналіз по кожному із досліджуваних озер.

3.3.1. Озеро Відро (проба №1)

Проведений гідрохімічний аналіз засвідчує, що даний водний об'єкт характеризується найбільш стабільним та екологічно безпечним станом серед усіх досліджуваних водойм, що підтверджується низькими значеннями показників органічного забруднення, зокрема хімічного споживання кисню (ХСК), яке становить 25,7 мг/дм³, а також відсутністю перевищень гранично допустимих концентрацій за вмістом амонійного азоту ($\leq 0,1$ мг/дм³) та заліза, при цьому реакція водневого показника рН 7,69 свідчить про нейтральне середовище, сприятливе для гідробіонтів.

Отримані дані, що вказують на аномально високий, відносно інших озер, сухий залишок (467 мг/дм³) та найвищий у вибірці рівень сульфатів (108,41 мг/дм³), ймовірно, вказують на специфічне гідрогеологічне живлення (підземні води, збагачені сульфатами) в долині р. Віта.

Розглядаючи динаміку спектральних індексів за період з 2000 по 2025 роки, можна констатувати виняткову стабільність екосистеми, оскільки індекс хлорофілу NDAI протягом усього досліджуваного періоду демонструє мінімальні значення (від 0 до 3,93 у 2025 році), що є беззаперечним доказом відсутності масштабних процесів евтрофікації та «цвітіння» води навіть за умов літніх температурних максимумів. Надзвичайно високі показники вегетаційного індексу NDVI, які демонструють плавне зростання з 74,15 у 2000 році до 99,92 у 2025 році, у даному контексті слід інтерпретувати не як заростання дзеркала води, а як відображення щільного лісового масиву, що безпосередньо оточує

озеро і створює природний буфер, який мінімізує антропогенний вплив. Температурний режим поверхні водойми (LST) залишається стабільним у діапазоні 24–25°C, а нульові значення індексу каламутності NDTI протягом усіх років спостереження повністю корелюють з даними про піщаний характер донних відкладень та відсутність ерозійних процесів берегової лінії.

Таблиця 3.7

Гідрохімічний аналіз досліджуваних озер

Найменування показника, що визначався	Проба							Значення ОБРВ
	№1	№2	№3	№4	№5	№6	№7	
Водневий показник, од рН	7,69	8,35	7,59	7,76	7,69	7,73	7,76	-
ХСК, мг/дм ³	25,7	123,5	23,2	≤5	81,1	134,5	17,6	30
Хлориди, мг/дм ³	60,72	88,1	83,89	≤10	20	88,1	57,21	350
Азот амонійний, мг/дм ³	≤0,1	≤0,1	1,224	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	2
Залізо загальне, мг/дм ³	≤0,1	0,149	0,198	≤0,1	≤0,1	≤0,1	0,139	0,3
Ортофосфати, мг/дм ³	≤0,05	≤0,05	0,608	0,756	0,653	0,241	0,144	3,5
Нітриди, мг/дм ³	≤0,03	≤0,03	0,148	0,033	0,04	≤0,03	0,083	3,3
Сульфати, мг/дм ³	108,41	76,12	65,49	53,28	55,64	84,78	67,06	500
Завислі речовини, мг/дм ³	5	13	≤5	≤5	≤5	≤5	≤5	-
Сухий залишок, мг/дм ³	467	378	410	176	214	328	295	1000

3.3.2. Став №15 (Святошинське озеро) (проба №2)

Результати хімічного аналізу фіксують критичний рівень органічного забруднення водойми, про що свідчить перевищення у 4,1 рази ХСК (123,5 мг/дм³), який є одним із найбільших серед усіх досліджуваних об'єктів і вказує на надходження значної кількості недоокисленої органіки, ймовірно, з водами річки Нивка, яка виступає приймачем стічних вод. Попри це, вміст амонійного азоту в момент відбору проби виявився низьким ($\leq 0,1$ мг/дм³), що може пояснюватися окиснювальними процесами в осінній період або ефектом розбавлення, хоча наявність маслянистої плівки та запах розкладу, зафіксовані при відборі, прямо вказують на хронічне забруднення нафтопродуктами та біогенними речовинами.

Динаміка індексу NDAI, який у 2025 році досяг значення 19,29, демонструє тенденцію до зростання трофності водойми в літній період, що підтверджує наявність активних евтрофікаційних процесів, які пригнічуються лише сезонним зниженням температури. Індекс NDVI стабільно високий (понад 90), що відображає значний розвиток очеретяно-рогозових асоціацій, які виступають реакцією екосистеми на надлишок поживних речовин і фактично перетворюють ставок на біоплато для очищення річкового стоку.

3.3.3. Озеро Мінське (проба №3)

Лабораторні дослідження виявили специфічний профіль забруднення, де домінуючим фактором виступає амонійний азот з концентрацією 1,224 мг/дм³, що є абсолютним максимумом серед усіх досліджених озер і беззаперечно підтверджує факт надходження свіжого органічного забруднення, джерелом якого, ймовірно, є побутові стоки або продукти розкладу сміття, масиви якого були ідентифіковані при візуальному обстеженні. Цей показник, хоча й формально нижчий за ОБРВ для рибогосподарських водойм (2 мг/дм³), вже є *надзвичайно* високим для природної поверхневої водойми і є токсичним для багатьох видів риб, що повністю корелює з зафіксованими фактами мору.

Наявність відносно високої концентрації ортофосфатів ($0,608 \text{ мг/дм}^3$) у поєднанні з нітритами ($0,148 \text{ мг/дм}^3$) створює ідеальну поживну базу для ціанобактерій, що підтверджується історичними даними індексу NDAI, який демонстрував пікові значення (до 22,8) у попередні роки. Хоча у 2025 році спостерігається певне зниження до 12,1, яке, однак, не свідчить про оздоровлення, а може бути наслідком сезонних флуктуацій або дії сорбентів.

Висока каламутність води, характерна для цієї водойми, підтверджується візуальними спостереженнями за масовим розвитком водоростей, а стабільність температурного режиму (LST близько $29 \text{ }^\circ\text{C}$ влітку) сприяє подовженню вегетаційного періоду шкідливої мікрофлори.

3.3.4. Озеро Алмазне (проба №4)

Хімічний аналіз води виявив яскраво виражену фосфатну аномалію, де концентрація ортофосфатів сягає $0,756 \text{ мг/дм}^3$ (найвищий показник у вибірці), що при відносно низькому вмісті азотних сполук (амоній $\leq 0,1 \text{ мг/дм}^3$) та низькому ХСК ($\leq 5 \text{ мг/дм}^3$) створює класичну картину лімітованої азотом евтрофної системи, де саме фосфор виступає драйвером біологічної продуктивності. Цей хімічний дисбаланс пояснює зафіксовану особливість просторового розподілу «цвітіння»: низький загальний ХСК та прозорість на глибині свідчать про те, що основна маса води залишається відносно чистою.

В той же час високі показники індексу NDAI (стрибок до 39,5 у 2020 році і спад до 1,6 у 2025) у поєднанні з даними про локалізацію водоростей на одному з берегів підтверджують гіпотезу про вітровий нагін фітомаси в мілководні зони, де вона акумулюється і створює оманливе враження тотального забруднення.

Низьке значення індексу каламутності NDTI ($0,06$ у 2012, 0 у 2025) під час літніх зйомок додатково підтверджує, що мутність не є постійною характеристикою товщі води, а має локальний або сезонний характер, спровокований саме розвитком фітопланктону на фосфатній основі.

3.3.5. Озеро Вітовець (проба №5)

Зважаючи на історію озера та його постійне розширення доречно дослідити зміну його площі по роках (рис. 3.2).

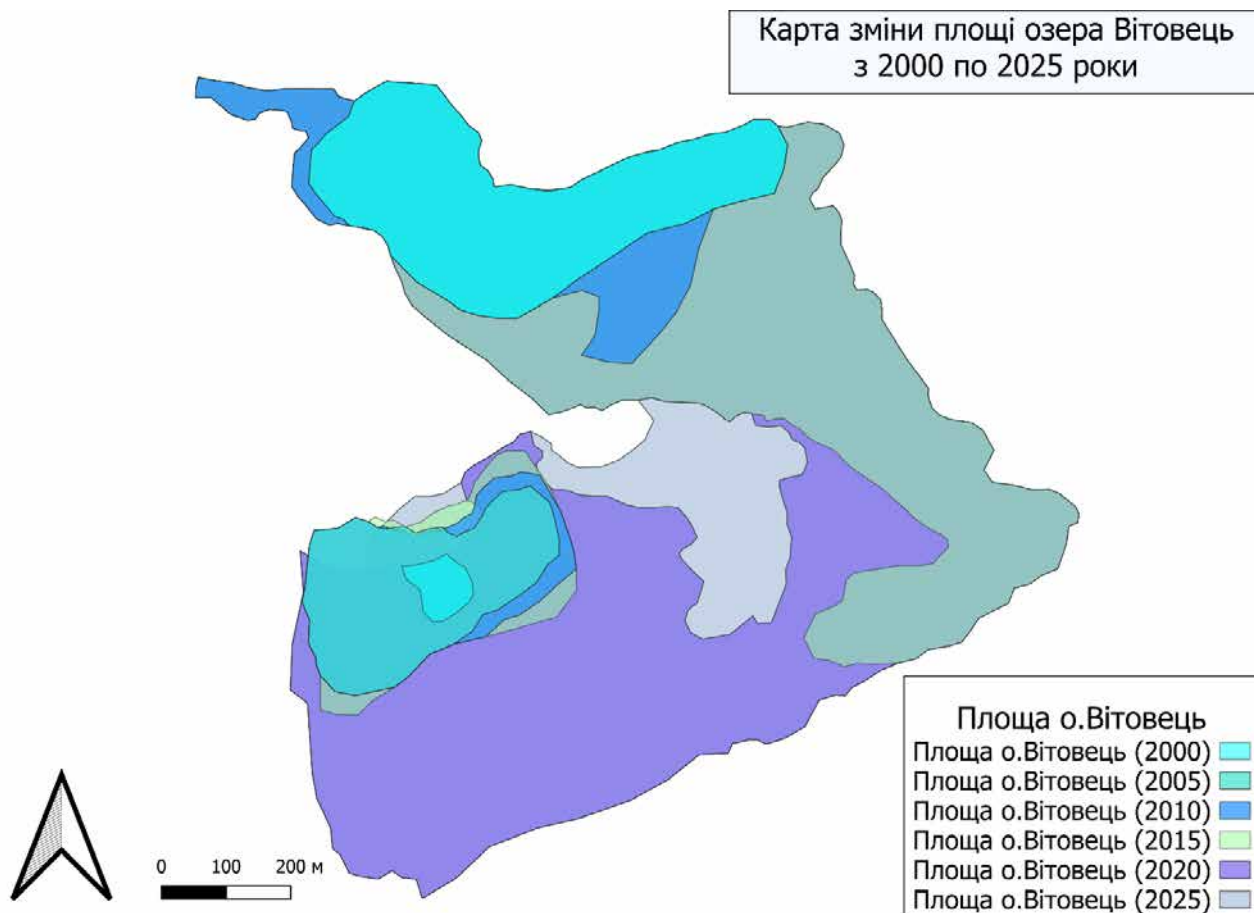


Рис. 3.2. Карта зміни площі озера Вітовець

Візуально можна побачити що раніше водойма була двома окремими об'єктами. Які з'єднались лише на початку 2017 року. Також можна оцінити наскільки сильно водойма змінилась на протязі років.

Моніторинг площі озера Вітовець у 2000-2025 рр. демонструє стале та значне збільшення водного дзеркала – від 13,80 до 86,87 га (табл. 3.8). Така динаміка зумовлена діяльністю земснарядів, що призвело до інтенсивного розширення котловану та формування гідронамивного масиву. Найбільш активний етап розвитку озера припадає на 2010-2020 рр., коли площа зросла майже удвічі. Після 2020 року приріст значно сповільнився, що свідчить про завершення техногенного формування водойми.

Таблиця 3.8.

Зміна площі озера Вітовець за період 2020-2025 рр.

Період моніторингу (рік)	Загальна площа, га
2000	13,80
2005	20,72
2010	25,85
2015	50,97
2020	78,35
2025	86,87

Аналіз води зафіксував високий рівень ХСК ($81,1 \text{ мг/дм}^3$), що є несподівано високим значенням для кар'єрного озера, бо перевищує ОБРВ у 2,7 рази. Але цілком пояснюється активним порушенням донних відкладів внаслідок роботи земснарядів та розмиву берегів, що призводить до вивільнення законсервованої органіки та газів (ймовірно, метану) з глибинних шарів піску, явище чого описувалося як вихід бульбашок.

Вміст заліза у воді знаходиться в межах норми ($\leq 0,1 \text{ мг/дм}^3$), що суперечить візуальним спостереженням іржавих плям на мілководді, наштовхуючи на висновок, що залізо перебуває переважно у зв'язаній формі в донному осаді або у вигляді бактеріальних плівок, не потрапляючи у розчин у відібраній пробі. Ортофосфати становлять $0,653 \text{ мг/дм}^3$, це другий за величиною показник у всій вибірці. Це також підтверджує гіпотезу вивільнення речовин з мулів.

Спектральні індекси демонструють помірну біологічну активність (NDAI 5,46 у 2025 році), а порівняно нижчі значення NDVI (77-81 у останні роки) порівняно з іншими озерами чітко корелюють з наявністю значних площ відкритого піску та відсутністю суцільного рослинного покриву на еродованих берегах.

3.3.6. Озеро Вирлиця (проба №6)

Гідрохімічні показники водойми характеризуються екстремальним органічним забрудненням, про що свідчить абсолютний максимум ХСК у вибірці, що перевищує ОБРВ у 4,5 рази (134,5 мг/дм³) (див. табл. 3.7). А також високою мінералізацією, підтвердженою значним вмістом хлоридів (88,1 мг/дм³) та сульфатів (84,78 мг/дм³), що є прямим наслідком урбаністичного тиску, зокрема змиву протижеледних реагентів із прилеглих магістралей та впливу сміттєспалювального заводу.

Попри високе хімічне навантаження, індекс біологічної продуктивності NDAI залишається доволі низьким (5,7 у 2025 році), що може свідчити про токсичне пригнічення розвитку фітопланктону високими концентраціями забруднюючих речовин, які перешкоджають нормальному перебігу процесів фотосинтезу навіть у літній період. Стабільні показники індексу водної поверхні MNDWI підтверджують збереження площі водного дзеркала, однак високі значення LST та NDVI вказують на те, що прибережна зона активно трансформується та заростає, попри агресивне хімічне середовище.

3.3.7. Озеро Корольок (проба №7)

Водойма демонструє сприятливі гідрохімічні параметри, зокрема низький рівень ХСК (17,6 мг/дм³) та помірний вміст фосфатів (0,144 мг/дм³) (див. табл. 3.7), що, ймовірно, є результатом штучної регуляції екосистеми в рамках її використання для риборозведення та рекреації. Єдиний показник, що виділяється, це залізо загальне 0,139 мг/дм³. Це не перевищення, але помітний рівень на фоні інших показників що створюють уявлення про збалансоване стабільне озеро. Цей показник може бути наслідком як підземного живлення так і полігону розвалин заводу «Буревісник» поряд.

Проте, аналіз архівних даних ДЗЗ виявляє різкий стрибок індексу NDAI у 2020 році до аномального значення 63,11, що свідчить про епізоди масового «цвітіння», яке в подальшому було нівельоване (зниження до 33,06 у 2025 році), можливо, за рахунок зариблення рослиноїдними видами риб. Високі показники

вегетційного індексу NDVI (90,2 у 2025 році) відображають не стільки природний стан берегів, скільки наявність штучно підтримуваних зелених насаджень рекреаційної зони, які формують мікроклімат водойми, нівелюючи вплив щільної забудови.

3.4. Аналіз проведеного соціологічного опитування

Цей розділ присвячено детальному аналізу первинних даних. Було розроблено анкету у вигляді гугл форми і розповсюджено її різними соціальними мережами (додаток Б). Масив даних містить відповіді респондентів різного віку та з різних районів Києва, що дозволяє побудувати багатовимірну модель екологічного сприйняття проблем водних ресурсів м. Києва. В опитуванні взяли участь 222 респонденти.

3.4.1. Демографічний та географічний профіль респондентів

У віковому розподілі домінуючою групою є молодь віком від 18 до 24 років, що становить значну частину вибірки (30,6%). Друга за чисельністю група це економічно активне населення від 35-54 роки (38,7%). Група 65+ років представлена, але менш чисельно (7,7%) (рис. 3.3).

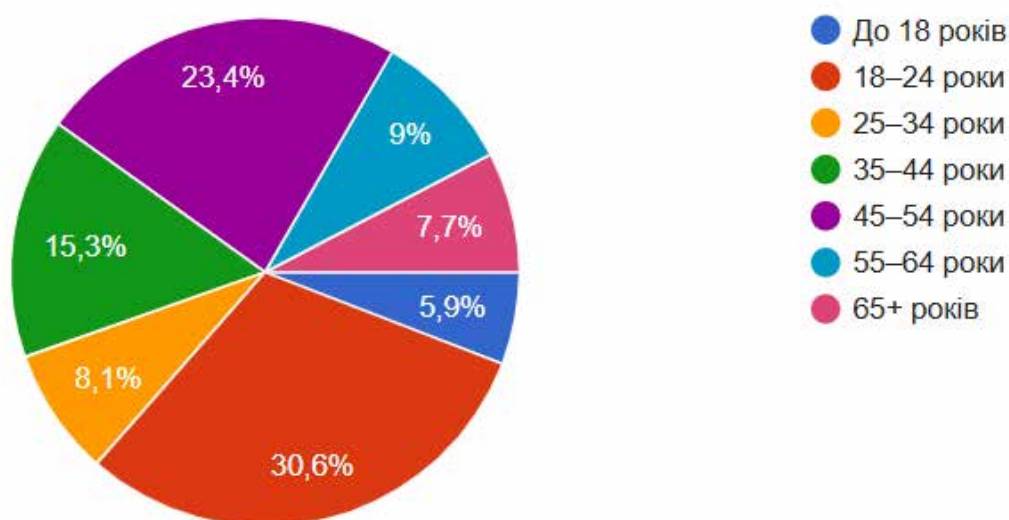


Рис. 3.3. Демографічний розподіл респондентів, які прийняли участь в опитуванні

Щодо географічного розподілу, то найбільш активно представлені Дніпровський, Голосіївський, Дарницький та Деснянський райони. Такий розподіл є вдалим, оскільки дозволяє порівняти «спальні» райони лівого берега Києва (Дніпровський, Деснянський, Дарницький), які традиційно мають проблеми з якістю води через застарілі комунікації, та правий берег (Голосіївський), де розташовані великі зелені зони. На рис. 3.4. відображено розподіл участі респондентів в розрізі районів міста Києва.

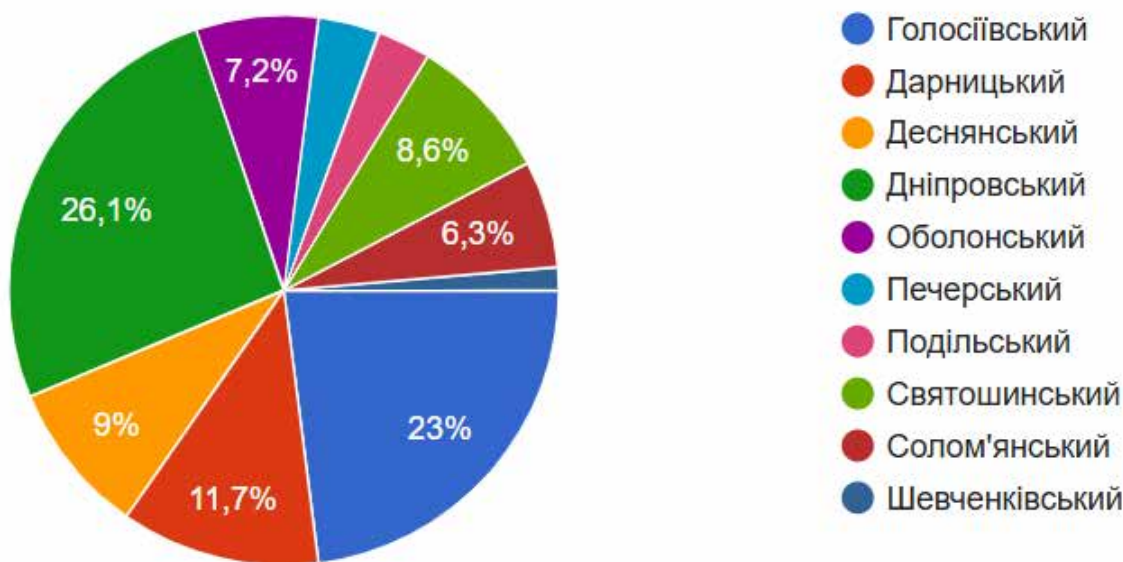


Рис. 3.4. Географічний розподіл респондентів

Загалом у відповідях респондентів прослідковуються наступні тенденції. У жителів лівого берега Києва вища стурбованість станом озер, вони частіше згадують промислові підприємства як загрозу та мають вищий (порівняно із правобережжям) відсоток використання пунктів розливу (рис. 3.5).

6. На Вашу думку, які чинники найбільше погіршують якість поверхневих вод у Києві?

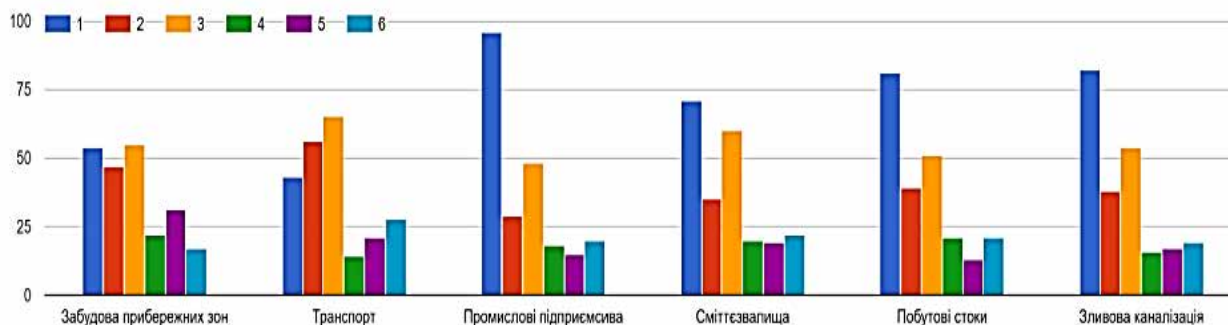


Рис. 3.5. Фрагмент відповіді на питання з анкети соціологічного опитування щодо чинників, які найбільше погіршують якість води у м. Київ

Центральний район та Оболонь. Тут відмічено вищу задоволеність станом прибережних зон (згадувались парк «Наталка» та набережні), але така ж висока недовіра до водопровідної води. У Голосіївському районі специфічний кластер студентства, який масово використовує бутильовану воду.

3.4.2. Аналіз споживчих практик: криза довіри до централізованого водопостачання

Ключовим питанням дослідження було визначення основного джерела питної води (рис. 3.6). За результатами опитування 42,8% респондентів використовують пункти розливу або автомати, 35,1% - вживають бутильовану воду, 30,6% - воду з-під крану, 16,2% - використовують особисті системи фільтрації води з водогону, 131% - глечик-фільтри.

Результати аналізу свідчать про фундаментальну трансформацію побутових практик киян (табл. 3.9). Дані показують, що централізоване водопостачання втратило функцію забезпечення питною водою, перетворившись на джерело технічної води. Це дозволяє зробити висновок про низьку довіру населення до муніципальних служб у сфері поводження з відходами аналогічна недовіра проектується і на водоканали.

1. Яким джерелом води Ви користуєтесь для пиття та приготування їжі найчастіше?

 Копіювати діаграму

222 відповіді

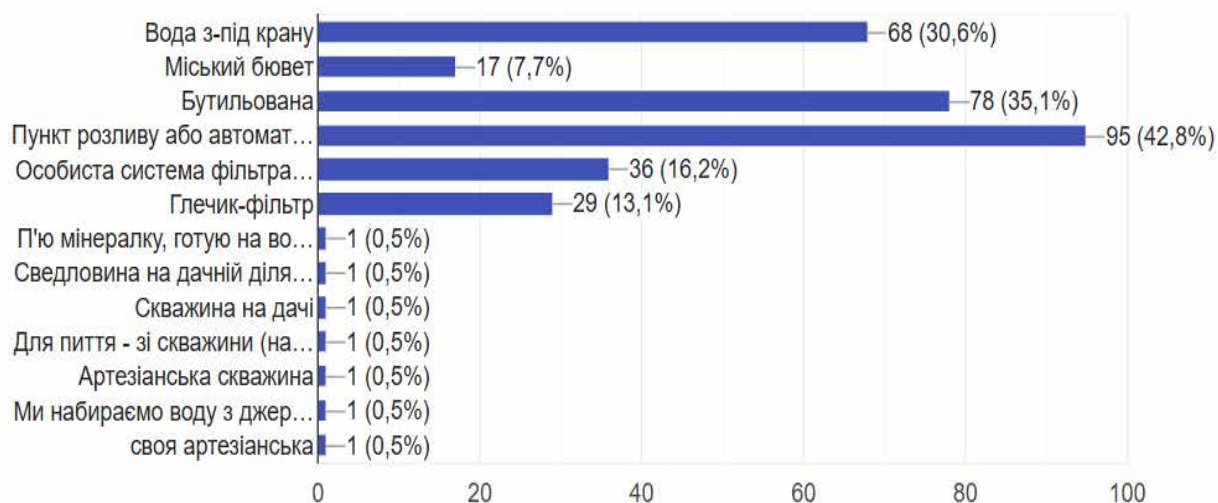


Рис. 3.6. Аналіз основного джерела питної води опитаних респондентів

Таблиця 3.9

Структура споживання питної води в місті Києві

Джерело води	Характеристика споживача (вік/район)	Основна мотивація	Виявлені тенденції
1	2	3	4
Пункти розливу / автомати	Домінує серед молоді (18-34) та середнього віку. Рівномірно по всіх районах.	<i>Смак, Якість, Недовіра міській воді</i>	Вода перетворилася на комерційний продукт. Споживачі готові платити за доочистку, делегуючи відповідальність за якість третій стороні.

Продовження табл. 3.8

1	2	3	4
Бутильована вода	Молодь (18-24), Сім'ї з дітьми. Популярна в нових ЖК (Дарницький, Голосіївський).	<i>Зручність, Гарантована якість</i>	Найдорожчий варіант. Вказує на високу платоспроможність частини вибірки та повну відмову від комунального сервісу.
Фільтр-гелечик / система осмосу	Люди середнього та старшого віку (45-65+). Власники житла.	<i>Довгострокова економія, Контроль якості</i>	Свідчить про усвідомлений підхід до власного здоров'я. Часто поєднується з недовірою до бутильованої води (сумніви в походженні).
Вода з-під крану	Меншість. Переважно люди старшого віку або студенти (економія).	<i>Доступність, Ціна</i>	Часто використовується лише після кип'ятіння. Або тільки для приготування їжі. Є маркером низького доходу або екологічного фаталізму.
Бювети	Пенсіонери (65+), мешканці старих районів (Оболонь, Святошин).	<i>Смак, Безоплатність</i>	Популярність знижується. Молодь рідко користується бюветами через незручність та сумніви в санітарному стані.

Аналіз вікової структури респондентів показує чітку залежність між способом отримання питної води та віком, економічними можливостями й рівнем довіри до міської інфраструктури. Представники наймолодшої групи, тобто респонденти до 18 років, найчастіше обирають бюветну та бутильовану воду. У відповідях регулярно з'являються формулювання на кшталт «батьки купують» або «користуємося тим, що є поруч». Це свідчить про непряму участь у виборі джерела.

Серед представників вікової групи 18-24 років домінують пункти розливу води та автомати очищеної води. Це найбільша та найдинамічніша група, що демонструє найвищий рівень недовіри до міського водопостачання. У їхніх відповідях поєднуються аргументи «не довіряю» та прагнення до зручності. Саме серед цих респондентів найпомітніше зростає попит на доставку води та комбіновані моделі споживання, що відображає мобільність, швидкий темп життя та опору на локальну інфраструктуру.

Респонденти вікової групи 25-44 роки найчастіше використовують домашні системи фільтрації. Це покоління зазвичай інвестує у довгострокові рішення для житла й демонструє прагнення зменшити кількість побутових відходів, зокрема одноразового пластику. У відповідях фігурують міркування стосовно екологічності та бажання самостійно контролювати якість води, що узгоджується зі зростанням популярності домашніх технологій очищення.

У групі віком 45-64 роки переважає змішана практика: респонденти поєднують використання водопровідної води з різними типами фільтрів. Багато хто зазначає, що вода з-під крану частіше застосовується для приготування їжі, а не для пиття. Це свідчить про певну толерантність до її якості.

Найстарша вікова категорія, тобто респонденти 65+ років, демонструє найбільш сталі моделі поведінки. Тут домінують бюветна вода та вода з-під крану. На вибір впливають звичка, доступність та економічні чинники.


У підсумку отримана картина демонструє складну та виразно вікову диференціацію практик споживання питної води в Києві. Вона поєднує

економічні чинники, побутові звички, локальні умови проживання та різний рівень довіри до міської водної інфраструктури.

3.4.3. Суб'єктивна оцінка якості води та чинників забруднення

Учасники опитування оцінювали якість води в бюветах (від 1 до 5) та вплив різних факторів на стан поверхневих вод. Результати оцінки представлені на рис. 3.7.

4. Як Ви оцінюєте якість води міських бюветів?

 Копіювати діаграму

222 відповіді

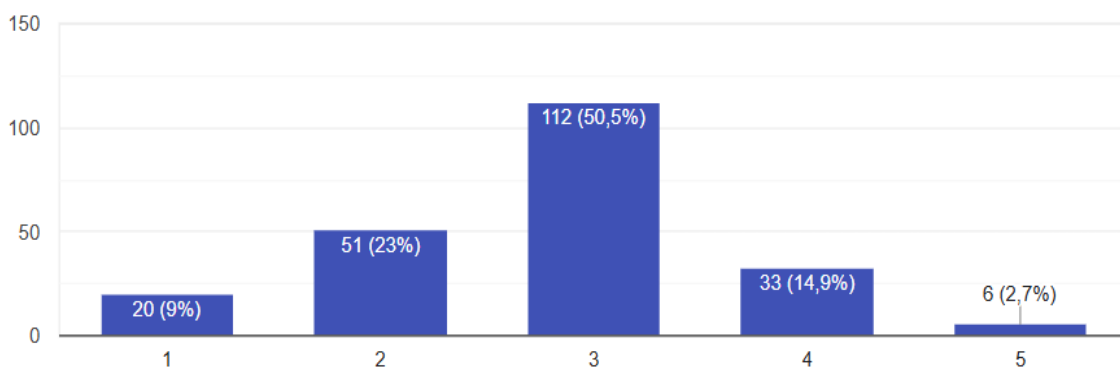


Рис. 3.7. Оцінка учасниками опитування якості міських бюветів

Оцінки якості бюветної води полярні. Якщо в Деснянському районі зустрічаються високі оцінки (4, 5), то в Дарницькому та Подільському часто фігурують 1 та 2. Це може свідчити про нерівномірність обслуговування бюветних комплексів у різних районах столиці.

Далі респондентам було запропоновано оцінити вплив різних чинників (транспорт, промисловість, забудова, сміттєзвалища). Аналіз відповідей виявляє цікаву ієрархію загроз в очах населення.

Зокрема, промислові підприємства традиційно сприймаються як головну проблему. Це стереотипне сприйняття, ймовірно, закладається ще шкільною програмою. Або також цілком можлива недовіра до дотримання підприємствами норм поведінки з стоками та дотримання норм їх очистки (див. рис. 3.5).

Забудова прибережних зон викликає найбільше емоційне обурення. 69,4% опитуваних виявили своє негативне ставлення до цього явища (рис. 3.8). Респонденти (особливо з лівого берега, де багато озер) вказують на прямий зв'язок між забудовою та погіршенням якості води. Цитата респондента (65+ років, Дніпровський): «Забудову прибережних зон я бачила... та чи зливають вони відходи в озеро або річку, не знаю».

9. Як Ви ставитеся до забудови прибережних територій (набережних, річок, озер)?

222 відповіді

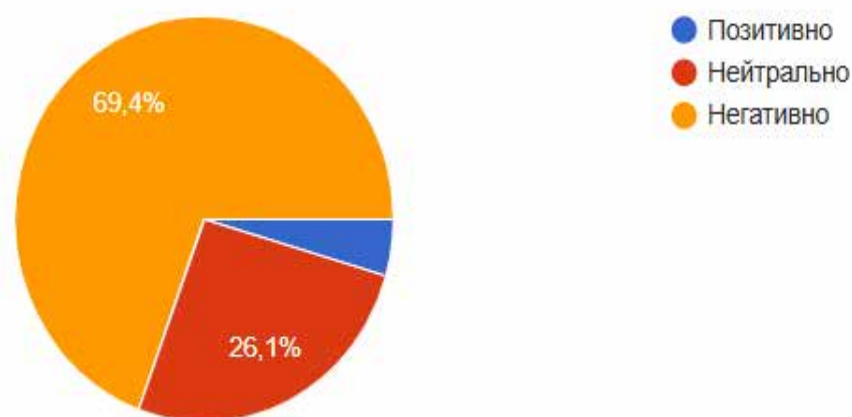


Рис. 3.8. Результати опитування щодо ставлення до забудови прибережних територій


На третьому місці з поміж інших варіант «Сміттєзвалища та побутові стоки». Що дозволяє припустити, що опитане населення розуміє, що фільтрат зі звалищ потрапляє у ґрунтові води.

3.4.4. Спостереження змін стану водних об'єктів Києва респондентами

Для оцінювання ставлення населення до змін у водних об'єктах Києва було поставлено ряд питань. Зокрема, питання №11 «Чи помічали Ви зміни у стані водойм Києва за останні роки?» дало однозначні результати. Абсолютна більшість (понад 75%) обирала варіант «Так, є негативні зміни» (рис. 3.9).

У відкритих відповідях респонденти найчастіше зазначають такі негативні ознаки як: «цвітіння води» (ознаки евтрофікації), «неприємний запах» та «обміління».

11. Чи помічали Ви зміни у стані водойм Києва за останні роки (р.Дніпро, р. Либідь, оз. Тельбін, оз. Вернее, оз. Алмазне та інші)?

 Копіювати діаграму

222 відповіді



Рис. 3.9. Результати опитування щодо ставлення населення до змін у водних об'єктах Києва

У цьому питанні молодь (18-24) частіше фіксує візуальні зміни (колір, сміття на березі), тоді як старше покоління (55+) акцентує увагу на системних змінах водойм.

Окремі респонденти (наприклад, з Оболоні) відзначають позитивні зміни. Це можна пов'язати з локальними роботами з благоустрою парку «Наталка», що створює візуальний ефект покращення, хоча гідрохімічний стан води може залишатися незмінним. Цей випадок підкреслює, що сприйняття екологічної якості часто формується під впливом візуальної привабливості території: благоустрій, озеленення та доглянуті набережні створюють відчуття покращення стану водойми, навіть якщо її фактичні гідрохімічні параметри залишаються на тому самому рівні. У такому контексті «візуальна екологія» стає самостійним

чинником формування громадської думки та може істотно відхиляти уявлення мешканців від реального екологічного стану.

Відповідь респондента з Подільського району (вікова група 45-54 років): «Там, де водоймами займаються, там стало краще, а загалом все погано...». Це підтверджує тезу про те, що точковий благоустрій помічається громадою і формує запит на розширення таких практик.

3.4.5. Безпековий та економічний вимір: готовність платити за безпеку

З метою аналізу ставлення населення до якості і безпеки води (як поверхневої, так і питної) до анкети були включені такі питання як: «Чи звертаєте Ви увагу на якість води при виборі місця відпочинку біля водойм?» (питання №13), «Чи перевіряєте Ви, чи водойма, де Ви відпочиваєте, має дозвіл на купання (перевірена санепідемстанцією)?» (питання №14) та «Чи були б Ви готові платити більше за сертифіковану питну воду (з офіційних джерел або при підвищеному контролі якості)?» (питання №15) (рис. 3.10-3.12).

Згідно даних, представлених на рис. 3.10, 68% учасників опитування завжди звертають увагу на якість водойм при виборі місць відпочинку, 21,6% - інколи. Тобто, переважна більшість опосередковано переймається якістю урбанізованих водойм.

Аналіз результатів відповідей респондентів щодо наявності перевірок водойм за санітарно-епідеміологічними показниками та дозвільних документів для купання показав, що 39,2% перевіряють ці дозвола, 34,25 – іноді перевіряють, а 26,6% - не знають про такі документи та вимоги (рис. 3.11).

13. Чи звертаєте Ви увагу на якість води при виборі місця відпочинку біля водойм?



222 відповіді

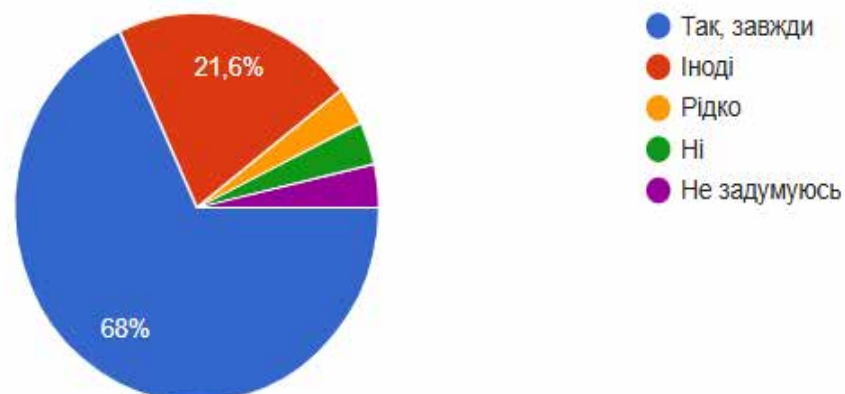


Рис. 3.10. Ставлення респондентів до якості води при виборі місця відпочинку біля водойм Києва

14. Чи перевіряєте Ви, чи водойма, де Ви відпочиваєте, має дозвіл на купання (перевірена санепідемстанцією)?



222 відповіді

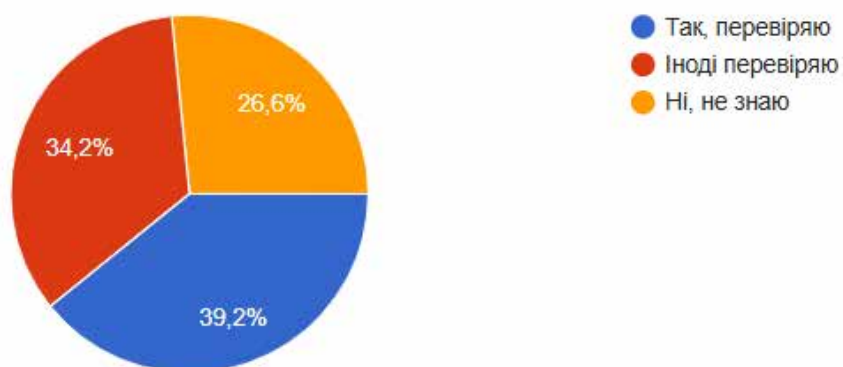


Рис. 3.11. Ставлення населення до наявності дозвільних документів, виданих для купання у водоймах Києва

Питання №15 «Чи були б Ви готові платити більше за сертифіковану питну воду...?» виявило соціальне розшарування (рис. 3.12). А саме: 36,9% опитуваних дали відповідь «так», 52,7% - відповіли «можливо», 10,4% - «ні».

«Так» або «Можливо» обирали переважно респонденти віком 25-45 років, які користуються автоматами або доставкою. Для них вода це ресурс в гарантію якості якого вони готові інвестувати.

15. Чи були б Ви готові платити більше за сертифіковану питну воду (з офіційних джерел або при підвищеному контролі якості)?

222 відповіді

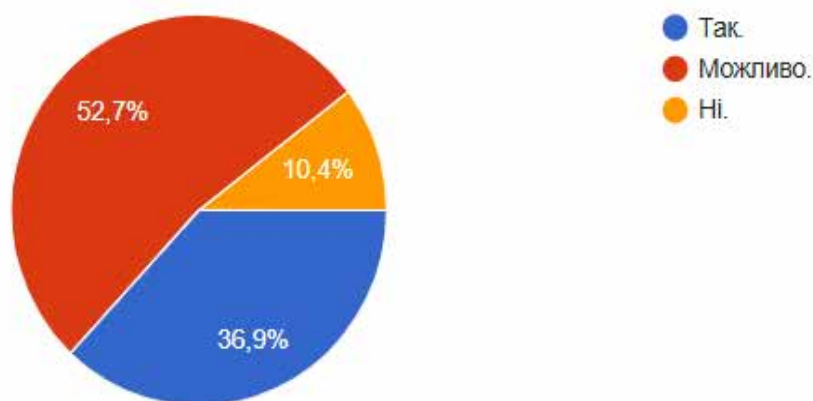


Рис. 3.12. Опитування населення щодо готовності платити за сертифіковану питну воду

Досить стабільна категорична відмова спостерігалась у двох групах: пенсіонери та частина молоді. Спільною причиною для цих двох груп може виступати, ймовірно, обмежений бюджет, оскільки лише невелика частина з усіх опитуваних користується бюветами.

ВИСНОВКИ

1) За результатами аналізу динаміки урбанізації за період 2000-2025 років із використанням геопросторових даних (GISD30, Dynamic World) виявлено стійку тенденцію до ущільнення та розширення забудови міста Києва, площа якої збільшилася на 35 % (+87,21 км²) за останні 25 років (до 335,87 км²).

2) Підтверджено, що пікові періоди забудови (2005-2010 рр.) корелюють із погіршенням спектральних показників якості води, а подальше вичерпання вільних площ призвело до зміщення будівельної активності в приміську зону, посилюючи навантаження на периферійні водойми.

3) Моніторинг термічного режиму (LST) та стану рослинності (NDVI) зафіксував формування стійкого «міського острова тепла», що проявляється у стабільному перевищенні температури поверхні міських водойм над контрольними (різниця зросла з 1,96°C у 2000 р. до 3,67°C у 2020 р.). Встановлено критичну деградацію прибережних захисних смуг, яка досягла свого максимуму у 2020 році (зниження NDVI до 81,79%), що у поєднанні з температурними аномаліями стало каталізатором вибухового зростання біологічної продуктивності та «цвітіння» води (індекс NDAI), підтверджуючи прямий кореляційний зв'язок між втратою зеленої інфраструктури та евтрофікацією.

4) Комплексний гідрохімічний аналіз дозволив класифікувати досліджені водойми за типом антропогенного навантаження. Озеро Відро ідентифіковано як еталонну, умовно чисту екосистему з мінімальним вмістом органіки (ХСК 25,7 мг/дм³). Натомість, інші об'єкти демонструють специфічні профілі забруднення: озеро Мінське – амонійне забруднення (1,224 мг/дм³), характерне для фекальних стоків; озеро Алмазне – фосфатну аномалію (0,756 мг/дм³), що стимулює розвиток ціанобактерій; озеро Вирлиця – підвищений вміст хлоридів (88,1 мг/дм³) внаслідок змиву дорожніх протижелезних реагентів.

5) Дослідження специфічних техногенних водойм виявило приховані екологічні ризики. Для озера Вітовець зафіксовано явище вторинного забруднення внаслідок порушення донних відкладів земснарядами, що супроводжується виділенням газів (метану) та екстремально високим рівнем ХСК (81,1 мг/дм³) для кар'єрної водойми. Ставок №15 на річці Нивка визначено як акумулятор забруднень з критичним рівнем органічного навантаження (ХСК 123,5 мг/дм³) та нафтопродуктів, що надходять із дощовою каналізацією .

6) Соціологічне дослідження виявило глибоку кризу інституційної довіри населення до системи муніципального водопостачання, що призвело до формування децентралізованих практик водоспоживання (97% відмов від вживання води з-під крану). Встановлено ефект «візуальної екології», коли мешканці схильні оцінювати екологічний стан водойми виключно за рівнем благоустрою прилеглої території, ігноруючи при цьому реальні, часто невидимі, гідрохімічні загрози, що створює хибне уявлення про безпечність водного середовища .

7) Узагальнюючи, можна стверджувати, що поверхневі водні ресурси Києва перебувають у стані прогресуючої антропогенної трансформації, де фактори фізичного знищення (забудова, гідронамив) поєднуються з хімічним забрудненням та термічним стресом. Відновлення екологічної рівноваги неможливе без жорсткого дотримання меж водоохоронних зон, модернізації системи зливової каналізації та впровадження реальних, а не декларативних принципів інтегрованого управління водними ресурсами.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Багров Л. Т. Геоморфологія Києва. Київ : Наукова думка, 1983. 186 с.
2. Бортницька станція аерації. Техніко-економічне обґрунтування реконструкції. Київ : ПАТ «Київводоканал», 2015. 120 с.
3. Введення в експлуатацію житла у містах скоротилося, а в передмісті Києва – зросло [Електронний ресурс]. *Minfin : аналітика ринку нерухомості*. URL: <https://minfin.com.ua/ua/2024/02/27/122269297/> (дата звернення: 16.11.2025).
4. Веклич М. Ф. Природні зміни ландшафтів Київського Подніпров'я. Київ: Наукова думка, 1982. 164 с.
5. Вишневський В. І. Водойми Києва. Київ: Ніка-Центр, 2021. 280 с.
6. Водний кодекс України : Закон України від 06.06.1995 № 213/95-ВР. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/213/95-%D0%B2%D1%80>
7. Водна стратегія України на період до 2050 року [Електронний ресурс] / Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. URL: <https://mepr.gov.ua> (дата звернення: 16.11.2025).
8. Воскобойник В. А. Вплив групування мостових опор на структуру течії та розмив ґрунту [Електронний ресурс] / В. А. Воскобойник, О. А. Воскобойник, А. В. Воскобійник. *Гідравліка і гідротехніка : матеріали конф. (Київ, 2022)*. Київ, 2022. URL: <https://www.researchgate.net/publication/367284990> (дата звернення: 16.11.2025).
9. Генплан-2025 збільшує території парків та скверів столиці на 2200 га [Електронний ресурс]. Київська міська рада: офіційний портал. — URL: <https://kmr.gov.ua/uk/content/genplan-2025-zbilshuye-terytoriyi-parkiv-ta-skveriv-stolyci-na-2200-ga> (дата звернення: 16.11.2025).
10. Герасименко Н. П. Природні умови та ландшафти Києва. Київ : Наукова думка, 1990. 140 с.

11. Екологічний паспорт міста Києва за 2023 рік. Київ: Департамент захисту довкілля та адаптації до зміни клімату КМДА, 2024. 185 с.
12. Захист прибережних територій: доступність, екологічна цінність та інституційні ризики. Київ : WWF Ukraine, 2021. 45 с.
13. Земельний кодекс України: Закон України від 25.10.2001 № 2768-III. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/2768-14>
14. Іванова Н. О. Розвиток істотно зміненої водної екосистеми в умовах інтенсивної урбанізації (на прикладі озера Вирлиця) / Н. О. Іванова, С. С. Дубняк, С. В. Батог. Біологічні дослідження – 2022 : зб. наук. праць XIII Всеукр. наук.-практ. конф. (Житомир, 10–11 жовтня 2022 р.). Житомир, 2022. С. 142–145.
15. Історія Києва : у 3 т. / ред. П. П. Толочко та ін. Київ : Наукова думка, 1986. Т. 1. 340 с.
16. Клименко Ю. О. Річки та струмки Києва: історія та сучасність. Київ : Логос, 2001. 120 с.
17. Маринич А. М. Київ: Природа і розвиток ландшафтів. Київ : Вид-во Київського університету, 1979. 150 с.
18. Методика виконання вимірювань масової концентрації іонів амонію у водах фотоколориметричним методом з реактивом Несслера : МВВ 081/12-0106-03. Київ : Мінприроди України, 2003. 12 с.
19. Методика виконання вимірювань масової концентрації фосфатів : МВВ 081/12-0005-01. Київ : Мінприроди України, 2001. 14 с.
20. Методика виконання вимірювань масової концентрації хлоридів аргентометричним титруванням : МВВ 081/12-0004-01. Київ : Мінприроди України, 2001. 10 с.
21. Методика виконання вимірювань хімічного споживання кисню (ХСК) у водах фотометричним методом : МВВ 081/12-0901-14. — Київ : Мінприроди України, 2014. 14 с.

22. Методика визначення заліза фотометричним методом з ортофенантроліном : КНД 211.1.4.034-95. Київ : Мінекобезпеки України, 1995. 12 с.

23. Методика визначення нітрит-іонів у поверхневих та очищених стічних водах фотометричним методом з реактивом Гріса : КНД 211.1.4.023-95. Київ : Мінекобезпеки України, 1995. 15 с.

24. Методика визначення сульфат-іонів турбідиметричним методом : КНД 211.1.4.026-95. Київ : Мінекобезпеки України, 1995. 10 с.

25. Методика визначення сухого залишку (розчинених речовин) гравіметричним методом: КНД 211.1.4.042-95. Київ: Мінекобезпеки України, 1995. 8 с.

26. На Дарниці розчистили меліоративний канал – кількість сміття була катастрофічною [Електронний ресурс]. Big Kyiv. URL: <https://bigkyiv.com.ua> (дата звернення: 16.11.2025).

27. Наукові основи моніторингу водних екосистем України / за ред. А. Г. Журавля. Київ : Наукова думка, 2012. 240 с.

28. Нікітін В. І. Інженерно-геологічні основи освоєння Лівобережжя Києва. Київ : Будівельник, 1975. 180 с.

29. Озеро або ландшафтний заказник: що зміна назви може змінити для Вирлиці [Електронний ресурс]. Великий Київ. 2021. URL: <https://bigkyiv.com.ua/ozero-abo-landshaftnyj-zakaznyk-shho-zmina-nazvy-mozhe-zminyty-dlya-vyrlyczy/> (дата звернення: 16.11.2025).

30. Постанова Окружного адміністративного суду м. Києва № 826/16076/18 від 27.07.2022 р. про визнання незаконними і скасування містобудівних умов та обмежень забудови земельної ділянки [Електронний ресурс]. Єдиний державний реєстр судових рішень. URL: <https://reyestr.court.gov.ua> (дата звернення: 16.11.2025).

31. Про схвалення Водної стратегії України на період до 2050 року : розпорядження Кабінету Міністрів України від 09.12.2022 № 1134-р

[Електронний ресурс]. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1134-2022-p> (дата звернення: 16.11.2025).

32. Проєктований ландшафтний заказник місцевого значення «Високий луг» (Осокорківська заплава) [Електронний ресурс]. Централізована бібліотечна система Дарницького району. URL: <https://cbsdarniza.kiev.ua> (дата звернення: 16.11.2025).

33. Романенко В. Д. Основи гідроекології : навч. посіб. Київ: Обереги, 2001. 728 с.

34. Сальнікова С. А. Алгоритм систематичного відбору з випадковим початком: наукове обґрунтування та практична доцільність / С. А. Сальнікова. *Соціологія: теорія, методи, маркетинг*. 2005. № 2. С. 132–142.

35. Ситник К. М. Гідротехнічні особливості формування гідронамивних масивів Києва. Київ : НДІ будівельних технологій, 1987. 155 с.

36. Трачук В. Є. Оцінка впливу на довкілля будівництва та реконструкції автомобільних доріг : кваліф. робота бакалавра [Електронний ресурс] / В. Є. Трачук. Одеса : ОНУ ім. І. І. Мечникова, 2025. URL: <https://dspace.onu.edu.ua/items/65638660-490c-44c0-a616-2278fb403d5e> (дата звернення: 16.11.2025).

37. У Києві почали засипати озера на Осокорках заради забудови: деталі [Електронний ресурс]. Коментарі. Київ. URL: <https://kyiv.comments.ua> (дата звернення: 16.11.2025).

38. Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Настанови щодо зберігання та поводження з пробами : ДСТУ ISO 5667-3-2001. [Чинний від 2002-01-01]. Київ : Держстандарт України, 2002. 20 с.

39. Якість води. Визначення рН : ДСТУ 4077-2001. [Чинний від 2002-07-01]. Київ : Держстандарт України, 2002. 18 с.

40. Якість водопровідної води та довіра до системи водопостачання : результати загальнонаціонального опитування. Київ: Київський міжнародний інститут соціології, 2020. 30 с.

41. Bashir I. Concerns and threats of contamination on aquatic ecosystems [Electronic resource]/ I. Bashir, F. A. Lone, R. A. Bhat. *Bioremediation and Biotechnology*. 2020. P. 1–26. DOI: 10.1007/978-3-030-35691-0_1.

42. Birch S. Shallow urban lakes: a challenge for lake management / S. Birch, J. McCaskie. *Hydrobiologia*. 1999. Vol. 395. P. 365–378.

43. Booth D. B. Streams and urbanization / D. B. Booth, B. P. Bledsoe // *The Water Environment of Cities* / ed. by J. A. Jenkins. Boston : Springer, 2009. P. 93–123.

44. Booth D. B. Streams and urbanization: patterns, processes, and implications for aquatic ecosystems / D. B. Booth, B. P. Bledsoe. *Journal of the American Water Resources Association*. 2009. Vol. 45, No. 5. P. 1087–1105.

45. Brandimarte L. Bridge pier scour: a review of processes, measurements and estimates [Electronic resource] / L. Brandimarte, P. Paron, G. Di Baldassarre. *Environmental Engineering and Management Journal*. 2012. Vol. 11, No. 5. P. 975–989. DOI: 10.30638/eemj.2012.121.

46. Burkhard B. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets / B. Burkhard, F. Kroll, S. Nedkov. *Ecological Indicators*. 2012. Vol. 21. P. 17–29.

47. Chang H. Socioeconomic drivers of urban water quality / H. Chang, M. R. Bonnette, P. Stoker. *Environmental Management*. 2015. Vol. 55. P. 1004–1017.

48. Chawla L. Participation and the ecology of environmental awareness and action / L. Chawla // *Children, Youth and Environments*. 2008. Vol. 18, No. 1. P. 63-80.

49. Cohen B. Urbanization in developing countries: Current trends, future projections, and key challenges for sustainability / B. Cohen // *Technology in Society*. 2006. Vol. 28, No. 1–2. P. 63–80.
50. Ding L. Water ecological carrying capacity of urban lakes in the context of rapid urbanization: a case study of East Lake in Wuhan / L. Ding, K. Chen, S. Cheng. *Physics and Chemistry of the Earth*. 2015. Vol. 89. P. 104–113.
51. Fini A. The role of green infrastructure in urban management strategies / A. Fini, F. Ferrini. *Urban Ecosystems*. 2020. Vol. 23. P. 663–676.
52. Frąk M. Can winter road de-icing affect mortality of organisms in aquatic ecosystems? An experimental approach [Electronic resource] / M. Frąk, P. Bednarczyk. *Water*. 2021. Vol. 13, No. 18. Art. 2524. DOI: 10.3390/w13182524.
53. Gong P. Annual maps of global artificial impervious area (GAIA) between 1985 and 2018 / P. Gong, X. Li, J. Wang. *Remote Sensing of Environment*. 2020. Vol. 236. Art. 111510. DOI: 10.1016/j.rse.2019.111510.
54. Google Earth Engine Team. Dynamic World, near real-time global 10m land use land cover mapping [Electronic resource]. Google AI Blog. 2022. URL: <https://blog.google/technology/ai/announcing-dynamic-world-near-real-time-land-use-mapping> (accessed: 16.11.2025).
55. Gozlan R. E. Status, trends, and future dynamics of freshwater ecosystems / R. E. Gozlan, J. R. Britton, I. Cowx. *Environmental Conservation*. 2010. Vol. 37, No. 2. P. 179–192.
56. Grung M. Alkylated polycyclic aromatic compounds in road runoff are an environmental risk / M. Grung, S. J. Lindman, A. Kringstad. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2022. Vol. 41, No. 8. P. 1838–1850.
57. Haase D. Urban ecosystems and disservices. *Landscape and Urban Planning*. 2019. Vol. 189. P. 178–190.
58. Haines-Young R. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 [Electronic resource] / R. Haines-Young, M. Potschin. 2018. URL: <https://cices.eu> (accessed: 16.11.2025).

59. Hill M. J. Pond sediments reveal the increasing importance of road runoff as a source of metal contamination in industrialized urban environments / M. J. Hill, N. E. Lauer, M. J. Reilly. *ACS ES&T Water*. 2023. Vol. 3, No. 4. P. 650–662.
60. Kumar L. A review of the state of research on bridge pier scour under combined action of waves and current [Electronic resource] / L. Kumar, M. S. Afzal. *Acta Geophysica*. 2023. Vol. 71, No. 5. P. 2359–2379.
61. Kwarciak-Kozłowska A. The occurrence and removal of microplastics from stormwater using green infrastructure [Electronic resource] / A. Kwarciak-Kozłowska, M. Madeła. *Water*. 2025. Vol. 17, No. 14. Art. 2089. — DOI: 10.3390/w17142089.
62. Lacaux J. P. Classification of ponds from high-resolution remote sensing / J. P. Lacaux, Y. M. Tourre, C. Vignolles. *Remote Sensing of Environment*. 2007. Vol. 106, No. 1. P. 66–74. DOI: 10.1016/j.rse.2006.07.012.
63. Liu L. Blue–green infrastructure for urban resilience: a systematic review / L. Liu, M. B. Jensen. *Urban Forestry & Urban Greening*. 2021. Vol. 57. Art. 126934.
64. Machine learning based combinatorial analysis for land use and land cover assessment in Kyiv City, Ukraine. *Journal of Applied Remote Sensing*. 2023. Vol. 17, No. 1. Art. 014506.
65. Martín-López B. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment / B. Martín-López, E. Gómez-Baggethun. *Ecological Indicators*. 2014. Vol. 37. P. 220–228.
66. Martínez-Arroyo A. On the environmental role of urban lakes in Mexico City / A. Martínez-Arroyo, E. Jáuregui // *Urban Lakes and Wetlands*. — 2000. — P. 35–48.
67. Martínez-Arroyo A. Social–ecological resilience of urban aquatic systems / A. Martínez-Arroyo. *Urban Ecosystems*. 2019. Vol. 22. P. 455–470.

68. Meerow S. Urban resilience and urban sustainability / S. Meerow, J. Newell. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 2015. Vol. 14. P. 28–34.
69. Mell I. Green Infrastructure: Concepts, Perceptions and Its Use in Spatial Planning. London : Routledge, 2016. 230 p.
70. Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. —Washington : Island Press, 2005. 155 p.
71. Naselli-Flores L. Urban lakes: ecosystems at risk, worthy of the best care / L. Naselli-Flores. Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference. New Delhi, 2008. P. 1333–1340.
72. Shi W. Development of a new index for detecting algal blooms in the East China Sea / W. Shi, M. Wang, Z. Tang. *Remote Sensing of Environment*. 2009. Vol. 113, No. 5. P. 1179–1188. DOI: 10.1016/j.rse.2009.02.004.
73. The Global 2000–2020 Land Cover and Land Use Change Dataset Derived From the Landsat Archive. *Frontiers in Remote Sensing*. 2022. Vol. 3. Art. 876543.
74. U.S. Geological Survey. Landsat 8 (L8) Data Users Handbook. Version 5.0 [Electronic resource]. U.S. Geological Survey. 2024. 168 p. URL: <https://www.usgs.gov/media/files/landsat-8-data-users-handbook> (accessed: 16.11.2025).
75. Xu H. Modification of normalised difference water index (NDWI) to enhance open water features in remotely sensed imagery / H. Xu. *International Journal of Remote Sensing*. 2006. Vol. 27, No. 14. P. 3025–3033. DOI: 10.1080/01431160600589179.
76. Zhang H. Water bacterial and fungal community compositions associated with urban lakes, Xi'an, China / H. Zhang, X. Li, J. Xiao. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2018. Vol. 15, No. 3. Art. 469.

ДОДАТКИ

Додаток А.1.

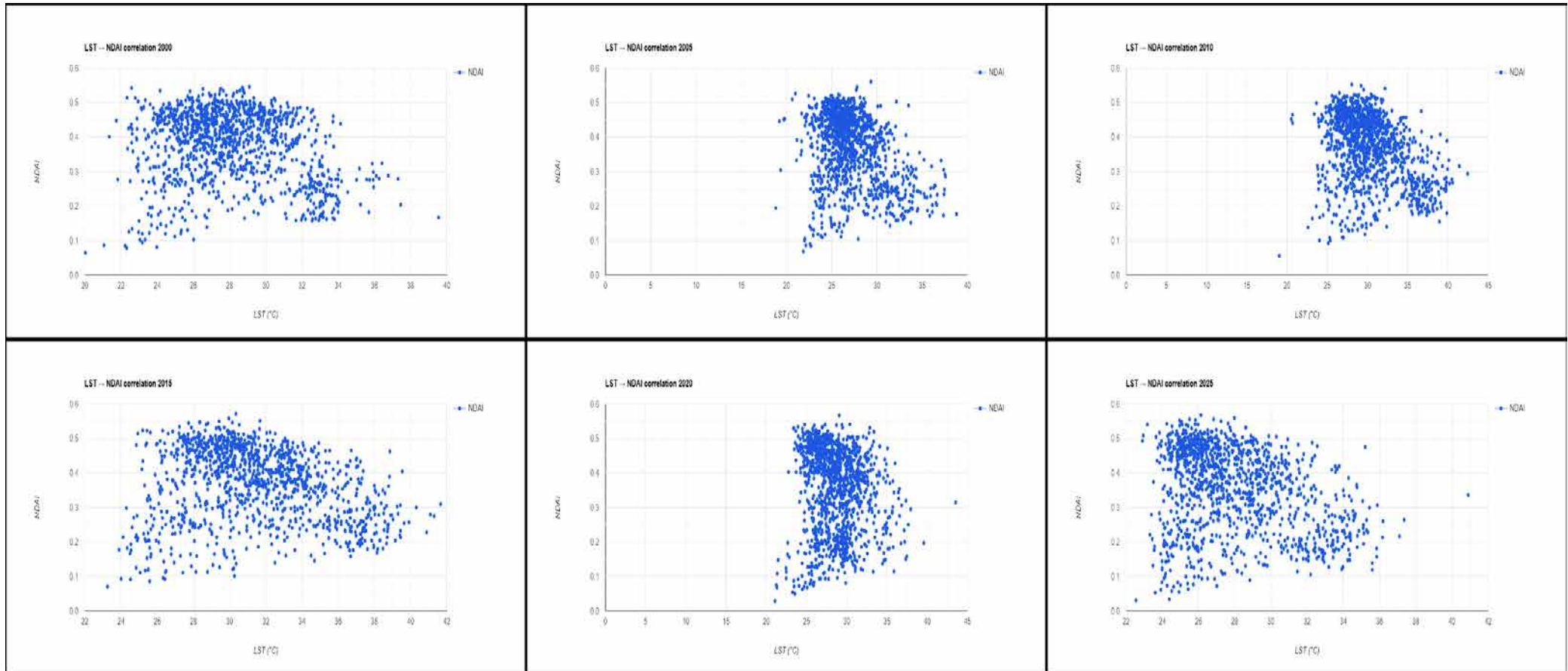


Рис. А.1. Взаємозв'язок між індексом NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) та LST (Land Surface Temperature) (діаграма розсіювання), 2000-2025 рр.

Додаток А.2.

Таблиця А.2.1

Частка пікселів індексів NDAI та LST з урахуванням кореляційних масок в досліджуваних озерах, 2005-2025 рр.

Назва озера	NDAI					LST						
	2005	2010	2015	2020	2025	2000	2005	2010	2012	2015	2020	2025
оз. Корольок	3,83	9,57	3,83	63,11	33,07	28,77	27,53	29,61	30,53	32,17	30,97	30,22
оз. Мінське	2,15	22,85	7,88	12,76	12,127	25,14	27,76	30,77	27,11	29,54	29,17	28,53
оз. Відро	0	2,69	0	3,54	3,937	24,10	24,92	24,53	25,25	25,69	24,43	24,12
Став №15	18,65	8,88	2,51	10,19	19,29	24,19	22,57	26,61	24,03	25,50	24,69	24,33
оз. Вітовець	10,90	9,72	3,11	9,99	5,46	28,13	25,74	28,73	24,60	28,84	22,49	24,76
оз. Вирлиця	0,89	1,25	1,69	3,58	5,75	23,92	22,02	26,83	23,82	26,22	21,30	24,27
оз. Алмазне	4,41	6,40	4,93	39,53	1,63	21,05	22,04	25,33	23,27	25,07	23,46	24,09

Таблиця А.2.2

Частка пікселів індексів NDTI та MNDWI з урахуванням кореляційних масок в досліджуваних озерах, 2005-2025 рр.

Назва озера	NDTI							MNDWI						
	2000	2005	2010	2012	2015	2020	2025	2000	2005	2010	2012	2015	2020	2025
оз. Корольок	0	0	0	1,59	0	0	0,04	45,89	32,55	22,97	21,06	42,12	61,83	45,10
оз. Мінське	0	0	0	0	0	0	0	61,93	52,41	66,17	37,26	60,86	51,21	50,97
оз. Відро	0	0	0	0	0	0	0	74,15	73,34	68,57	63,64	66,27	71,10	75,43
Став №15	0	0	0	0	0,01	0	0	85,64	87,16	83,37	77,68	84,49	84,29	88,35
оз. Вітовець	0	0	0	0	0	0	0	30,53	31,53	36,76	39,84	56,07	83,79	90,30
оз. Вирлиця	0	0	0	0	0	0	0	92,64	86,30	87,02	84,63	90,50	87,46	86,62
оз. Алмазне	0	0	0	0,06	0	0	0	94,14	94,47	94,88	92,32	94,72	96,35	94,29

Таблиця А.2.3

Частка пікселів індексу NDVI з урахуванням кореляційних масок в досліджуваних озерах

Озеро	NDVI						
	2000	2005	2010	2012	2015	2020	2025
оз. Корольок	73,28	79,86	84,26	87,63	94,82	84,33	90,23
оз. Мінське	92,81	93,28	94,87	97,90	97,34	92,98	94,90
оз. Відро	99,91	99,91	99,91	99,91	99,91	99,89	99,92
Став №15	99,16	99,33	98,20	99,14	94,45	91,04	92,70
оз. Вітовець	67,23	76,70	84,45	90,12	86,77	77,57	81,28
оз. Вирлиця	99,16	98,84	94,92	92,53	91,54	89,02	87,47
оз. Алмазне	83,19	87,92	91,09	90,52	94,09	89,06	91,72

Додаток Б

Приклад анкети для соціального опитування в розрізі теми магістерської кваліфікаційної роботи

Соціальне опитування для диплому(15 питань)

Доброго дня. Це соціо-екологічне опитування для диплому на тему "Вплив урбанізації на поверхневі водні ресурси міста Києва". Дякую що відгукнулись аби допомогти дослідити цю тему.

Ваш вік? *

Можливо існують вікові відмінності у ставленні до якості води. Ну і просто аби знати статистику хто проходив це опитування.

- До 18 років
- 18–24 роки
- 25–34 роки
- 35–44 роки
- 45–54 роки
- 55–64 роки
- 65+ років

⋮

Ваш район м.Києва? *

Якщо буде достатньо людей з різних районів розібію потім по районам.

1. Голосіївський
2. Дарницький
3. Деснянський
4. Дніпровський
5. Оболонський
6. Печерський
7. Подільський
8. Святошинський
9. Солом'янський
10. Шевченківський

1. Яким джерелом води Ви користуєтесь для пиття та приготування їжі найчастіше? *

Потрібно аби співставити перехід до альтернативних джерел з якістю централізованого водопостачання.

- Вода з-під крану
- Міський бювет
- Бутильована
- Пункт розливу або автомат з системою очистки
- Особиста система фільтрації у квартирі
- Глечик-фільтр
- Інше:

2. Чому Ви обираєте саме це джерело питної води? (оберіть від 1 до 3 варіантів) *

- Доступність
- Краща якість води
- Ціна
- Не довіряю міській воді
- Екологічні причини
- Смак
- Інше:

3. Як Ви оцінюєте, наскільки забруднення поверхневих водойм може впливати на Ваше джерело питної води? *

	1	2	3	4	5	
Не впливає	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	Значно впливає

4. Як Ви оцінюєте якість води міських бюветів? *

	1	2	3	4	5	
Найгірша	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	Найкраща

5. Як би Ви оцінили доступність міських бюветів або пунктів питної води у Вашому районі? *

Будь ласка оцінюйте відстань до вашого будинку, справність та сучасність обладнання, але **не** якість води.

	1	2	3	4	5	
Зовсім недоступні	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	<input type="radio"/>	Дуже доступні



6. На Вашу думку, які чинники найбільше погіршують якість поверхневих вод у Києві? *

(розставте від 1 – найважливіший до 6 – найменш важливий)

	1	2	3	4	5	6
Забудова ...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Транспорт	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Промисло...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Сміттєзва...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Побутові с...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Зливова к...	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

7. На вашу думку, чи впливають поверхневі води на підземні води (свердловини)?

- Так
- В певній мірі
- Ні

...

8. Чи помічали Ви у Вашому районі інтенсивну забудову/реконструкцію прибережних зон або проблеми з водовідведенням (затоплення, стоки в річки)? *

Визначить суб'єктивне свідчення про антропогенний тиск

- Так, часто
- Іноді
- Рідко
- Ніколи
- Не знаю
- Інше:

9. Як Ви ставитеся до забудови прибережних територій (набережних, річок, озер)? *

- Позитивно
- Нейтрально
- Негативно

10. Як Ви оцінюєте рівень забруднення поверхневих вод у Києві? *

- Низький
- Середній
- Високий
- Важко відповісти
- Інше:

11. Чи помічали Ви зміни у стані водойм Києва за останні роки (р.Дніпро, р. Либідь, оз. Тельбін, оз. Вернее, оз. Алмазне та інші)? *

Так, є позитивні зміни

Так, є негативні зміни

Ні, жодних змін

Не звертаю уваги

Інше:

⋮

12. Як часто Ви відпочиваєте біля відкритих водойм (Дніпро, озера, річки Києва)? *

Часто (щотижня)

Іноді (кілька разів на сезон)

Рідко

Ніколи

Інше:

⋮

13. Чи звертаєте Ви увагу на якість води при виборі місця відпочинку біля водойм? *

Так, завжди

Іноді

Рідко

Ні

Не задумуюсь

14. Чи перевіряєте Ви, чи водойма, де Ви відпочиваєте, має дозвіл на купання (перевірена санепідемстанцією)? *

- Так, перевіряю
- Іноді перевіряю
- Ні, не знаю

14. Чи перевіряєте Ви, чи водойма, де Ви відпочиваєте, має дозвіл на купання (перевірена санепідемстанцією)? *

- Так, перевіряю
- Іноді перевіряю
- Ні, не знаю

15. Чи були б Ви готові платити більше за сертифіковану питну воду (з офіційних джерел або при підвищеному контролі якості)? *

- Так.
- Можливо.
- Ні.