

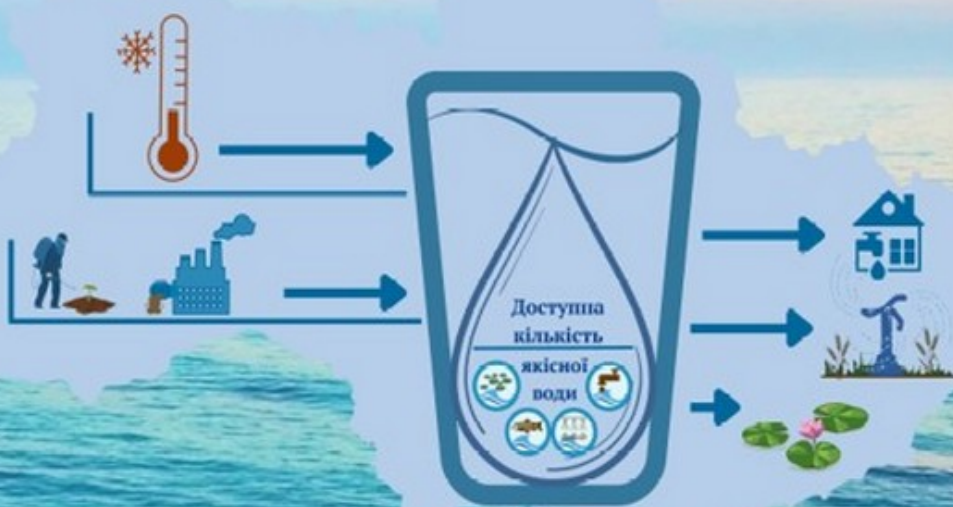


Національний університет біоресурсів і
природокористування України

В. П. Строкаль, А. В. Куровська

Інтегральне оцінювання екологічного стану води Київського водосховища

МОНОГРАФІЯ



Київ - 2024

НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ УКРАЇНИ

В. П. Строкаль, А. В. Куровська

**Інтегральне оцінювання
екологічного стану води
Київського водосховища**

МОНОГРАФІЯ

КИЇВ - 2024

УДК 502.51:006.15.5:556.55

*Монографію розглянуто та рекомендовано до друку Вченою Радою
Національного університету біоресурсів і природокористування України
Протокол № 4 від 22 жовтня 2024 року*

Рецензенти:

О. С. Дем'янюк – заступник директора з наукової роботи Інститут агроєкології і природокористування НААН України, доктор сільськогосподарських наук, професор, член-кореспондент НААН, заслужений працівник сільського господарства України.

Д. В. Лукашов – завідувач кафедри екології та зоології ННЦ «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка, доктор біологічних наук, професор.

М. М. Лісовий – професор кафедри екобіотехнології та біорізноманіття Національного університету біоресурсів і природокористування України, доктор сільськогосподарських наук, професор, академік Академії наук Вищої школи України.

Л. В. Войтенко – доцент кафедри аналітичної і біонеорганічної хімії та якості води Національного університету біоресурсів і природокористування України, кандидат хімічних наук, доцент.

Строкаль В. П., Куровська А. В. Інтегральне оцінювання екологічного стану води Київського водосховища: монографія / В. П. Строкаль, А. В. Куровська. Київ : Видавничий центр НУБіП України, 2024. 225 с.

ISBN 978-617-8368-65-4

У монографії зроблений теоретичний аналіз екологічного стану поверхневих вод Дніпровського басейну у тому числі Київського водосховища; визначено точкові та дифузні джерела забруднення води Київського водосховища; представлена сезонна оцінка показників якісного стану води Київського водосховища. Монографія містить розроблений авторами алгоритм інтегральної оцінки екологічного стану природних вод за критеріальним підходом з врахуванням різних видів водокористування та наведений результат його застосування для Київського водосховища. Результати монографії будуть корисними в навчальній сфері для студентів екологів й гідрологів, у науковій сфері для вивчення питань оцінювання екологічного стану природних вод водойм як джерел для різних потреб споживання та використання.

УДК 502.51:006.15.5:556.55

© Строкаль В.П., Куровська А.В.
© НУБіП України, 2024

ПЕРЕЛІК СКОРОЧЕНЬ, ЩО ЗУСТРІЧАЮТЬСЯ У ТЕКСТІ

ГДК – гранично допустима концентрація

ВРХ – велика рогата худоба

ЛОШ – лімітуюча ознака шкідливості

ГЕС – гідроелектростанція

ТЕС – теплоелектростанція

ЕРА – Національна агенція США з охорони навколишнього середовища

WWQA – Всесвітній альянс якості води

БСК – біологічне споживання кисню

ХСК – хімічне споживання кисню

WSq – water scarcity including water quality parameter (indicator); water scarcity including water quality parameter (indicator)

ЗМІСТ

ВСТУП	6
РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ВОДНИХ РЕСУРСІВ БАСЕЙНУ РІЧКИ ДНІПРА ...	13
1.1. Головні причини погіршення екологічного стану водних ресурсів	13
1.2. Підходи до управління водними ресурсами.....	19
1.3. Причинно-наслідкові зв'язки забруднення біогенними елементами басейну річки Дніпра	23
1.4. Вплив антропогенного навантаження на Київське водосховище	29
РОЗДІЛ 2. УМОВИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ	35
2.1. Місце проведення досліджень	35
2.2. Гідрогеологічні умови Київського водосховища.....	39
РОЗДІЛ 3. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	47
3.1. Алгоритм інтегральної оцінки екологічного стану природних вод для різних видів водокористування	47
3.2. Методика оцінки якості води для водної екосистеми	52
3.3. Методика оцінки якості води для вод рибогосподарського призначення.....	54
3.4. Методика оцінки якості води для зрошення	67
3.5. Методика оцінки якості води для питних та господарсько–побутових потреб населення.....	72
3.6. Методика розрахунку інтегрального індикатора водного дефіциту.....	78
РОЗДІЛ 4. ОЦІНЮВАННЯ ЯКОСТІ ВОДИ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ДЛЯ РІЗНИХ ВИДІВ ВОДОКОРИСТУВАННЯ ТА ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ	84
4.1. Сезонна оцінка стану якості води.....	84
4.2. Оцінка якості води для водної екосистеми та водних біоресурсів із використанням екологічного індексу (I_E).....	98
4.2.1. Оцінка якості води за категоріями сольового складу (I_1)	98
4.2.2. Оцінка якості води за трофо-сапробіологічними критеріями (I_2).....	102
4.2.3. Оцінка якості води за показниками токсичної дії (I_3)	115
4.2.4. Об'єднана екологічна оцінка якості води (I_E)	120

4.3. Оцінка якості води для вод рибогосподарського призначення	125
4.3.1. Оцінка якості води з урахуванням ефекту спільної дії ЛОШ.....	125
4.3.2. Оцінка якості води з урахуванням вимог для категорії риб	131
4.3.3. Загальна оцінка якості води	136
4.4. Оцінка якості води для зрошення.....	138
4.4.1. Оцінка якості води за агрономічними критеріями	138
4.4.2. Оцінка якості води за екологічними критеріями	141
4.4.3. Загальна оцінка якості води для зрошення.....	142
4.5. Оцінка якості води для питних та господарсько-побутових потреб.....	144
4.6. Визначення інтегрального індикатора водного дефіциту.....	147
4.7. Евтрофікація води як похідна проблема від забруднення	152
РОЗДІЛ 5. МОДЕЛЬ DPSIR ДЛЯ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА	162
5.1. Характеристика моделі.....	162
5.2. Застосування моделі	166
ВИСНОВКИ	169
СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ.....	173
ДОДАТКИ	201

ВСТУП

Актуальність теми. Зміна клімату призводить до зміни природних ресурсів, впливаючи на їхній річковий стік, гідрологічні та температурні режими.



Поверхневі води є особливим природним ресурсом стратегічного значення держави. Вони визначають тенденцію розвитку всіх галузей економіки. Найбільшу значущість для господарської діяльності людини становлять прісні водні ресурси. Науково-обґрунтоване антропогенне навантаження, підсилене змінням клімату призвело до кількісної та якісної деградації багатьох природних водних об'єктів. Проблема якості води розглядається як найголовніша соціальна і наукова проблема сучасності, вирішення якої багато в чому залежить від правильного вибору методів оцінки екологічного стану природних вод.

Водосховища є ключовими водними об'єктами, які забезпечують різні галузі економіки, зокрема – сільське господарство. Їхня оцінка для управління водними ресурсами є надзвичайно важливою на шляху до європейської інтеграції з впровадження принципів збалансованого розвитку держави. В нинішніх реаліях, коли зміни клімату спричиняють паводки, посухи та відповідно гідрологічні зміни у водному режимі водосховища, а також військові дії що призвели до руйнування протипаводкових гребель (наприклад р. Ірпінь), дамб тощо – проведення оцінювання якості та доступної до використання кількості води набуває актуальності. Оцінювання водосховищ потребує комплексного інтегрального підходу.

Особливу увагу привертають роботи Сергія Юрасова та Тамерлана Сафранова [14, 46] з розробки комплексної оцінки якості вод за різними методиками; Лариси Войтенко та Володимира Копілевича [54, 61] з розробки

пропозицій до методології проведення інтегральної оцінки якості вод за видами водокористування; Валентина Хільчевського [12, 14, 25] з розробки методів оцінювання якості води для різних цілей; Анатолія Запольського та Анатолія Ящика, які мають багаторічні комплексні дослідження в галузі раціонального використання, охорони та відтворення водних ресурсів; Інни Курбатової та Вікторії Цедик [44] з оцінювання якості водойм рибогосподарського призначення; Анатолія Шевченка й Ольги Жовтоног [186] з розробки підходів до використання місцевих водних ресурсів для зрошення в басейнах малих річок лісостепу України.

Проблема біогенного забруднення природних водойм річкового басейну Дніпра є актуальною протягом багатьох років та окреслена у працях вчених (Васенко О. Г., Рибалова О. В., Артем'єв С. Р., Горбань Н. С. та ін., 2015 р. [6]; Антомонов М. Ю., Зоріна О. В., 2018 р. [40]; Пічура В. І., Потравка Л. О., 2021 р. [19]; Строкаль В. П., Шевчук С. А., 2023 р. [41]; Pichura V., Potravka L., Rutta O., 2023 р. [42]). Особливості формування річкового стоку біогенних речовин річки Дніпра представлені у праці Сніжина С. І. [165]; оцінку емісій біогенних елементів та органічних речовин у поверхневій воді від дифузних джерел досліджували Н. М. Осадча, О. О. Ухань, В. М. Чехній, О. Г. Голубцов [172]; формування вмісту сполук та розподілу їх у річках присвячені праці В. Грубінко та О. Скиба [166]; кінетичні характеристики нітрифікації у водоймах розглянуті у науковій праці вчених В. О. Юрченко, М. П. Радіонова, О. Г. Мельнікова [167]; загрозам антропогенного створення водних об'єктів і погіршення умов водокористування присвячені праці вітчизняних вчених О. О. Дмітрієвої, І. В. Колдоба, І. В. Хорейжая [168]. Дослідженню якості природних вод присвячені праці С. М. Юрасова, Т. А. Сафранова, А. В. Чугай [14, 45-46]. Особливості застосування методики оцінки водних об'єктів рибогосподарського призначення за комплексним показником екологічного стану представлені у працях І. О. Шахман (2019 р.) [18], обґрунтування якості води водойм рибогосподарського призначення та його впливу на розвиток ікри коропа (*Syrprinus carpio* L.) висвітлені у працях І. М. Курбатової та В. В. Цедик (2012 р.)

[44], пріоритетні показники, методологія їхнього застосування для оцінки якості води для зрошення наведена у працях Л. В. Войтенко, В. А. Копілевича, Є. А. Заленської, А. К. Гаць (2021 р.) [54], вимоги до нормативного оцінювання якості води водних об'єктів для рекреаційних цілей в Україні розкриті у працях В. К. Хільчевського та М. Р. Забокрицької (2022 р.) [11], вимоги до оцінювання води за гідроекологічними показниками для водопостачання та водовідведення представлені у праці В. В. Гребінь (2023 р.) [55].

Хільчевський В. К. [25] пропонує проводити оцінювання якості води для різних гігієнічних цілей, виокремлюючи екологічні цілі (для водної екосистеми), цілі для господарсько-питного водокористування (для централізованого водопостачання), цілі для культурно-побутового водокористування (для рекреаційного призначення), рибогосподарські цілі. Фахівці хімічного аналізу Копілевич В. А., Войтенко Л. В. та інші [28, 29] пропонують виконувати інтегральну оцінку якості вод за видами водокористування: для питних цілей, зрошення, риборозведення, рекреаційних цілей.

На сьогодні не існує основного загальновизнаного універсального підходу до оцінки стану природних вод щоб оцінити їхній ступінь забруднення та придатності по відношенню до кожного виду водокористування. Традиційні способи оцінки якості води базуються на порівнянні експериментальних визначених значень параметрів з існуючими нормативними документами та стандартами.

Інтегральна оцінка екологічного стану природних вод України – це комплексний науковий підхід до оцінювання води, що зводить велику кількість параметрів до єдиного уніфікованого критерію оцінки і значною мірою дозволяє оцінити стан якості води для видів водокористування.

Мета роботи передбачала теоретично обґрунтувати та з'ясувати роль антропогенного навантаження на водну екосистему і розробити алгоритм інтегральної оцінки екологічного стану природних вод для різних видів водокористування.

Поставлена в роботі мета досягалась шляхом вирішення наступних завдань:

1. Вивчити екологічний стан поверхневих вод Дніпровського басейну у тому числі Київського водосховища. Визначити точкові та дифузні джерела забруднення води Київського водосховища.

2. Провести сезонну оцінку показників якісного стану води Київського водосховища та встановити кореляційні зв'язки за метеорологічними показниками.

3. Розробити алгоритм інтегральної оцінки екологічного стану природних вод за критеріальним підходом з врахуванням різних видів водокористування та застосувати його для Київського водосховища.

4. Оцінити якісний стан води Київського водосховища для водної біоти загалом та на придатність води до використання для рибогосподарських, питних та сільськогосподарських (зрошення) потреб.

5. Розрахувати інтегральний індикатор водного дефіциту (WSq) для води Київського водосховища на визначення дефіциту якісної води для різних видів водокористування.

Об'єкт дослідження – інтегральне оцінювання екологічного стану води для різних видів користування та безпечного функціонування водної біоти.

Предмет дослідження – критерії оцінки якісного стану води для різних видів водокористування та водної біоти Київського водосховища.

Методи дослідження. Для досягнення мети і вирішення поставлених завдань у процесі виконання наукового дослідження використані: загальнонаукові методи (аналіз, синтез тощо), а також методи екологічного та статистичного аналізу.

Для виконання сезонної оцінки якісного стану води Київського водосховища проби води були відібрані, починаючи з III декади 2021 р. до II декади 2022 р. Для застосування розробленого алгоритму інтегральної оцінки екологічного стану природних вод за критеріальним підходом для Київського водосховища, проби води були відібрані у III декаду 2023 р.

Проби води були відібрані відповідно до ДСТУ ISO 5667 «Якість води. Відбирання проб» та Постанови Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку перевірки, взяття проб води та проведення їх аналізу». Кожний пункт спостереження мав по три точки відбору проб води.

Наукова новизна одержаних результатів полягала в тому, що на основі наукових досліджень уперше:

- Розроблено алгоритм інтегральної оцінки екологічного стану природних вод за критеріальним підходом з урахуванням різних видів водокористування та застосовано його для Київського водосховища.

- Виконано сезонну оцінку якісного стану води Київського водосховища та встановлено кореляційні зв'язки за метеорологічними показниками.

- Розроблено науково-методичні рекомендації інтегрального оцінювання екологічного стану природних вод для різних видів водокористування за використання моделі DPSIR.

Удосконалено європейську методику розрахунку інтегрального індикатора водного дефіциту (WSq) та проведено його розрахунок для води Київського водосховища.

Доповнено: відомості про точкове та дифузне забруднення води Київського водосховища; дані щодо посилення процесів антропогенної евтрофікації у воді Київського водосховища.

Практичне значення одержаних результатів. Отримані результати дослідження значно розширили відомості щодо точкового й дифузного забруднення Київського водосховища та впливу військових дій на якісний стан води водосховища, що дає можливість для подальшої розробки методів екологічної оцінки стану природних поверхневих вод України, забезпечення реалізації принципів Європейського Зеленого Курсу та Глобальних Цілей Сталого Розвитку. Було виявлено проблему посилення процесів антропогенної евтрофікації води Київського водосховища і запропоновано подальші шляхи моніторингу та дослідження джерел даного феномену.

Було проведено екологічну оцінку якості води Київського водосховища на основі сезонних гідрохімічних показників та встановлено кореляційні зв'язки із метеорологічними параметрами, що може стати базою даних для подальших моніторингових досліджень води Київського водосховища.

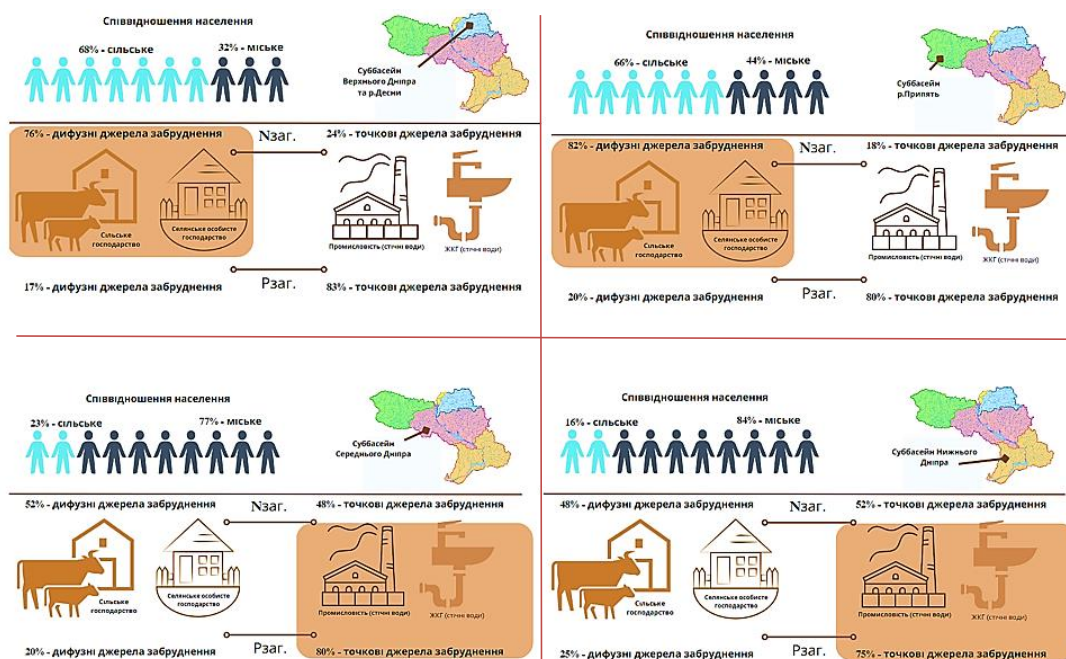
Розроблений алгоритм інтегральної оцінки екологічного стану природних вод для різних видів водокористування за критеріальним підходом є науковим інструментом екологічної оцінки вод, який може бути використаний для реалізації положень Водної стратегії України на період до 2050 року. Запропоновано до інтегральної оцінки екологічного стану води включити індикатор водного дефіциту, що дає змогу оцінити водозабезпеченість для відповідних галузей економіки, враховуючи якісні характеристики водойми. Це дозволить спрогнозувати якісні та кількісні характеристики водного об'єкта і можливість його використання для різних потреб, не зашкоджуючи водній екосистемі.

Структура та обсяг монографії. Монографія складається із вступу, чотирьох розділів, висновків, науково-методичних рекомендацій для покращення екологічного стану води Київського водосховища, додатків, списку використаних джерел. Загальний обсяг роботи становить 225 сторінок. Містить 31 таблицю, 30 рисунків, 30 сторінок – додатки. У списку використаних джерел 197 найменувань, з них 60 – латиницею.

Монографія включає результати дисертаційного дослідження А. В. Куровської на тему «Інтегральне оцінювання екологічного стану води Київського водосховища», що була подана на здобуття наукового ступеня доктора філософії зі спеціальності 101 «Екологія» галузі знань 10 «Природничі науки» та пройшла успішний захист 27 серпня 2024 року. Також, наукова робота була проведена в рамках ініціативної науково-дослідної роботи «Прогнозування стану водних ресурсів Дніпровського басейну України внаслідок антропогенного навантаження», № держреєстрації 0120U101386 (керівник роботи доцент Строкаль В. П., відповідальний виконавець Куровська А. В.).

РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ВОДНИХ РЕСУРСІВ БАСЕЙНУ РІЧКИ ДНІПРА

- 1.1. Головні причини погіршення екологічного стану водних ресурсів
- 1.2. Підходи до управління водними ресурсами
- 1.3. Причинно-наслідкові зв'язки забруднення біогенними елементами басейну річки Дніпра



РОЗДІЛ 1.

ЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ ВОДНИХ РЕСУРСІВ БАСЕЙНУ РІЧКИ ДНІПРА

1.1. Головні причини погіршення екологічного стану водних ресурсів

Якість води знижується з кожним роком що пояснюється збільшенням рівня захворюваності населення та забрудненості довкілля [109, 146–147, 150]. Загальними джерелами забруднення довкілля в Україні визначено [98, 123, 143]: стаціонарні (промисловість та сільське господарство, міські очисні споруди, зливові (стічні) води міст, енергетичні установки), дифузні (гірничо-видобувна промисловість, сільське господарство, населення, що не підключене до стаціонарного водовідведення, системи централізованого водовідведення, мулові майданчики, місця зберігання відходів, скидання забруднюючих речовин і сміття із суден). Проте є низка чинників, які безпосередньо впливають на якість водних ресурсів в Україні – чинники забруднення води (рис. 1.1) – це розвиток індустрії (збільшення технічно очищених або неочищених скидів стічних вод), розширення урбанізаційних територій навколо великих міст (збільшення житлово–комунальних стоків), неконтрольоване внесення агрохімікатів на поля та недостатня обробка гноєвих масивів перед внесенням (потрапляння в річкову систему великої кількості пестицидів, фосфатів, нітратів), збільшення кількості птахофабрик (Україна увійшла у ТОП–5 з виробництва птиці, що так само зумовило виробництво значної кількості неконтрольованих відходів у довкілля), перевантаженість із збереження побутових відходів та відсутність заводів із переробки цих відходів (утворилась велика кількість несанкціонованих відходів на всій території України, а на офіційних полігонах фільтраційні води практично неочищені скидаються у водні системи) [121]. Треба виокремити ситуацію із тваринництвом в Україні, яка зараз набула широкого розповсюдження через вагоме збільшення виробників і виробництва птиці. До складу тваринництва України входять скотарство, свинарство, птахівництво, вівчарство. Упродовж

останніх десятирічь значний спад скотарства, свинарства та вівчарства. Так, за даними [124] за 1990–2018 рр. кількість поголів'я сільськогосподарських тварин скоротилась в середньому на 80 %. Зокрема, поголів'я ВРХ скоротилося на 86 % (корів – на 76 %), поголів'я свиней – на 69 %, овець та кіз – майже на 91 %. Провідні позиції в галузі тваринництва в Україні на сьогодні займає птахівництво. Проте з 1991 року до 2001 року відбулося суттєве скорочення виробництва птиці. У зв'язку зі збільшенням споживчого потенціалу та м'ясо птиці та внаслідок низької собівартості на сьогодні простежується активне відновлення та розвиток галузі, про що свідчить загальна тенденція до нарощування обсягів поголів'я птиці в Україні. За даними [124], упродовж 2016–2017 рр. в Україні було вироблено 4 642 тис. тон м'яса (всіх видів), з яких 2 352 тис. тон м'яса птиці (51 %), 1 484 тис. тон м'яса свинини (32 %) та 740 тис. тон м'яса яловичини й телятини (17 %). Зважаючи на наведені дані, в Україні відбувається збільшення відходів саме від галузі птахівництва, що стає вагомими чинниками забруднення повітря, ґрунтів та води. У процесі життєдіяльності однієї курки утворюється 0,2–0,3 кг посліду, до цього варто додати забруднену підстилку, відходи інкубації, загиблу птицю та ін. В 1 м³ забруднених викидів міститься 3–20 мг аміаку, 1–3 мг сірководню, 0,10–0,30 % вуглекислого газу, 3–5 мг пилу, 70–900 тис. мікробних тіл [125]. Ці забруднювачі є чинниками погіршення якості води [148, 150–152].

Усі вище перераховані чинники зумовлюють рівень забрудненості водних ресурсів України. Так, у національному документі «Стратегічні підходи до формування водної політики України» [98] зазначено, що за ступенем забрудненості води річок – відповідають 3 класу якості вод («помірно забруднені»), за середніми значеннями індексу сапробності для всіх водних об'єктів спостерігається помірне забруднення води. Також зазначено, що найбільш спостерігається небезпечно ситуація таких параметрів якості води, як BSK_5 – у басейнах Дністра й Сіверського Донця; NH_4^+ – Дніпра, Південного Бугу й Західного Бугу; NO_2^- – річок Приазов'я й Західного Бугу; NO_3^- – Сіверського Донця й Західного Бугу; PO_4^{3-} – Дніпра й Сіверського Донця [98, 150, 152, 185].

Вагомим чинником стало те, що з підвищенням рівня температури на планеті, змінились погодні умови в Україні через аномальні коливання температури [110]. Україна складається з трьох агрокліматичних зон: Степ, Лісостеп, Полісся. Така класифікація була проведена за співвідношенням кількості опадів до кількості накопиченого тепла. Тепер же, зі зміною середньорічної температури та кількості накопиченого тепла, ці агрокліматичні зони зміщуються. Значно зросла кількість днів із надзвичайно високими температурами, так званими «хвилями тепла», коли температура повітря перевищує 30–35 °C. За даними синоптиків, вони поступово мігрують на північ. Підвищення температур на 1 °C зсуває межу агрокліматичних зон у середньому на 100 км на північ, а температура зросла на 2 °C. Теж межа кліматичних зон змістилась на 200 км [111, 135]. Як бачимо практично зникає зона Полісся – зона достатнього зволоження й не таких високих температур. Нині ця зона теплішає швидше за південь. Тобто, якщо Кіровоградська область раніше належала до Північного степу (посушлива, спекотна), то зараз її можна віднести до Південного степу (дуже посушлива, спекотна) – зони до якої раніше належали Херсон, Запоріжжя й Одеса. Кіровоградщина ж за кліматичними показниками стає такою, якою 30 років тому була Херсонщина. А Херсонщина так само наразі не має аналогу в країні – уже ближче до сухих субтропіків. Та кількість тепла, які отримують Херсонська, а також південні частини Запорізької та Миколаївської областей, уже дає змогу вирощувати такі теплолюбні культури як рис чи бавовник [110, 111].

У заключному звіті проекту *Clima East*, який фінансується Європейським Союзом «Розробка концепції національної політики адаптації сільського господарства України до зміни клімату» [110] наведені сценарії розвитку України під впливом змін клімату. Наприклад, річна сума опадів до 2050 року суттєво не зміниться (3–5 %), проте, змінюється структура опадів: збільшується кількість небезпечних і стихійних опадів, зростає їхня зливово складова, особливо в теплий період [112, 113]. Також до 2050 року очікується зростання потенційного випаровування в середньому до 1200 мм (зараз цей середній

показник 700–850 мм), а до 2010 року – до 1600 мм на рік. Такий ріст випаровуваності відбуватиметься завдяки значному підвищенню максимальної річної температури в майбутньому [110]. Річні суми опадів як основне джерело вологи та річна випаровуваність є найпростішими узагальнюючими характеристиками змін клімату, різниця яких показує дефіцит (або баланс) зволоження.

На рисунку 1.1. наведена характеристика за співвідношенням міського та сільського населення, що проживає у межах районів суббасейнів р. Дніпро. Ми бачимо пряму залежність між джерелами забруднення природних ресурсів суббасейнів та їхнім співвідношенням. Райони суббасейнів Верхнього Дніпра та р. Десна і р. Прип'ять частка сільського населення переважає частку міського, відповідно діяльність сільськогосподарських господарств (дифузне джерело забруднення) матиме більший вплив на природні водні ресурси.

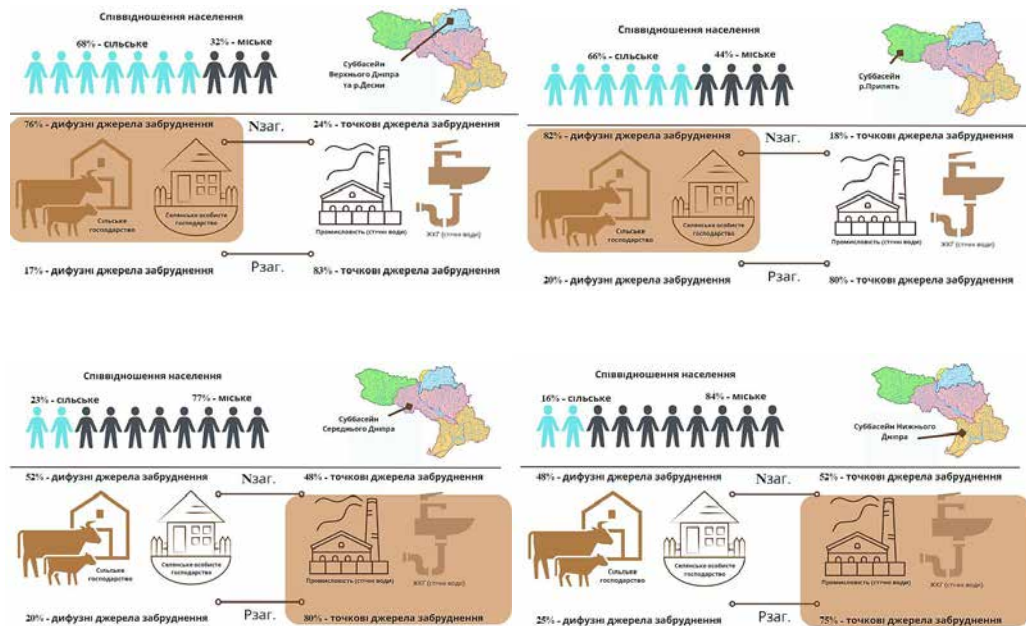


Рис. 1.1. Співвідношення точкового і дифузного джерел забруднення Дніпровського басейну (розроблено на основі Планів управління річковим басейном Дніпра, 2019–2023 рр.).

Варто зазначити, що дані про точкові та дифузні джерела забруднення води, які наведені на рисунку 1.1 «Співвідношення точкового і дифузного джерел забруднення Дніпровського басейну» відображають нашу власну оцінку, яка базується на співставленні частки сільського та міського населення, яке мешкає на території суббасейнів р. Дніпра, та даних літератури, які базуються на оцінюванні співвідношення концентрацій азоту загального та фосфору загального. В цілому, ідентифікувати характер точкового та дифузного джерела забруднення можна з огляду на визначення цих типів забруднення. Так, неточкове або дифузне джерело – зазвичай результат поверхневого стоку, опадів, атмосферних випадань, витоків, або гідрологічних змін. Але відслідковування джерела забруднення в даному випадку є складним процесом через значну варіативність чинників, які його визначають. Тому ми орієнтувалися на аналіз метеорологічних та гідрологічних даних. Точкові джерела ідентифікувати простіше, бо у роботі наведено перелік промислових підприємств, фермерських та комунальних господарств, які можна однозначно класифікувати таким чином.

Відмінність існує між точковими та дифузними джерелами забруднення Дніпровського басейну і вона залежить від частки сільського та міського населення у суббасейнах р. Дніпро. Чим вища частка міського населення – тим вище процентне співвідношення точкових джерел забруднення (житлово-комунальні господарства, підприємства). І навпаки, чим вища частка сільського – тим більше антропогенне навантаження становлять для водойми дифузні джерела забруднення, такі як сільське господарство, сільські населені пункти що не мають централізованого водовідведення.

Наприклад у суббасейні Середнього Дніпра проживає 44% населення всього басейну Дніпра і 77% населення є міським. Суббасейн Середнього Дніпра має найбільше навантаження важкими металами, де більшу частку становлять точкові джерела забруднення, зокрема Кременчуцький водоканал, Кременчук; ПАТ «Азот», (Черкаси); КП «Полтава водоканал» (Полтава) та інші. Дифузне забруднення в даному суббасейні пов'язане з домогосподарствами, які не мають

відповідної системи водовідведення. До таких міст належать: Верхівцеве, Гребінка, Баришівка, Тараща, Ічня, Лохвиця, Карлівка, Городище, Шпола, Обухів.

Тоді як у суббасейні Верхнього Дніпра та р. Десни проживає до 68% сільського населення і лише до 32% міського. Відповідно антропогенне навантаження на річкову систему будуть чинити більш дифузні джерела забруднення такі як сільське господарство та сільські населені пункти які не мають жодних комунікацій. Домогосподарства, де немає каналізації є головним джерелом надходження органічних сполук до водойм. У межах суббасейну Верхнього Дніпра та річки Десна нараховується 68 населених пунктів міського типу, де лише 18 облаштовані системами збору та відведення стічних вод. Відповідно за даними державного агентства водних ресурсів за 2021 рік до річкової системи цього суббасейну надійшло 6056 т органічних речовин у вимірі БСК₅ та 10295 т за ХСК.

Збирання та обробка величезного масиву результатів моніторингових досліджень якості води Дніпра являє собою, скажімо так, надзвичайно трудомістку задачу навіть на державному рівні. Державне агентство водних ресурсів України, яке повинно бути основним організатором цього процесу, дає доступ до дуже обмежених даних моніторингу за 10 показниками, причому далеко не всі вони дійсно визначаються. Так, я переглянула останні дані на карті моніторингу та екологічної оцінки якості водних ресурсів у точці пробовідбору у річці Кізка, куди йшов скид відходів фірми Агромарс. Так от, остання дата оновлення даних – 22 жовтня 2019 року. Вказано, що концентрація нітритного азоту перевищує норматив в 57,5 рази, амонійного – в 43 рази, БСК₅ – в 1,5 рази. Але як в цілому оцінити якість води? Ось власне і є підґрунтя для практичної реалізації нашої ідеї про інтегральне оцінювання. При цьому моніторингові дані, накопичені за довгі роки, дійсно можуть бути дуже корисним матеріалом для створення моделей змін якості води.

1.2. Підходи до управління водними ресурсами

Сучасні підходи до управління водними ресурсами потребують постійного удосконалення. Чимало досліджень та публікацій в Україні присвячені цій темі. Зокрема, сучасний стан розвитку законодавчої бази в Україні щодо процесу переформування системи управління водними ресурсами в Україні аналізовано в роботах Євдокимова В. О. [118], Ромащенко М. І. [108, 138]. Гідрографічному та водогосподарському районуванню території України відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу присвячені праці Гребінь В. В. [116, 117]. Науковець Рябець К. А. обґрунтував теоретичні сутності поняття «водне господарство України» з урахуванням наукового, політичного та правового впливу на нього [126]. Проблема узгодження національної нормативної бази України в галузі управління водними ресурсами відповідно до Європейських стандартів присвячено публікацію Гриценка А. В. та співавторів [122]. Климчик О. М., Пінкіна Т. В., Пінкін А. А. [107] у своїй праці розкривають сутність принципу басейнового управління водними ресурсами, показують досвід європейських країн у зазначеній сфері та перспективи його впровадження в Україні, зазначають, запропонували структурну схему інтегрованого управління водними ресурсами. Оцінюванню екологічного ризику забруднення локальних територій в умовах сучасного управління присвячено чимало робіт Войтенко Л. В., зокрема в деяких працях розкрито основні проблеми антропогенного навантаження та оцінювання якості водних ресурсів України [28]. Проте в Україні залишається недослідженим зв'язок основних чинників переходу адміністративно-територіального управління водними ресурсами та басейнового принципу. Інтегроване управління водними ресурсами дає змогу поєднувати цільове використання водних ресурсів із забезпеченням їхньої якості та доступності до населення відповідно до вимог Європейського Союзу.

Україна охоплює 24 області територіального устрою, через які протікають 73 тис. річок. Більшість річок України належать до басейнів Чорного й

Азовського морів. Лише Західний Буг і інші праві витoki Вісли належать до басейну Балтійського моря. Найбільші річки – Дніпро й Дунай – є судноплавними та мають міжнародне (транскордонне) значення [121, 132].

Основним центральним органом управління водними ресурсами України є Державне агентство водних ресурсів України [109] що підпорядковане Міністерству захисту довкілля та природних ресурсів України.

Рисунок 1.2 показує нам управління водними ресурсами країни на основі адміністративно-територіального підходу (А), управління водними ресурсами на основі басейнового підходу (В), система імплементації Європейських Директив у національне законодавство для забезпечення ефективного управління водними ресурсами (С), впровадження реформи децентралізації територіального устрою країни (D), під час якої заплановано створити об'єднані територіальні громади та надати їм нових повноважень та фінансових можливостей для розвитку та збереження своїх територій, створення сучасної освітньої, медичної, транспортної, житлово–комунальної інфраструктури.

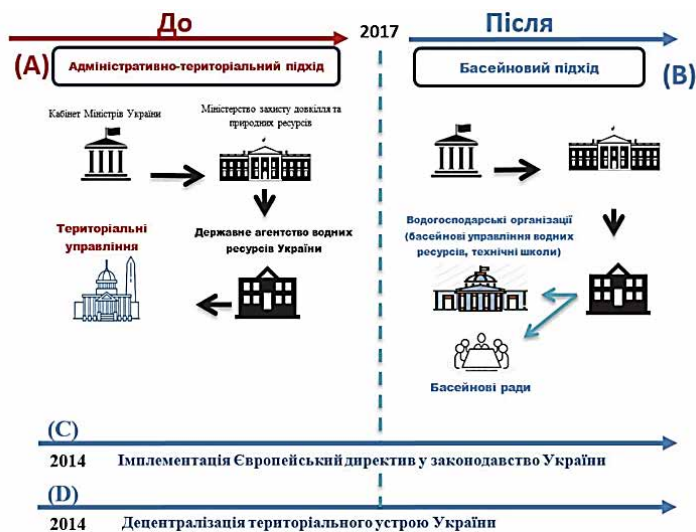


Рис. 1.2. Структура управління водними ресурсами (схема побудова на основі літератури: А – [30, 97], В – [99, 103, 117, 139–141], С – [126–130, 133], D – [107, 108, 118, 137])

За адміністративно-територіального підходу до управління водними ресурсами, якість води з роками все погіршувалась, розвиток індустрії зростав, попит на водопостачання збільшувався в рази. Такий принцип управління не відповідав сучасним вимогам високоефективного водокористування, відповідно і європейським стандартам і вимагав суттєвих змін у сфері управління.

Основною передумовою та поштовхом в інтеграції управління водними ресурсами став підписаний Закон України «Про ратифікацію Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами– членами, з іншої сторони» (від 16 вересня 2014 р. № 1678–VI» [97]. Початок набуття чинності цієї Угоди припав на 2017 рік, який і став маркером змін у системі управління водними ресурсами (рис. 1.2).

Такі зміни в законодавстві спонукали до створення нової системи управління водними ресурсами з використанням басейнового підходу (В), де основною одиницею управління є річковий басейн, який є системою з екологічними, соціальними та економічними зв'язками [107]. Відповідно в структурі державного агентства водних ресурсів України було створено водогосподарські організації (басейнові управління водними ресурсами в розрізі басейнів річок, управління каналів, технічної школи) та басейнові ради [101], які сприяють залученню всіх водокористувачів у процес розробки, впровадження, моніторингу та реалізації принципів управління водними ресурсами.

У системі Державного агентства водних ресурсів України нині функціонує 9 басейнових та 19 обласних управлінь водних ресурсів, які реалізують державну водну політику на місцях, і зона їхньої діяльності охоплює всю територію країни. Зважаючи на початок системної роботи з проведення Урядом структурних реформ у різних сферах державної політики, Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України, залучивши всіх заінтересовані сторони, експертів, науковці та міжнародних партнерів, розробило «Концепцію реформування управління водними ресурсами», спрямовану на досягнення доброго стану вод

за допомогою створення законодавчих та інституційних засад впровадження інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом на основі рівноправного залучення всіх заінтересованих сторін до процесу управління з урахуванням кращого світового досвіду. Як результат за басейнового принципу управління вже розроблено конкретний План управління в річкових басейнах [99–100], виділено суббасейн та водогосподарські ділянки в межах встановлених районів річкових басейнів [102, 105], затверджено конкретний перелік забруднюючих речовин у поверхневих водах, підземних водах, для екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод [103, 134], розписаний новий порядок здійснення моніторингу вод [104], розроблені водогосподарські баланси [106].

Уряд України з 2014 року поступово почав переходити до імплементації європейських стандартів до національного законодавства України (С), що так само спонукало до переходу на інтегроване басейнове управління водними ресурсами України [126–130]. Вагомими підходами було те, що Уряд України в Національній доповіді «Цілі Сталого Розвитку: Україна» [131] визначив базові показники та результати адаптації 17 глобальних цілей сталого розвитку для умов України, у тому числі і для цілі 6 – «Чиста вода та належні санітарні умови», яка передбачає виконання завдань, спрямованих на забезпечення доступності якісних послуг із постачання безпечної питної води, будівництво та реконструкцію систем централізованого питного водопостачання сучасних систем водовідведення, підвищення ефективності водокористуванням та впровадження інтегрованого управління водними ресурсами. Національне законодавство України з управління водними ресурсами суттєво почало вдосконалюватися в бік збалансованого природокористування. В Україні за ініціативи Європейського Союзу впроваджувався проєкт EUWI+, який направлений сприяти реформуванню водної політики водних ресурсів на прикладі Дніпровського басейну, річки якого належать до транскордонних річок. Зокрема завданнями програми проєкта в напрямі екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро та поліпшення якості питної води є такі [114–115]:

забезпечення екологічно безпечного функціонування дніпровських водосховищ, запобігання забрудненню підземних вод, створення більш чистого виробництва замкнутах (безстічних) систем виробничого водопостачання, впровадження мало- і безводних технологій, забезпечення повторного використання стічних вод, удосконалення нормативно-правової бази та організаційної структури водогосподарського комплексу для забезпечення екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро [16, 115, 142].

У зв'язку з тим, що сьогодні демократія є формою політичного устрою суспільства, що дає можливість людям не тільки обирати керівників, а й контролювати владу в реалізації програм як розвитку, так і збереження, в Україні в 2014 року почала діяти реформа децентралізації територіального устрою країни (*D*). Вона покликана спочатку зупинити деградацію сільської місцевості, покращити якість надання послуг, підвищити ефективність управлінських рішень. Відповідно до неї до кінця 2020 року в Україні з 490 районів в областях повинно утворитися приблизно 130 районів об'єднаних територіальних громад, яким буде надано право самостійно користуватися фінансовими інструментами для забезпечення підвищення рівня розвитку громад та управління спільними об'єктами водного, лісового та сільського господарства.

1.3. Причинно-наслідкові зв'язки забруднення біогенними елементами басейну річки Дніпра

Виклики сьогодення створюють значні перешкоди у регулюванні якості водних ресурсів в Україні. З одного боку, це політичні та економічні аспекти, з іншого – недосконале розуміння проблем та шляхів їх вирішення. Аграрний бізнес прагне отримати високі врожаї та мати економічно вигідний дохід, при цьому забуваючи про наслідки нераціонального застосування мінеральних та органічних добрив, а також про можливості забруднення природних об'єктів. Відповідно, в першу чергу під антропогенний тиск потрапляють земельні ділянки, які знаходяться в обробітку. Проте не варто забувати, що внаслідок

вітрової та водної ерозії відбувається змив з полів різних елементів до водойм, в тому числі і мінеральних та органічних добрив, які включають різний спектр біогенних речовин та важких металів. Потрапляючи до водойм, вони чинять негативний вплив на якість води та безпосередньо на гідро біоти.

Ще одним негативним чинником є діяльність аграрно–тваринницьких комплексів (великі комплекси по розведенню ВРХ, ферми, птахофабрики) [161]. Їхній вплив на водні екосистеми визначається наступним чином: відсутність відповідних санітарно–гігієнічних умов по зберіганню органічних відходів (гноєсховища, відстійники) що призводить до забруднення води; скидання неочищених та необроблених гноєвих мас та стічних вод, що містить хвороботворні бактерії, яйця гельмінтів, насіння бур'янів та повний спектр біогенних елементів (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-}) [162].

Поява біогенних елементів у водних об'єктах є основною причиною виникнення процесів евтрофікації у водоймі, які зумовлюють негативний вплив на гідро біоти та всю водну екосистему загалом. Варто зазначити, що антропогенна евтрофікація настає набагато швидше, ніж природна евтрофікація, яка може тривати тисячоліттями [163, 185]. Це пояснюється тим, що у природній евтрофікації внаслідок неповної мінералізації водних рослин спостерігається поступове накопичення органічних речовин і збільшення концентрації біогенних елементів [163]. Тоді як внаслідок швидкого потрапляння у водойми біогенних речовин через скиди стоків від промислових та тваринницьких комплексів, внаслідок зливу з полів мінеральних та органічних добрив виникає у водоймі явище антропогенної евтрофікації, наслідки якого загрожують зменшенню різноманіття водної біоти та забрудненню водойми біогенними речовина, зокрема фосфат–іонами та нітрат–іонами [161, 162].

У Водній Стратегії України до 2050 року [30] виокремлені основні водні проблеми України, серед яких є значний обсяг забруднювальних речовин, що надходять у річки внаслідок скидів і площинного змиву. У Технічному звіті проєкту «Водна ініціатива Європейського Союзу Плюс для країн Східного Партнерства: Результати 2 і 3 (ENI/2016/372–403)» [164] значну увагу приділено

тому, що особливу небезпеку для водних об'єктів басейну Дніпра становлять біогенні елементи, зокрема мінеральні сполуки азоту та фосфору, надлишковий уміст яких призводить до евтрофікації. Поява цих біогенних елементів до водойм басейну зумовлена двома основними шляхами: сільським господарством та промисловістю [162]. Так, у звіті [164] вказано, що 69 % (16 005,76 тис. га) із земельного фонду басейну Дніпра переважно знаходиться під оброблюваними сільськогосподарськими угіддями (рілля), 27 % (9 304 тис. га) – задіяні під сіножатті, пасовища, ліси, забудовані території, і лише до 4 % (1 915,5 тис. га) території водозабору знаходиться під водними об'єктами. Відповідно, для забезпечення запланованої урожайності на сільськогосподарських угіддях виробниками різних форм власності вносяться мінеральні та органічні добрива. За даними 2017 р. [164] середні значення внесених мінеральних та органічних добрив на рілля складають: 101 кгN/га (43–239 кгN/га по областях), 23 кгP₂O₅/га (10–82 кгP₂O₅/га), 700 кг органічних добрив/га (від 100 кг/га до 2 т/га). Промисловими підприємствами на територію басейну Дніпра відведено 3713 тон N_{total} (78% домінували сполуки NO₃⁻) та 246,5 тон P_{total} [164].

Проблемні забрудненню біогенними елементами водних екосистем присвячено чимало публікацій та наукових досліджень як у вітчизняній, так і в зарубіжній науці. Зокрема, у своїх публікаціях Степанова О. В. та Рома В. В. [163] розкривають зміст надходження та розподілу у водах місцевого стоку на Полтавщині вмісту біогенних речовин, особливо сполук азоту та фосфору, які є хімічними каталізаторами процесу антропогенного евтрофування поверхневих вод. Вони звертають увагу, що надходження поживних біогенних речовин антропогенного генезису призводить до збільшення біомаси водоростей, вищої водної рослинності, фітопланктону, що своєю чергою призводить до дефіциту кисню у воді і являє значну загрозу для життєдіяльності гідробіонтів [163]. Особливості формування річкового стоку біогенних речовин річки Дніпра представлені у праці Сніжина С. І. [165]; оцінку емісій біогенних елементів та органічних речовин у поверхневі води від дифузних джерел досліджували Н. М. Осадча, О. О. Ухань, В. М. Чехній, О. Г. Голубцов [172]; формування

вмісту сполук та розподілу їх у річках присвячені праці В. Грубінко та О. Скиба [166]; кінетичні характеристики нітрифікації у водоймах розглянуті у науковій праці вчених В. О. Юрченко, М. П. Радіонов, О. Г. Мельнікова [167]; загрозам антропогенного евтрофування водних об'єктів і погіршення умов водокористування присвячені праці вітчизняних вчених О. О. Дмитрієвої, І. В. Колдоба, І. В. Хорейжая [168].

В ході теоретичного аналізу були виокремлені основні причинно-наслідкові зв'язки надходження основних біогенних речовин (N, P) до водойм (рис. 1.3), який демонструє основні три причини, що зумовлюють надходження біогенних елементів (N, P) до водойми: сільське господарство, що розділене на тваринництво та рослинництво, житлово-комунальне господарство.

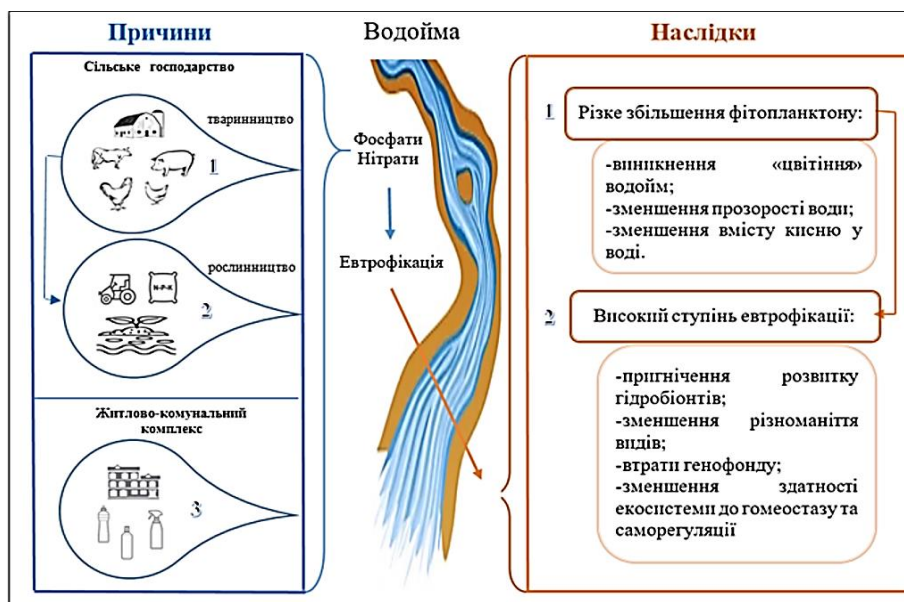


Рис. 1.3. Причинно-наслідкові зв'язки надходження біогенних речовин до водойми басейну річки Дніпро (власна розробка)

Виникає питання: чому саме ці три причини були виокремлені? Потрібно розглянути специфіку цих галузей для того, щоб надати відповідь. Зокрема, сільське господарство має дві основні галузі (рослинництво, тваринництво),

кожна з яких чинить прямий чи опосередкований вплив на водну екосистему. Рослинництво, через вирощування сільськогосподарських культур, висока урожайність яких потребує внесення значної кількості мінеральних та органічних добрив, може впливати на якість водойм через інтенсивні ерозійні процеси (змив з ґрунтів, який містить у своєму складі елементи мінеральних та органічних добрив). Варто зазначити, що сільськогосподарські угіддя (рілля) у складі земельного фонду території басейну Дніпра становлять 69 % [164], відповідно, внесення мінеральних та органічних добрив на цих територіях відбувається постійно, частка внесення мінеральних та органічних добрив на цих територіях відбувається постійно, частка внесення азотних складає 43–239 кгN/га, фосфорних – 10–82 кгP₂O₅/га по областях. З огляду на ці дані, можна стверджувати, що у зв'язку із появою вітрової чи водної ерозії до водойми може надійти значна частина сполук азоту та фосфору, які у процесі хімічних реакцій можуть спричинити виникнення евтрофікації або посилити її процес, якщо він є наявним у даній водоймі.

Тваринництво, через розведення тварин, що супроводжується накопиченням гноєвих складів, чинить опосередкований вплив за рахунок недотримання надходження стоків від тваринницьких комплексів до водойм [161].

Житлово-комунальний комплекс містить у своїй структурі ряд негативних аспектів для довкілля, зокрема: по–перше, за рахунок постійного використання миючих засобів, які містять фосфати у своєму складі, зі стічними каналізаційними водами до водойм надходить велика кількість фосфатів у різних сполуках; по–друге, каналізаційні стічні води, які утворюються у процесі життєдіяльності людини, містять у складі бактерії та мікроорганізмами, які є шкідливими для водної екосистеми [151, 161].

Виконуючи синтез теоретичних даних щодо рівня забруднення вод басейну річки Дніпро, передусім слід звернути увагу на теоретичні дані моніторингу та екологічної оцінки водних ресурсів України, які наведені на офіційному сайті Державного агентства водних ресурсів України [169, 170].

Зокрема, на території суббасейну Верхнього Дніпра та річки Десни основними елементами забруднення вод виступають показники: амоній-іони (поліфосфати). Так, ключовими точками, де спостерігається перевищення даних показників відносно їх ГДК, є [169, 170]:

- р. Білоус (0,5 км. від м. Чернігів) – вміст амоній-іонів перевищує у 4,46 раз від нормативів (2,23 мг/дм³ за норми 0,5), вміст нітрит-іонів перевищує у 5 раз (0,4 мг/дм³ за норми 0,08), дані за 05.12.2018 р.;
- р. Кізка (5 км. від с. Демидів, поблизу знаходиться вплив зворотних вод «Агромарс») – уміст амоній-іонів перевищує у 43,2 рази від нормативів (21,6 мг/дм³ за норми 0,5), уміст нітрит-іонів перевищує у 57,5 раз (4,6 мг/дм³ за норми 0,08), дані за 22.10.2019 р.;
- р. Дніпро (поблизу смт. Вишеньки, Київська обл., Скидний канал БСА) – уміст амоній-іонів перевищує у 20,2 рази від нормативів (10,1 мг/дм³ за норми 0,5), уміст нітрит-іонів перевищує у 13,75 раз (1,1 мг/дм³ за норми 0,08), уміст нітрат-іонів перевищує у 1,08 раз (43,2 мг/дм³ за норми 40), дані за 27.11.2018 р.

Аналізуючи теоретичні дані системи моніторингу водних ресурсів України [169–170] на території суббасейну річки Прип'ять та суббасейну Середнього Дніпра, слід зазначити, що ситуація краща ніж у суббасейні Верхнього Дніпра та річки Десни: перевищення спостерігається за показниками NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , лише у кілька разів відносно норм (в середньому від 1 до 2,5 раз).

У зв'язку із значним антропогенним навантаженням відзначаються інтенсивні прояви ерозійних процесів на сільськогосподарських ділянках (дифузне забруднення), які призводять до значного вимивання мінеральних та органічних речовин у водні об'єкти суббасейну Нижнього Дніпра. Критичними точками забруднення водойм біогенними речовинами цього Суббасейну є [169–170]:

- канал Дніпро–Донбас, р. Орілька (1,5 км. від гирла) – уміст амоній-іонів перевищує у 2,44 рази від нормативів (1,22 мг/дм³ за норми 0,5), уміст

нітрит-іонів перевищує у 1,06 раз (0,085 мг/дм³ за норми 0,08), дані за 06.12.2018 р.;

- р. Жовта (22 км. нижче скиду ТОВ «Восток–Руда») – уміст нітрит-іонів перевищує у 80,38 раз (6,43 мг/дм³ за норми 0,08), дані за 17.10.2018 р.;
- р. Інгулець (с. Іскрівка, нижче впадіння р. Жовта) – уміст нітрит-іонів перевищує у 103,37 раз (8,27 мг/дм³ за норми 0,08), дані за 17.10.2018 р.;
- р. Інгулець (с. Калінінське) – уміст нітрит-іонів перевищує у 2,5 рази (0,2 мг/дм³ за норми 0,08), дані за 16.10.2018 р.

Виходячи з вищенаведених показників слід зазначити, що найбільшу занепокоєність викликають дані за показниками вмісту нітритів та амонійного азоту, які у деяких ділянках навіть мають перевищення більше ніж у 100 разів. Наявність цих показників у водоймах є результатом як дифузних джерел (сільське виробництво та господарство, інтенсивні появи ерозійних процесів тощо) забруднення, так і точкових (стічні води житлово–комунального господарства, промисловість).

У звітах проекту «Водна ініціатива Європейського Союзу Плюс для країн Східного Партнерства виокремлені основні еколого–водні проблеми відповідно до суббасейнів р. Дніпра [16, 164, 171]. Зробивши синтез даних звітів, можна сказати, що присутній вплив дифузних та точкових джерел забруднення на екологічний стан води.

1.4. Вплив антропогенного навантаження на Київське водосховище

За даними вчених [23], більша частина водосховища перетворена на водно-болотні угіддя складної структури, що мають антропогенне походження. Дослідження багатьох вчених [23, 77–78, 80, 155, 156] щодо абіотичних та біотичних компонентів Київського водосховища дозволяють його віднести до категорії «антропогенно порушених екосистем». Антропогенне навантаження на стан водосховища носить системний характер. Це пов'язано із низкою чинників, які впливають на внутрішні та зовнішні процеси водойми. Досліджуючи

проблему антропогенного навантаження на водну екосистему Київського водосховища, основна увага була зосереджена на антропогенних джерелах забруднення, які можуть погіршити стан, а також на аналізі основних шляхів надходження небезпечних речовин (наприклад важких металів) до водойми.

Зокрема, варто зазначити, що у донних відкладах водосховища існує значна частина радіоактивних елементів (цезію–137, стронцію–90 та плутонію–239), що зумовлене аварією на ЧАЕС [78]. Ця ситуація пояснюється історичною довідкою з початку створення Київського водосховища (1964–1966 рр.) [82], де води водосховища затопили майже всю заплаву Дніпра, нижче від падіння р. Прип'ять – заплави пониззя Прип'яті та Тетерева. Відповідно, після того як сталася техногенна аварія на атомній електростанції в м. Чорнобиль (26.04.1986 р.) – води забрудненої річки Прип'ять та прилеглі водотоки почали в першу чергу надходити до Київського водосховища, і з часом акумулювалися в донних відкладах [78]. У дослідженнях вчених [158] підкреслено важливість ведення радіоекологічного моніторингу у водах Київського водосховища, оскільки вода з відти використовується як джерело питної та зрошувальної води. За даними програми 2022 року *Safecast bGeigie Nano* [157] радіаційний фон значно підвищився, що пов'язано із захопленням ЧАЕС під час повномасштабного вторгнення Російської Федерації до України (рис. 1.4).

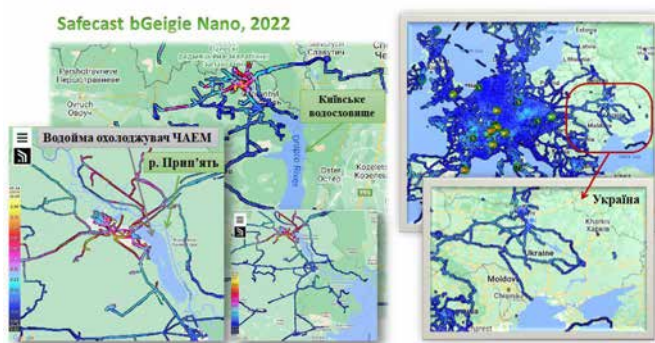


Рис. 1.4. Радіаційний моніторинг у Чорнобилі та інших частинах України в режимі он–лайн, станом на 21 липня 2022 року [157]

Варто зазначити, що лівий берег Київського водосховища є найбільш привабливим для відпочинку. Проте, не варто забувати, що дно водосховища вкрите радіаційним мулом, а при високих температурах влітку ($+30^{\circ}\text{C}$), водорості водосховища починають активно розмножуватися, спричинюючи «цвітіння» води. Звісно, температура є лише природнім фактором впливу на «цвітіння» водойми, сюди варто ще віднести ряд антропогенних чинників, зокрема надходження біогенних елементів до водойми, про що описуємо нижче.

Надходження важких металів, хімічних та біогенних елементів різного походження залежить від фізико-географічних та соціально-економічних умов існування суспільства, а також від кліматичних умов екосистеми [23].

Шляхи потрапляння хімічних речовин до Київського водосховища залежать від інтенсивності урбанізації, фізико-географічних та кліматичних умов регіону, соціально-економічних умов розвитку держави. Під час теоретичного аналізу наукової літератури, синтезу наукових досліджень вчених з гідробіології, хімії, екології, та на основі власних досліджень виокремлюємо три основні шляхи (рис. 1.5):

- *Перший шлях – природний:* хімічні елементи (в т.ч. і важкі метали) можуть надходити через продукти абразії берегів, русла водойми, притоки (зокрема р. Прип'ять) [23]; процеси абразії спостерігаються на берегах водосховища –абразійно-зсувні та абразійно-обвальні береги з часів утворення водосховища сформувалися на правому його березі з с. Мижгір'я до с. Старі Петрівці [82], а також під час наших виїзних експедицій є підтвердженими; обвали та осипи спостерігаються від с. Сухолуччя до гирла р. Ірпінь та вздовж його (рис. 1.5).

- *Другий шлях – антропогенний:* визначається високим ступенем урбанізації (будівництво, яке призводить до накопичення значних відходів у воду) [23], діяльністю *житлово-комунальних підприємств* [5, 7] (стічні води, які містять: а) біогенні речовини, що викликають евтрофікацію [5, 148], нестачу кисню у водоймі [23, 34–35], підвищують рівень азотовмісних сполук у водоймі [154]; б) важкі метали, що зумовлюють забруднення води і спричинюють її

непридатність до риборозведення та інших видів користування [23]), діяльністю *сільськогосподарських господарств та підприємств* [5, 7] (застосування пестицидів – токсичні речовини, їх сполуки або суміші речовин хімічного чи біологічного походження, призначені для знищення, регуляції та припинення розвитку шкідливих організмів; агрохімікатів – органічні, мінеральні, бактеріальні добрива, регулятори росту рослин та інші речовини, що застосовуються для підвищення родючості ґрунтів, урожайності сільськогосподарських культур і поліпшення якості рослинницької продукції).

- *Третій шлях – змішаний*: поєднує кліматичні умови з антропогенною діяльністю (атмосферні опади: здатні переміщувати сконденсовані полютанти від великих промислових об'єктів у воду, при цьому немає значення на якій відстані знаходиться забруднювач-підприємство [23, 88]; вітрова та водна ерозія: процеси здатні переміщувати забруднювачі до води внаслідок повеней та вітрів [5]).

Проте в цей час варто прийняти до уваги ще один можливий шлях надходження полютантів (забруднювачів) до води – *військові дії* [96]. Науковці Академії Наук України спрогнозували характер затоплення територій Київщини, спричиненого російським вторгненням. Зокрема інтенсивні бойові дії на північному заході від Києва та ушкодження шлюзу Ірпінського гідровузла призвели до загрози затоплення берегів Дніпра та сіл Козаровичі й Демидів [159–160, 173].

Варто зазначити, що співвідношення кількості проживаючих міського та сільського населення в регіоні Київського водосховища має суттєве значення. Це впливає в першу чергу на процеси антропогенної активності та джерела впливу. Кількість сільського населення поблизу Київського водосховища перевищує міське. Це може свідчити про більший вплив відходів життєдіяльності людей у селах, оскільки у них відсутнє підключення до центрального водовідведення і відповідно – на територіях знаходяться вигрібні ями, які можуть бути причиною надходження біогенних речовин до водойми.

За результатами досліджень, як головний висновок щодо основного антропогенного навантаження на водойму, нами була розроблена схема, яка демонструє основні джерела забруднення та прогнозовані шляхи надходження забруднюючих речовин до води Київського водосховища (рис. 1.5).

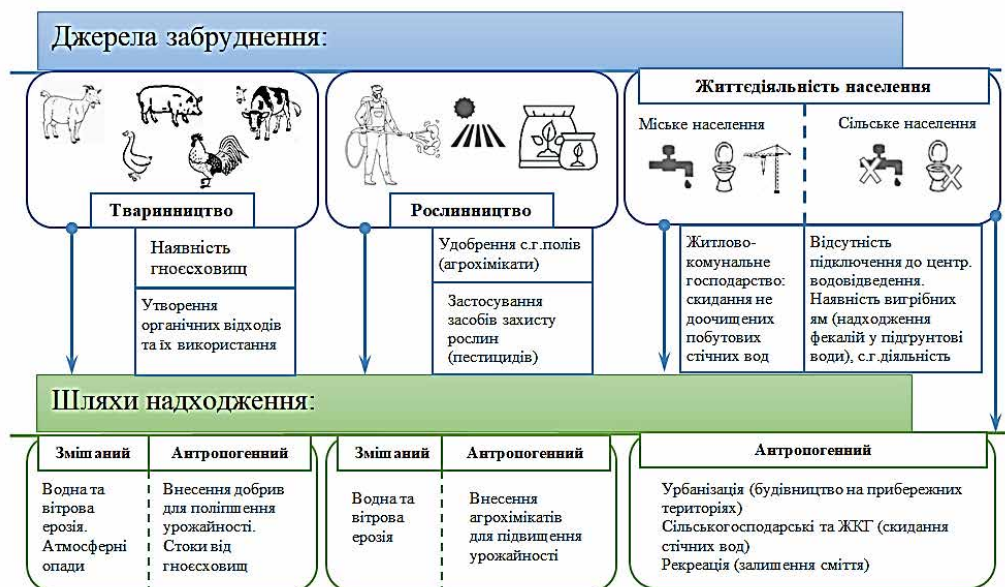


Рис. 1.5. Антропогенне навантаження на екологічний стан води Київського водосховища (власна розробка)

РОЗДІЛ 2. УМОВИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

- 2.1. Місце проведення досліджень
- 2.2. Гідрогеологічні умови Київського водосховища



Точки відбору	Характеристика об’єктів дослідження Київського водосховища	Точки пробовідбору
1	Дніпровсько–Тетерівський заповідник, с. Сухолуччя, Вишгородський р-н, Київська обл. (джерела впливу – зверху від точки відбору впадає р. Прип’ять та р. Тетерів).	
2	с. Козаровичі, Вишгородський р-н, Київська обл., ближче гирла р. Ірпінь (джерела впливу – діяльність сільськогосподарських тваринницьких комплексів як ТОВ «Агромас» (бренд «Гаврилівські курчата»), «Гута Межигірська», «Тарас Плюс»).	
3	с. Лютіж, Вишгородський р-н, Київська обл. (джерела впливу – руйнування шлюзу Ірпінського гідровузла у лютому 2022 р., стічні зворотні води від комунальних очисних споруд «Лютіжкомінгосп»).	
4	с. Нові Петрівці, Вишгородський р-н, Київська обл. (джерела впливу – стічні зворотні води від підприємства ТОВ «Чіпси Люкс»).	
5	м. Вишгород, Київська обл., Київська ГЕС, питний водозабір (джерела впливу – стічні зворотні води від комунальних очисних споруд м. Вишгород).	
6	с. Лебедівка, Вишгородський р-н, Київська обл. (джерела впливу – бази відпочинку як «Shelest» та «Goodlife Park», рекреаційна діяльність).	

РОЗДІЛ 2.

УМОВИ ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Місце проведення досліджень

Відповідно до мети дослідження та поставлених завдань наукове дослідження передбачало патентний пошук літературних джерел стосовно теми наукового дослідження (опис місця проведення дослідження, вивчення гідрологічних умов Київського водосховища, обґрунтування та вибір методів оцінки якісного стану водойми), проведення сезонної оцінки Київського водосховища та обґрунтування на її основі залежність показників від природних умов (метеорологічні показники), розробку алгоритму інтегральної оцінки Київського водосховища за критеріальним підходом. Схема наукового дослідження представлена на рисунку 2.1, включає два основні блоки, зокрема блок А – сезонна оцінка якісного стану води Київського водосховища, блок Б – інтегральна оцінка екологічного стану води Київського водосховища.

Для виконання сезонної оцінки якісного стану Київського водосховища проби води були відібрані, починаючи з III декади 2021 р. до II декади 2022 р. Для застосування розробленого алгоритму інтегральної оцінки екологічного стану природних вод за критеріальним підходом для Київського водосховища, проби води були відібрані у III декаду 2023 р.

Відбір проб води здійснювався відповідно до ДСТУ ISO 5667 «Якість води. Відбирання проб» та Постанови Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку перевірки, взяття проб води та проведення їх аналізу». Кожний пункт спостереження включав три точки відбору проб води.

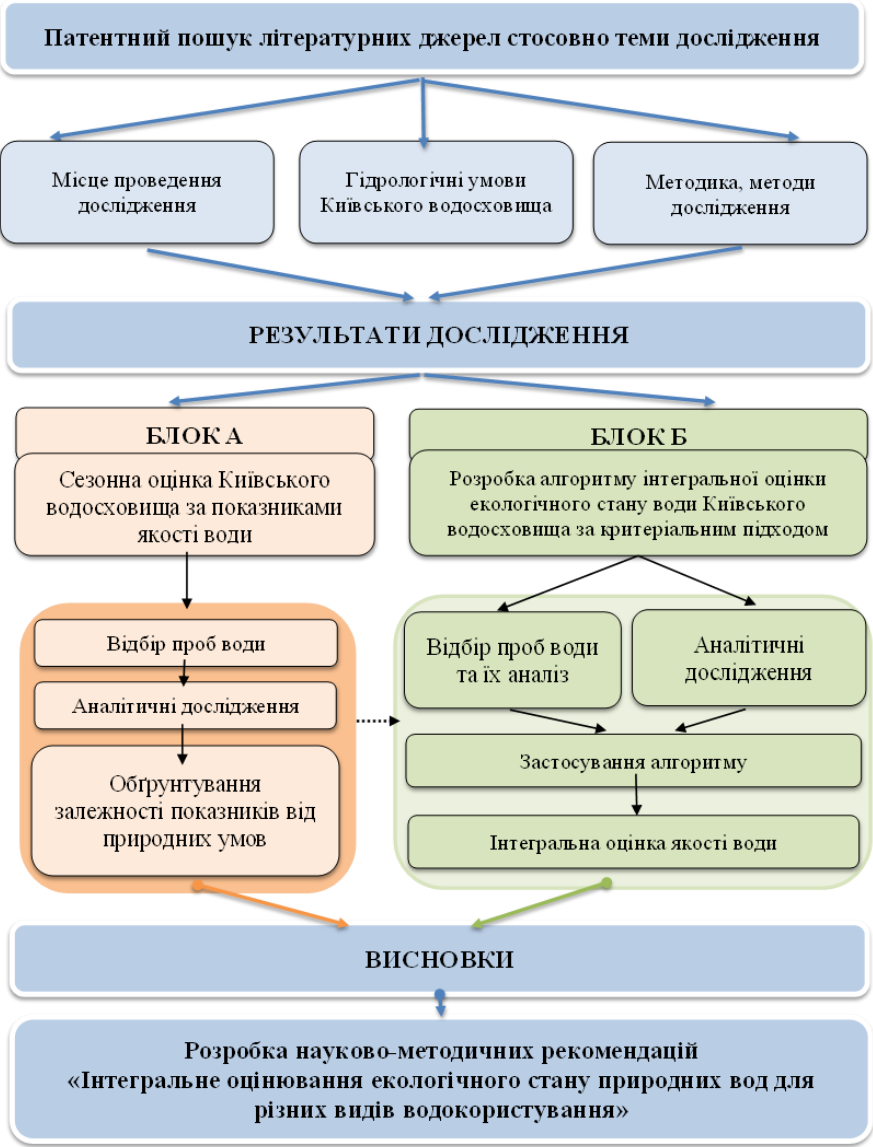


Рис. 2.1. Загальна схема наукового дослідження (Блок А – проводилася сезонна оцінка за декадами, починаючи з III декади 2021 р. до IV декади 2022 р.; Блок Б – застосування розробленого алгоритму на основі даних відбору проб води за III декаду 2023 р.)

Місцем проведення наукових досліджень було водойма Київського водосховища в межах Київської області (рис. 2.2).

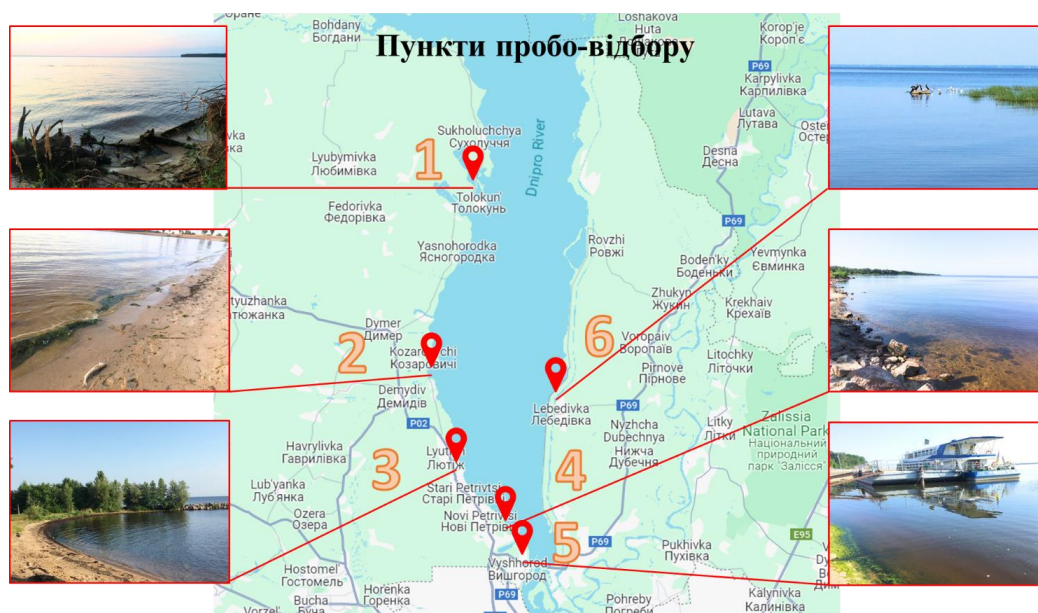
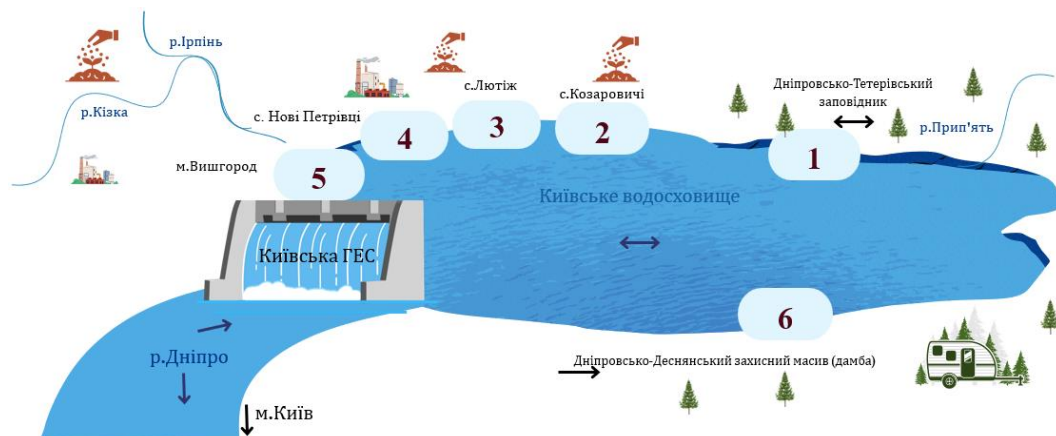


Рис. 2.2. Пункти спостереження (пункти відбору проб води) із схематичним зображенням прогнозованих джерел впливу та місця їх розташування

Пункт 1: Дніпровсько–Тетерівський заповідник, с. Сухолуччя, Вишгородський р-н, Київська обл. (джерела впливу – зверху від точки відбору впадає р. Прип'ять та р. Тетерів).

Пункт 2: с. Козаровичі, Вишгородський р-н, Київська обл., ближче гирла р. Ірпінь (джерела впливу – діяльність сільськогосподарських тваринницьких

комплексів як ТОВ «Агромас» (бренд «Гаврилівські курчата»), «Гута Межигірська», «Тарас Плюс»).

Пункт 3: с. Лютіж, Вишгородський р-н, Київська обл. (джерела впливу – руйнування шлюзу Ірпінського гідровузла у лютому 2022 р., стічні зворотні води від комунальних очисних споруд «Лютіжкомінгосп»).

Пункт 4: с. Нові Петрівці, Вишгородський р-н, Київська обл. (джерела впливу – стічні зворотні води від підприємства ТОВ «Чіпси Люкс»).

Пункт 5: м. Вишгород, Київська обл., Київська ГЕС, питний водозабір (джерела впливу – стічні зворотні води від комунальних очисних споруд м. Вишгород).

Пункт 6: с. Лебедівка, Вишгородський р-н, Київська обл. (джерела впливу – бази відпочинку як «Shelest» та «Goodlife Park», рекреаційна діяльність).

Воду із водосховища відбирали на відстані 1,5–2,0 м від берегу, повністю зануривши ємність у воду на глибину 0,4–1,0 м. Для відбору проб використовували скляні банки ємністю 3 літри (для визначення гідрохімічних показників) та спеціально заздалегідь приготовлені Українською лабораторією якості і безпеки продукції агропромислового комплексу Національного університету біоресурсів і природокористування України спеціальні скляні пляшки ємністю 0,5 літри для визначення показників епідемічної безпеки якості поверхневих вод (загальна кількість лактопозитивних кишкових паличок). Перед відбором проб води, кришки промивали п'ять разів. Наповнювали банки та пляшки до максимального рівня (щоб не було зовсім вільного місця та повітря). Банки та пляшки нумерували відповідно до заздалегідь оформленого протоколу відбору проб. Кожний пункт спостереження мав по три точки відбору проб води.

Оцінку якісного стану води з водосховища здійснювали на основі разових вимірів окремих показників якості води, що дозволяє та відповідає встановленим вимогам. Вимірювання окремих показників виконували у стандартизованих хімічних лабораторіях:

- вміст біогенних елементів, БСК₅, *E.coli*, – у хімічній акредитованій лабораторії ДСТУ EN ISO 17025–2017 «Агрохімічна лабораторія PrimeLabTech (PLT)» відповідно до укладеного договору № 2541 від 26.10.2023 р.;
- вміст загальних гідрохімічних та гідрофізичних показників води, показники важких металів (*Cu*, *Zn*, *Pb*, *Cd*) – у хімічній сертифікованій лабораторії ТОВ «УкрХімАналіз» відповідно до укладеного договору № K1342 від 23.10.2023 р.;
- вміст хімічних показників (нітрати, фосфати, гідрокарбонат-іони, сухий залишок, хлориди, сульфати, залізо, рН) та показників епідемічної безпеки якості поверхневих вод (загальна кількість лактопозитивних кишкових паличок) – в Українській лабораторії якості і безпеки продукції агропромислового комплексу Національного університету біоресурсів і природокористування України, акредитованої Національним агентством з акредитації України відповідно до вимог ДСТУ EN ISO/IEC 17025:2019 (EN ISO/IEC 17025:2017, IDT; ISO/IEC 17025:2017, IDT) – відповідно до супровідних документів як Лист–Заявка № 9920 від 13.07.2021 р.

2.2. Гідрогеологічні умови Київського водосховища

Київське водосховище – це штучно створена водойма в руслі річки чи в пониженні земної поверхні, яка штучно створена за допомогою будівництва греблі [80, 56]. Київське водосховище одне із головних (верхнє) водо–регулюючих стоків дніпровського каскаду ГЕС [7]. За характером використання дніпровський каскад, у складі із Київським водосховищем має комплексне призначення, використовується для різних потреб народного господарства: гідроенергетики, водопостачання, зрошення, рибного господарства, водного транспорту, рекреації та захисту від повеней [79, 80].

Екологічний стан Київського водосховища та його раціональна експлуатація мають важливе значення як для України так і сусідніх країн в цілому [79]. Воно має багатогранне цільове призначення, що переплітається з

функціями, які забезпечують функціонування абіотичної та біотичної складових водойми та водоспоживання (рис. 2.3):

- сприяє виробництву електроенергії Київськими ГЕС та ГАЕС [77] (загалом в Києві побудовано 5 гідроелектроцентралей: ТЕЦ–2 (біля гавані міста), ТЕЦ–3 (біля залізничного вокзалу), ТЕЦ–4 (Дарницький район міста), ТЕЦ–5 (в південній частині міста, біля р. Дніпро), ТЕЦ–6 (Троєщинський район міста) [79]) – *водно-енергетична функція*;

- формує водно–транспортну артерію у транскордонному водному просторі, забезпечує водно–транспортні вантажні перевезення (Михайлик О.О., 2021 [85]) – *транспортно-логічна функція*;

- забезпечує регулювання притоків, використовується для сезонного регулювання стоку Дніпра та Прип'яті, є джерелом санітарно–гігієнічних попусків на київську ділянку Канівського водосховища (Тімченко В.М., Линник П. М., Холодько О. П., Беляєв В. В., Вандюк Н. С., Гуляєва О. О., Жежеря В. А., 2013 [77]); рівень води у водосховищі не є стабільним і залежить від кліматичних умов та сезонності, що зумовлює пониження рівня води (червень–вересень) та підняття цього рівня (квітень–травень) (Литвиненко В. О., Христенко Д. С., Котовська Г. О., Колесник Н. Л., Симон М. Ю., 2021 р. [22]) – *водно-регуляційна функція*;

- формує рибне господарство, інтенсивно використовується в риборозведенні (Литвиненко В. О., Христенко Д. С., Котовська Г. О., Колесник Н. Л., Симон М. Ю., 2021 р. [22]) – *рибогосподарська функція*;

- формує зрошувальне землеробство, використовується поверхнева вода для підтримання сприятливого еколого–меліоративного режиму та безпечності с. г. продукції, відповідно якість води має відповідати нормам для зрошення (Строкаль В. П., Ковпак А. В., 2021 р. [7]; Войтенко Л. В. та ін. [54]); – *водогосподарська функція*;

- забезпечує рекреаційне водокористування, де задіяні різні види відпочинку, спорту та дозвілля; рекреації; територія дамби Київського

водосховища має рекреаційні та релаксаційні властивості, оскільки територія відноситься до природних зон з лісопарковими масивами (Шевченко Р. Ю., 2021 р. [81]) – *оздоровчо-рекреаційна функція*:

- забезпечує захист від повеней (Литвиненко В. О., Христенко Д. С., Котовська Г. О., Колесник Н. Л., Симон М. Ю., 2021 р. [22]) – *захисна функція*.

Не менш важлива роль водосховища є екологічна, роль якої активізувалася з часів виникнення катастрофи на ЧАЕС. Дослідниками Інституту гідробіології НАН України [77] вказано, що до водосховища з вод р. Прип'ять та Верхнього Дніпра потрапила велика кількість радіонуклідів (цезію–137, стронцію–90 та плутонію–239), основна частина яких накопичилася у донних відкладах водосховища, перетворивши його в головне депо радіонуклідів. Київське водосховище відноситься до транскордонних річкових басейнів (Щербак В. І., 2015 р.) [78]. Відповідно, до вище перерахованих функцій варто додати також *функцію транскордонну* (рис. 2.3).

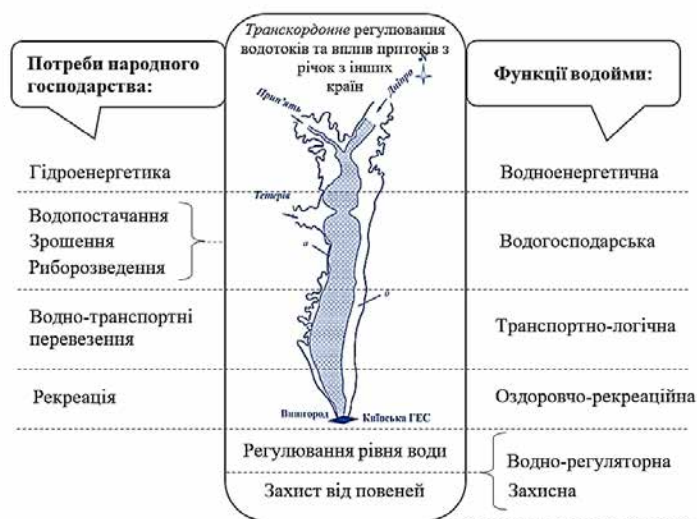


Рис. 2.3. Цільова направленість та основні функції Київського водосховища (джерело: карта еколого–гідродинамічного районування Київського водосховища (а – транзитна зона; б – не транзитна зона) [77]; цільове використання та функції Київського водосховища [22, 77–79, 81])

Гідрогеологічні та гідробіологічні умови Київського водосховища. Дослідження показують [22, 77, 82], що кліматичні зміни впливають на водозабезпечення Київського водосховища. Київське водосховище є найвищим серед водосховищ р. Дніпра, належить до категорії «великих» у складі Дніпровського каскаду. До каскаду також належать – Канівське, Кам'янське, Дніпровське, Кременчуцьке та Каховське – які належать до категорії «дуже великих» [80].

Гідрологічний режим водосховища зумовлений впливом кліматичних умов, які впливають на рівень води та коливання сезонності. Понад 90% живлення водосховища відбувається за рахунок річок Дніпра та Прип'яті (відносяться до типу рівних річок [77]), що у свою чергу на 65% живляться від танення снігів, і лише на 33% – підземними водами [22]. У Київське водосховище надходить також стік річок Ірпінь, Уж, Тетерів [77]. Кліматичні зміни, які відбуваються протягом останніх десятиліть суттєво вплинули на сезонні зміни та гідрологічний режим [77, 88]. За даними [7] умови 2016–2020 рр. мали значні коливання у кількості опадів, спостерігалися прояви інтенсифікації опадів або тривалі посухи. Загалом, починаючи з 2016 р. в країні притаманні стихійні не рівномірні опади протягом сезону [7]. В середньому до Київського водосховища надходить 620 мм опадів за рік. Нормальний надпірний рівень води у водосховищі становить 103,0 над рівнем моря [22, 174]. Відповідно зміни сезону мають суттєве значення на водний режим водосховища [77]. Рівень води Київського водосховища не є стабільним, знижується із січня до середини березня, внаслідок паводків підвищується до середини квітня, та поступово починається знижуватися до кінця червня й тоді стабілізується до настання осінніх дощів [22, 174].

Основна роль у формуванні якості води і гідрогеологічного режиму належить процесам переносу (види течій та циркуляцій) та перемішуванню, яке відбувається за рахунок турбулентної дифузії [77]. Київське водосховище має транзитну та не транзитну зону течій (рис. 2.4).

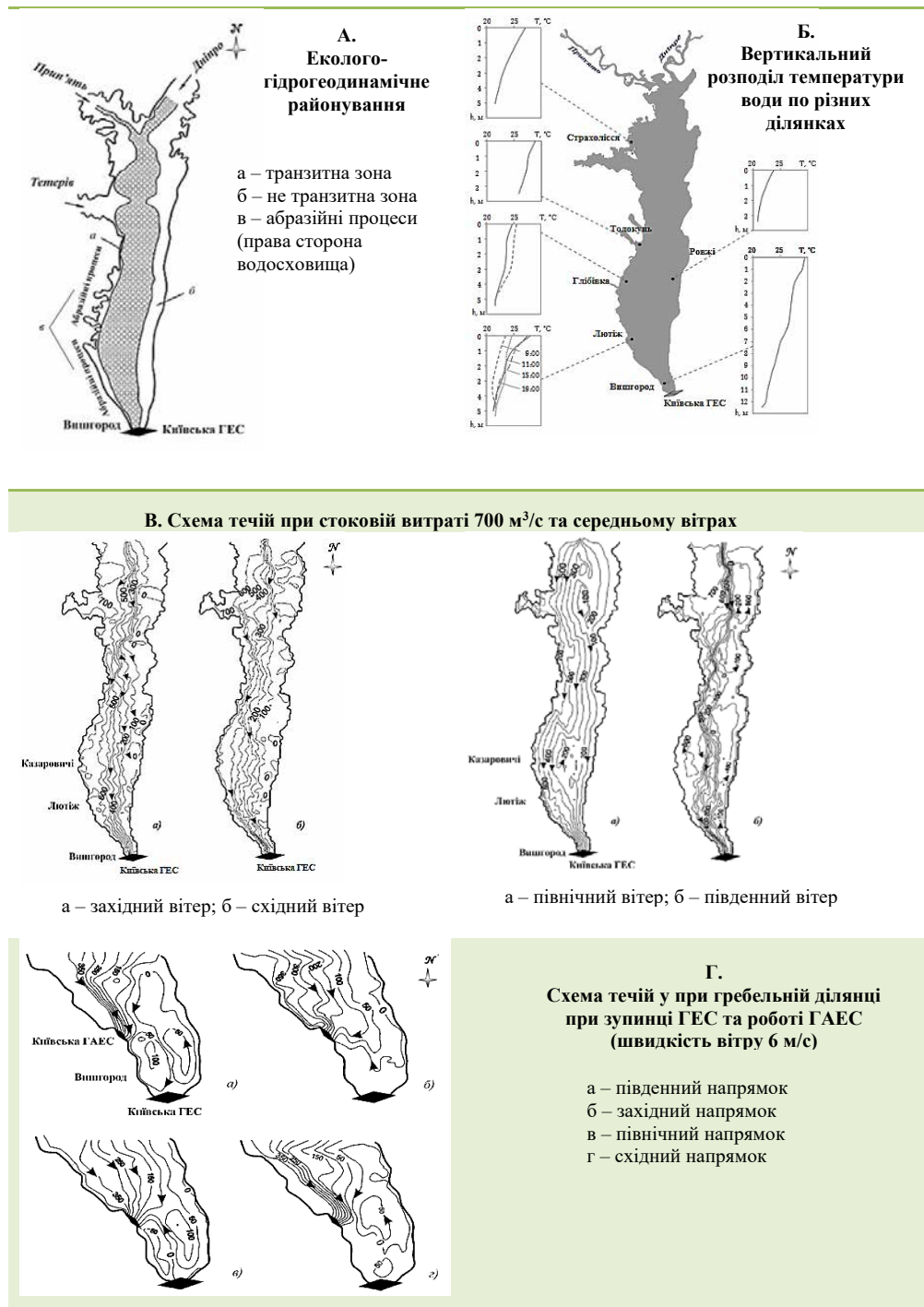


Рис. 2.4. Гідрогеологічні умови Київського водосховища

Транзитна зона має стокові види течій, режим яких визначається гідрометеорологічними умовами та роботою Київської ГЕС. Не транзитна зона зайнята водними масами, динаміка яких визначається водними течіями (рис. 2.4 (А)). Основною відмінністю транзитної і не транзитної зон водосховища – є принципово різні біотопічні умови [77].

Виходячи з даних рисунку 2.4 (В–Г), середній за інтенсивністю вітер східного та західного напрямів практично не впливає на загальну схему стокових течій. При північних вітрах відбувається помітна трансформація транзитного потоку, а при південних вітрах – лівобережна частина водосховища заповнюється системою циклонних вихорів.

Найсприятливіші умови для водної екосистеми водосховища виникають при західних та північних вітрах, оскільки затягування водних мас в агрегати ГАЕС відбувається майже з усієї акваторії. Також осереднені дані температури води за останні десятиліття свідчать про її зростання в усі сезони року (рис. 2.4(Б)).

Найсприятливіші умови для водної екосистеми водосховища виникають при західних та північних вітрах, оскільки затягування водних мас в агрегати ГАЕС відбувається майже з усієї акваторії. Також осереднені дані температури води за останні десятиліття свідчать про її зростання в усі сезони року (рис. 2.4 (Б)). Характерною особливістю Київського водосховища є велика різниця між його верхнім і основним плесом, що виникає навесні. Верхній плес представлений злиттям річок Прип'ять та Дніпра – має підвищений рівень води та характеризується озерними екосистемами; основний плес знаходиться нижче від верхнього і має три частини: верхню (складає 3/4 площі) до 3 м рівень води (до с. Страхолісся); середню (складає 1/3 площі) понад 3 м рівень води у водосховищі (від с. Страхолісся до с. Рудня–Толокунська), нижню – найбільш глибоководна і простягається до греблі [22].

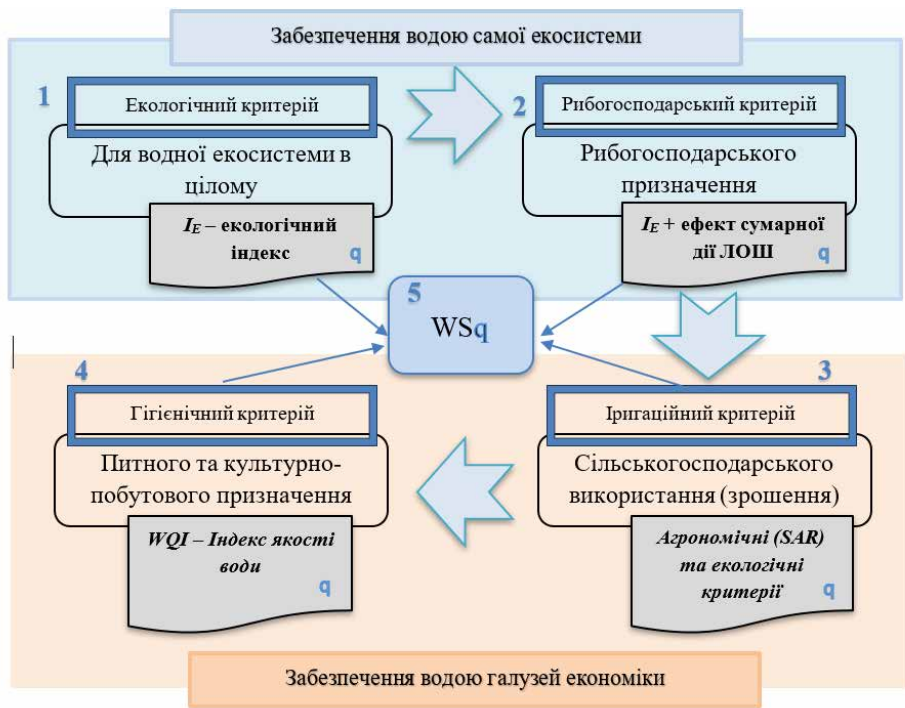
На основі синтезу наукових досліджень провідних вчених, гідрологічний режим є досить сприятливим для функціонування екосистеми водосховища. Загалом стан біоти в Київському водосховищі визначається антропогенними та

природними процесами [78]. До водних біотопів належать усі знижені ділянки рельєфу водосховища (протоки, заплавні водойми тощо). Київське водосховище характеризується широким спектром різноманітних біотопів (рослини, тварини, мікроорганізми), більшість з яких класифікують як заплавні комплекси дельтового типу. В ландшафтних комплексах водосховища притаманні процеси заболочування акваторій [22]. Вченими встановлено, що протягом усіх етапів багаторічної сукцесії фітопланктону, планктонні водоростеві угруповання мають високе таксономічне різноманіття, які характеризуються як зелено-діатомово-синьозелені [78]. В сукцесії фітопланктону спостерігається перехід Київського водосховища із слабкоевтрофного до мезотрофного і показує його сучасний стан як евтрофної водойми [78, 89].



РОЗДІЛ 3. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

- 3.1. Алгоритм інтегральної оцінки екологічного стану природних вод для різних видів водокористування
- 3.2. Методика оцінки якості води для водної екосистеми
- 3.3. Методика оцінки якості води для вод рибогосподарського призначення
- 3.4. Методика оцінки якості води для зрошення
- 3.5. Методика оцінки якості води для питних та господарсько-побутових потреб населення
- 3.6. Методика розрахунку інтегрального індикатора водного дефіциту



РОЗДІЛ 3.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

3.1. Алгоритм інтегральної оцінки екологічного стану природних вод для різних видів водокористування

Наукову роботу проводили на базі кафедри екології агросфери та екологічного контролю Національного університету біоресурсів і природокористування України. Загальна схема наукових досліджень наведена на рисунку 2.1. (розділ 2). Кількість експериментів включала сезонну оцінку якості води (відбір проб води здійснювався протягом чотирьох сезонів – Блок А рисунку 2.1), інтегральну оцінку екологічного стану води за одним сезоном, що був визначений як такий в якому були найгірші показники екологічного стану води (Блок Б рисунку 2.1).

Наукова робота полягала в розробці алгоритму інтегральної оцінки екологічного стану води Київського водосховища на основі критеріального підходу для різних видів водокористування. Оскільки водосховища Дніпровського басейну є ключовими водними об'єктами, які забезпечують як сільське господарство, так і побутові потреби населення водою, їхня оцінка якісного стану води для управління водними ресурсами є надзвичайно важливою в контексті збалансованого розвитку держави. В нинішніх реаліях, коли зміни клімату спричиняють паводки, посухи та відповідно гідрологічні зміни у водному режимі водосховища, а також військові дії, що призводять до руйнування протипаводкових гребель, дамб тощо – проведення оцінювання якості та доступної до використання кількості води набуває актуальності. Оцінювання екологічного стану вод у водосховищах потребує комплексного підходу, який дозволить розв'язати питання водозабезпечення галузей економіки та інтегрувати показники якісної та кількісної оцінки води.

Нами запропоновано здійснювати інтегральну оцінку екологічного стану природних вод за критеріальним підходом.

Інтегральна оцінка за критеріальним підходом – це узагальнення окремих критеріїв з метою оцінювання придатності використання води як джерела для конкретного виду водокористування. До критеріїв оцінки входять показники, які визначають якісний стан води Київського водосховища. Кінцевим етапом інтегральної оцінки – є розрахунок інтегрального індикатора водного дефіциту для різних видів водокористування. Важливим аспектом даного алгоритму є дотримання виконання послідовності проведення інтегральної оцінки. Кожен критерій пов’язаний з іншим критерієм і доповнює інформацію. Критерії якісної оцінки є базою для проведення розрахунків індикатора водного дефіциту (WSq), який визначає наскільки вода Київського водосховища є придатною для водозабезпечення різних галузей та показує рівень прогнозованого дефіциту води. Інтегральний індикатор водного дефіциту (WSq) може бути використаний як інструмент для регулювання вимог до використання природних водних ресурсів в умовах водного дефіциту в Україні.

Алгоритм інтегральної оцінки екологічного стану природних вод за критеріальним підходом включає п’ять основних етапів, з яких чотири етапи – відповідають за оцінювання якісного стану водойми (якісний показник стану водойми для конкретного виду водокористування), п’ятий етап – за оцінювання кількісного стану – індикатора водного дефіциту для видів водокористування (рис. 3.1).

Перший етап – оцінка за екологічний критерієм. *Екологічний критерій* – критерій, що враховує умови нормального функціонування водно-екологічної системи. Включає оцінювання якісного стану води для водної біоти в цілому. Для оцінки використовуємо комплексний екологічний індекс (I_E), який дозволяє визначати стан води за класами та категоріями якості. Даний індекс включає показники сапробності води, мінералізації та токсичних речовин, концентрація яких може суттєво вплинути на життєдіяльність водних організмів. На основі співставлення фактичних даних із критеріями екологічного індексу виводиться клас та категорія якості води.

Другий етап – оцінка за рибогосподарським критерієм. *Рибогосподарський критерій* – критерій, що враховує придатність води для існування, розвитку та розмноження риб. Базується на результатах попередньої оцінки, оскільки риби (гідробіонти) відносяться до водної біоти і попередня оцінка для водної екосистеми є підґрунтям визначення ключових показників якості води для водойм рибогосподарського призначення. Для даної категорії екологічний індекс (I_E) визначаємо з врахуванням ефекту спільної дії з лімітуючою ознакою шкідливості (ЛОШ). Враховуючи ЛОШ, при оцінці екологічного стану води для водойм рибогосподарського призначення враховуємо біологічні особливості категорій риб та шкідливість речовин з спільним санітарно–токсикологічним та токсикологічним ефектом. Це дозволяє більш точно оцінити якість води для нормального функціонування риби. Головним критерієм їхнього розмноження та життя є їх толерантність до вмісту розчиненого кисню у воді, без якого їхнє існування не можливе. На основні аналізу наукової та нормативної літератури, нами виокремлено діапазон оптимальних показників для риби, включаючи класи якості води за рівнем насичення її киснем.

Третій етап – оцінка за іригаційним критерієм. *Іригаційний критерій* – критерій, що враховує придатність води для зрошення (поливу сільськогосподарських культур). Включає оцінку якості водойми за агрономічними та екологічними критеріями показників. Агрономічні критерії показників (SAR – натрієво–абсорбційне співвідношення, мінералізація) надають оцінку води з метою запобігання осолонцюванню ґрунтів та погіршення родючості ґрунтів на яких використовують воду. Визначення показників, що входять до складу екологічних критеріїв (важки метали у воді) дає можливість оцінити якість води, що може вплинути на санітарний стан ґрунтів та спрогнозувати погіршення якості сільськогосподарської продукції.



Рис. 3.1. Алгоритм інтегральної оцінки екологічного стану води Київського водосховища за критеріальним підходом для різних видів водокористування

Четвертий етап – оцінка за гігієнічним критерієм. *Гігієнічний критерій* – критерій, що враховує токсикологічну та епідеміологічну безпечність води та наявність сприятливих властивостей для здоров'я людини. Базується на показниках якості води для питних та господарсько-побутових цілей. Оцінювання якості води здійснюємо з використанням індексу якості води (WQI), який враховує ваговий фактор кожного показника та включає показники якості води, концентрація яких у воді найбільш суттєво впливає на здоров'я людей.

П'ятий етап – розрахунок інтегрального індикатора водного дефіциту (WSq) для Київського водосховища. Оцінка води на даному етапі базується на всіх вище описаних етапах. На кожному етапі визначаємо ключові (пріоритетні) показники, які найбільш впливають на якісний стан води. Ці показники

враховуємо під час розрахунку інтегрального індикатора водного дефіциту для кожного критерію за видом водокористування (екологічний критерій – водна екосистема загалом, рибогосподарський критерій – для водойм рибогосподарського призначення, іригаційний критерій – для зрошення в сільському господарстві, гігієнічний критерій – для потреб населення).

Загальна схема інтегральної оцінки екологічного стану природних вод та методологічна основа кожного з етапів інтегральної оцінки екологічного стану природних вод наведено у додатку II а також можна ознайомитися у науково-методичних рекомендаціях, розроблених авторами монографії [184]. У схемі розписані пріоритетні групи показників, за якими проводиться оцінка, індекси якості води – що виступають як інтегрований індикатор в оцінюванні екологічного стану води та критерії якості води.

3.2. Методика оцінки якості води для водної екосистеми

Прісноводна екосистема – середовище існування живих організмів та їхніх взаємозв'язків у вигляді симбіозу. Різновидність цих екосистем залежать від переміщення та способу життя живих організмів таких як бентос (організми що розташовані на дні екосистеми), нектоніка (організми які вільно пересуваються і можуть активно плавати у водних районах), плактонічні водні (фітопланктон та зоопланктон), нейстоніка (організми, що мешкають на поверхні). Їхнє співіснування та умови їхнього функціонування залежать від екологічного стану вод прісноводної екосистеми.

Слід зазначити, що відповідно до Закону України від 18.09.2012 р. № 5293–VI в модифікації від 21.03.2023 р. № 2989–IX «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів» визначено, що водні біоресурси (водні біологічні ресурси) як сукупність водних організмів (гідробіонтів), життя яких неможливе без перебування (знаходження) у воді. Зокрема гідробіонти визначають як тварини чи рослини (гідрофіти), що мають різноманітне пристосування у водній екосистемі [20].

Одним із основних інтегральних показників екологічного стану басейну річки є її якість. Показником якості води виступає показник, який являється нормою якості води для конкретного виду водокористування. Зокрема водна екосистема в нинішніх умовах страждає від антропогенного тиску на неї, що в першу чергу впливає на життєдіяльність водних живих організмів. Водні організми відіграють ключову роль у підтриманні процесів самоочищення. Держава, як і будь-яка країна світу, потребує водозабезпечення для відповідних галузей народного господарства (сільське господарство, промисловість, господарсько-побутова діяльність тощо). Використовуючи воду для відповідних потреб, водна екосистема потребує відповідного захисту та постійного контролю за якістю води та можливістю функціонування у ній водних організмів.

Саме з цією метою було зроблено оцінку якості води Київського водосховища для визначення її придатності як життєвого середовища для

функціонування водних організмів. Відповідно до алгоритму інтегральної оцінки (розділ 3.1), оцінка якості води Київського водосховища базується на критеріальному підході, який оцінює придатність використання води як джерела для конкретного виду водокористування.

В цьому розділі представлена методика для оцінки якісного стану води Київського водосховища для екологічного критерію. Для реалізації даної оцінки нами була використана методика «Екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями» (2018 р.) [1], яка дозволяє визначити клас та категорію якості води згідно з екологічною класифікацією показників води (гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні, бактеріологічні та інші показники якості поверхневих вод, що відображають особливості абіотичної і біотичної складових водних екосистем) (дод. II). На її основі був зроблений аналіз придатності води для функціонування живих організмів у водному середовищі даного водосховища.

За методикою «Екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями» (2018 р.) [1], екологічна оцінка якості поверхневих вод передбачає віднесення вод до певного класу (від I–V) і категорії (від 1 до 7), визначаючи стан водойми та ступінь її чистоти – забрудненості (табл. 3.1). Для кращого сприйняття та розуміння ситуації щодо екологічного стану води Київського водосховища, нами прийнято класи та категорії поділити за кольорами. Слід зазначити, що I клас якості – це вода, яка не містить жодних забруднюючих речовин, її сольовий та трофо–сапробіологічний склад дозволяє нормальному функціонування водних організмів у екосистемі. Найгірший клас якості V – води, які мають даний клас якості містять у своєму складі забруднюючі речовини як важкі метали та інші канцерогени, вміст біогенних та органічних речовин перевищує встановлені вимоги, вода має «кисневий голод», що відповідно негативно впливає на фотосинтезуючі процеси у водоймі та функціонування водних організмів.

Таблиця 3.1.

Класифікація поверхневих вод за класами та категоріями якості [1]

Клас якості	I	II		III		IV	V
Категорія якості	1	2	3	4	5	6	7
Колір							
Характеристика класів і категорій							
• якості вод зі їхнім станом	відмінні	дуже добрі	добрі	задовільні	посередині	погані	дуже погані
• якості вод за ступенем їхньої чистоти (забрудненості)	дуже чисті	чисті	досить чисті	слабко–забруднені	помірно забруднені	брудні	дуже брудні

Методика передбачає розрахунок екологічного індексу якості природної води (I_E), включаючи блокові індекси – показники за блоком сольового складу (I_1), блоком трофо–сапробіологічних показників (I_2), блоком специфічних речовин токсичної дії (I_3). Кожен блоковий індекс обчислюється для середніх та найгірших значень. I_E – є об'єднаною екологічною оцінкою природної води, яка розраховується як сума блокових трьох індексів за кожним пунктом спостереження [1].

Алгоритм визначення екологічного індексу наведений в додатку В.

3.3. Методика оцінки якості води для вод рибогосподарського призначення

Загальні вимоги до якості вод рибогосподарського призначення.

В даному розділі описано методику для проведення оцінювання за рибогосподарським критерієм.

Природні водойми як річки та водосховища мають комплексне призначення, що вимагає їхньої оцінки як придатності води для питного водопостачання (води, призначені для питних потреб), рибогосподарського водокористування (рибогосподарське призначення), для потреб рекреації (культурно–побутове та рекреаційне призначення). Також природні водойми (річки, водосховища, ставки) можуть бути як джерело водопостачання для різних

цілей. Провідний гідроеколог Хільчевський В. К. [25] пропонує проводити оцінювання якості води для різних гігієнічних цілей, виокремлюючи екологічні цілі (для водної екосистеми), цілі для господарсько-питного водокористування для (централізованого водопостачання), цілі для культурно-побутового водокористування (для рекреаційного призначення), рибогосподарські цілі. Фахівці хімічного аналізу Копілевич В. А., Войтенко Л. В. та інші [28, 29] пропонують виконувати інтегральну оцінку якості вод за видами водокористування: для питних цілей, зрошення, риборозведення, рекреаційних цілей. З огляду на вище викладений матеріал, можемо сказати, що для інтегрованої оцінки якості вод за видами водокористування, одним із видів є використання води в рибогосподарських цілях (рибогосподарське водокористування).

В даному розділі нами виокремлено оцінку якості водойми, як категорії вод для рибогосподарського призначення (дод. И). У Законі України від 18.09.2012 р. № 5293–VI в модифікації від 21.03.2023 р. № 2989–IX «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів» [20] зазначено, що водний об'єкт (або його частина), що використовується в цілях рибного господарства може бути рибогосподарським водним об'єктом. Тобто, водосховище як водний об'єкт може використовуватися в рибогосподарських цілях.

Оцінка якості вод для водойм рибогосподарського призначення вимагає суворого дотримання нормативів якості води, оскільки функціонування та розвиток риб залежить від показників якості води [17]. За дослідженнями вчених [18], інтенсивне водогосподарське використання водних ресурсів призвело до порушення водного режиму і проявляється у зміні гідродинамічних, гідрофізичних, гідрохімічних властивостей водних мас та донних відкладень у річках. Ці зміни суттєво впливають на біологічні компоненти гідроекосистеми (водні біоресурси), зумовлюючи трансформацію окремих ланцюгів у ній. Водні біоресурси є найбільш чутливими до якості води [18–19].

Відповідно до галузевого стандарту [24], вода для водойм рибогосподарського призначення має відповідати наступним вимогам: нормативам, що сприяють збереженню природних якостей води; забезпечувати високий рівень розмноження; відповідати біологічним особливостям видів риби, що вирощується; не бути джерелом захворювання риб, що розводяться та вирощуються.

Згідно Постанови Кабінету Міністрів України від 29 вересня 2023 року № 1042 [21] визначають такси для обчислення розміру шкоди завданої порушенням законодавства про рибне господарство внаслідок незаконного вилову (вилову), знищення або пошкодження водних біоресурсів та середовища їхнього існування. Зокрема у Постанові зазначено, що за незаконне знищення або порушення середовища існування водних біоресурсів у Київському водосховищі, за 1 квадратний метр такса розміру шкоди становить 14 неоподатковуваних мінімумів доходів громадян. Проте конкретної відповідної нормативно-правової бази щодо регулювання якості води за хімічними, біологічними та бактеріологічними показниками для рибогосподарського водокористування немає.

Вченими (Клименко М. О., Вознюк Н. М., Вербецька К. Ю., 2012 р. [17]) був зроблений порівняльний аналіз нормативів якості поверхневих вод України та ЄС, у тому числі для водойм рибогосподарського призначення. В якості нормативного документу України були запропоновані значення показників якості води відповідно до стандарту, який був затверджений у 1990 році (*Гранично допустимі концентрації показників якості води для рибогосподарських водойм. Загальний перелік ГДК і ОБВР шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм*). Даний стандарт враховував органічні речовини, біогенні речовини, фізико-хімічні та хімічні речовини, а також специфічні речовини, що є індикаторами токсичної дії. Даний стандарт втратив чинність з 2017 року, оскільки він був розроблений ще за часів радянського союзу [25].

Інститутом рибного господарства УААН України у 2006 році був розроблений галузевий стандарт *СОУ 05.01–37–385:2006 «Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми»*, що набрав чинності з 11.01.2007 [24]. У стандарті наведені показники якості води, які впливають на хід хімічних та біологічних процесів, що відбуваються у водоймах, та визначають придатність води для вирощування риб. Важливим аспектом є те, що градація показників води має поділ на фізичні, хімічні та біологічні, а також вони у свою чергу поділені за біологічними особливостями видів риб (коропа в полікультурі (*Cyprinus*), форелі (*Salmonidae*), осетрових риб (*Acipenseridae*)). У стандарті прописано, що для вод рибогосподарського призначення не допускається значне підвищення (до 30%) у воді значень показників сульфатів, хлоридів, натрію, калію та магнію [24].

Порівнюючи нормативи якості води за стандартом 1990 року [17] та галузевим стандартом [24], варто зазначити, що галузевий стандарт [24] не включає специфічних показників які є індикаторами небезпечного забруднення, зокрема: вміст кадмію, міді, цинку, нікелю, свинцю, пестицидів та нафтопродуктів. На нашу думку, такі показники як важкі метали (*Cu*, *Zn*, *Pb*, *Cd*) є одними із базових показників якості води, які визначають безпечність водойми та його токсичний стан, а також є одними із індикаторів що свідчать про антропогенне навантаження в результаті скидів стічних зворотних вод від промисловості [7]. Наявність навіть незначної концентрації важких металів у природній водоймі може бути токсичною для гідробіонтів [14, ст. 30–32]. Особливо отруйними для риб є сполуки свинцю (*Pb*) та міді (*Cu*), які можуть викликати отруєння і згодом – загибель гідробіонтів. Наприклад сполуки свинцю у концентрації 10–150 мг/дм³ викликають загибель риби. Тому дані показники якості води бажано враховувати при проведенні оцінювання якості води для рибогосподарських цілей.

Оцінку якості води для рибогосподарських цілей в Україні також оцінюють із застосуванням «*Нормативів екологічної безпеки водних об'єктів, що використовуються для потреб рибного господарства щодо гранично*

допустимих концентрацій органічних та мінеральних речовин у морських та прісних водах (біохімічного споживання кисню – BCK_5 , хімічного споживання кисню – XCK , завислих речовин, амонійного азоту (NH_4^+), мінерального фосфору (PO_4^{3-}))» затверджених наказом Міністерства аграрної політики та продовольства України від 30.07.2012 р. № 47 [25, 26]. Варто зазначити, що в даному нормативному документі для оцінювання якості води запропоновані лише п'ять показників (наведені вище), перевищення концентрації яких може призвести до загибелі риб. Наприклад сполуки амонійного азоту (NH_4^+) навіть при відносно невеликих концентраціях можуть викликати гостре отруєння риб: для коропових – $1,0\text{--}1,2 \text{ мгN/дм}^3$, для осетрових – $0,5\text{--}0,6 \text{ мгN/дм}^3$. Аміак та солі амонію є отрутами для риб комбінованої дії, призводячи до нервово-паралітичної зміни органів та подальшої загибелі популяції риб.

Проте до методики [26] не включені показники, що є також індикаторами біогенного забруднення як концентрації азоту нітритного (NO_2^-) та азоту нітратного (NO_3^-). Важливим фактором чому варто обов'язково враховувати значення біогенних речовин (сполуки азоту та фосфору) у водоймі є те, що в Україні практично більша частина фермерів застосовує амонійно-аміачні добрива (селітра, нітрофоска, аміачна вода та ін.) для підживлення рослин, оскільки вони є більш доступними і економічно вигідними. Також проблема біогенного забруднення природних водойм річкового басейну Дніпра є актуальною протягом багатьох років та окреслена у працях вчених (Васенко О. Г., Рибалова О. В., Артем'єв С. Р., Горбань Н. С. та ін., 2015 р. [6]; Антомонов М. Ю., Зоріна О. В., 2018 р. [40]; Пічура В. І., Потравка Л. О., 2021 р. [19]; Строкаль В. П., Шевчук С. А., 2023 р. [41]; Pichura V., Potravka L., Rutta O., 2023 р. [42]), у нормативних документах як Водній Стратегії України до 2050 року («Стан якості поверхневих вод ... характеризується підвищеним вмістом органічних та біогенних речовин» [30]) та в Плані управління річковим басейном Дніпра 2025–2030 рр. («...водосховища Дніпра є надзвичайно чутливими до антропогенного забруднення біогенними елементами ...» [16, ст. 38]). Саме тому

варто при оцінювання якості водойм для рибогосподарських цілей враховувати вище перераховані показники води за біогенними елементами.

Ще одним із недоліків на нашу думку є відсутність у даного документу [26] як і в галузевому стандарті [24] нормування води за значеннями показників важких металів, пестицидів; нормування водних об'єктів для потреб рибного господарства за насиченістю води киснем та рівнем його концентрації. На нашу думку обов'язково потрібно при оцінці водойми враховувати показник розчиненого кисню у водоймі, оскільки він є життєво необхідним для функціонування риб.

Уміст розчиненого кисню є принципово важливим показником для аеробного дихання риб, головним індикатором біологічної активності (фотосинтезу) у водоймі (Bulbul Ali, 2022 р. [35], Строкаль В. П., 2021 р. [7]), найважливішим фактором в аквакультурі для підтримки метаболізму та росту (Caldwell C. A., Hinshaw J., 1994 р. [36], Doudoroff P., Shumway D. L., 1970 р. [38]). Коли концентрація рівня розчиненого кисню стає нижче $5\text{--}6 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ у прісній воді, тоді необхідний рівень гідробіонтів він отримує в стані гіпоксії (Dong et al., 2011 р. [38]). Відомо, що гіпоксія є основною причиною стресу, поганого апетиту, повільного росту, сприйнятливості до захворювань і смертності (Timmons et al., 2001 р. [39]), що може призвести до значного зменшення чисельності, різноманітності та вилову риби в межах ураженої води (Bulbul Ali A., & Mishra A., 2022 р. [35]).

Уміст розчиненого кисню у поверхневих прісноводних водах залежить від температури води та повітря, атмосферного тиску та сезонності [35]. Необхідна кількість розчиненого кисню варіюється від у такій послідовності: донним годівницям, крабам, хробакам потрібна мінімальна кількість кисню ($1,0\text{--}6,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$), тоді як мілководній рибі (осетрові, карпові тощо) потрібна більша кількість кисню (до $15,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$).

За оцінкою води для рибогосподарських цілей варто враховувати такі фактори як сезонність та біологічні особливості риб [34–39]. *Зокрема, в загальному оптимальний рівень кисню для росту та живлення риб не повинна*

бути нижче $4,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ у зимовий період і $6,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ у літній (рис. 3.2). Також прийнято у практиці [27, 35] оптимальний рівень кисню для живлення і росту лососевих риб (*Salmonidae*) (за температури $16\text{--}19^\circ\text{C}$) становить $9,4\text{--}10,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ (але не менше $7,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ [24]), осетрових (*Acipenseridae*) ($20\text{--}26^\circ\text{C}$) – $8,3\text{--}9,2 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ (але не менше $6,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ [24]), коропових (*Cyprinidae*) ($27\text{--}30^\circ\text{C}$) – $7,1\text{--}8,4 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ (але не менше $5,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ [24]).

Варто зазначити, що значний внесок у зменшення концентрації кисню в річковій ділянці водосховища належить витратам його на процеси самоочищення водного середовища в умовах інтенсивного антропогенного забруднення основного русла. Також необхідна кількість розчиненого кисню варіюється від істоти до істоти. Донним годівницям, крабам, устрицям і хробакам потрібна мінімальна кількість кисню ($1\text{--}6 \text{ мг/дм}^3$), тоді як мілководній рибі потрібна більша кількість кисню ($4\text{--}15 \text{ мг/дм}^3$).

Для прісноводних організмів окремих видів існує певна залежність їхнього існування та розмноження від рівня концентрації розчиненого кисню у воді (рис. 3.2). Найбільш вибагливими є холодноводні риби як форель та лосось [32]. Середній рівень концентрації розчиненого кисню для дорослих лососевих особин становить $6,5 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, мінімальний – $4,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ [33]. Ці види риб намагаються уникати ділянок, де розчинений кисень становить менше $5,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ [32].

Окуні (річкові) вважаються тепловодними рибами і залежать також від рівня розчиненого кисню у воді, оптимальним є рівень понад $6,5 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$. Вони намагаються уникати районів де рівень розчиненого кисню нижче $3,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, проте в цих умовах зазвичай вони не страждають від летальних випадків через виснаження водойми киснем, доки рівень не впаде до $2,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$. Для оптимального росту та виживання середні рівні концентрації розчиненого кисню повинні залишатися близько $5,5 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ [34].

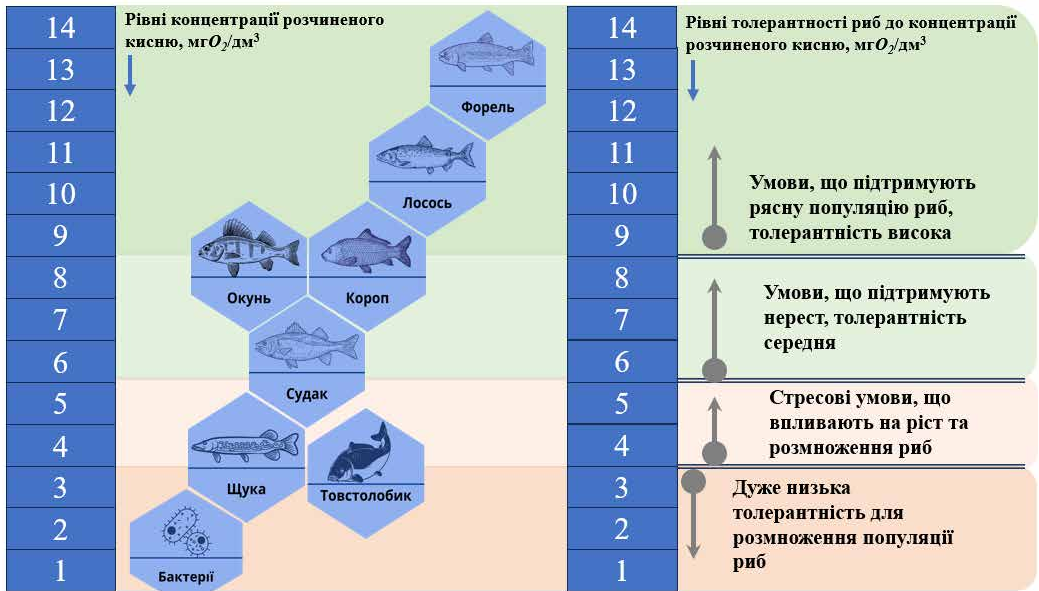


Рис. 3.3. Оптимальні рівні концентрації розчиненого кисню у воді та діапазон толерантності для нормального функціонування риб (власна інтерпретація, що розроблено на основі досліджень в даній галузі [35–38])

Що стосується бактерій, зміни рівня концентрації розчиненого кисню у воді їх не дуже турбують. Якщо весь кисень на рівні води буде використано, бактерії почнуть використовувати нітрати для розкладання органічних речовин, процес, відомий як денітрифікація. Якщо весь азот буде витрачено, вони почнуть відновлювати сульфат. Якщо органічна речовина накопичується швидше, ніж розкладається, осад на дні озера просто збагачується органічним матеріалом [35–38].

Щоб розуміти наскільки той чи інший вид риби матиме стресові умови при коливанні рівнів концентрації кисню у воді вчені (Bulbul Ali A., Mishra A., 2022 р.) [35] пропонують враховувати діапазон толерантності риб до кисню (рис. 3.3). Відповідно, висока толерантність та оптимальні умови що підтримуватимуть рясність популяції риб будуть за умов концентрації розчиненого кисню у воді більше $9,0 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$.

Всесвітній альянс якості води (World Water Quality Alliance – WWQA) для якості природних вод визначає основні п'ять головних параметрів: розчинений кисень, електропровідність, сполуки азоту (нітрати, нітрити), pH води [47]. Об'єднана природоохоронна агенція (EPA) до основних критеріїв якості води для водної біоти, які також прописані у Міжнародному стандарті якості води (Water Quality Standard) відносять розчинений кисень (*dissolved oxygen*), загальну твердість води (*total hardness*), загальну кількість розчинених твердих речовин (*total dissolved solids*), біохімічне споживання кисню (*biochemical oxygen demand*), хімічне споживання кисню (*chemical oxygen demand*), електропровідність (*electrical conductivity*) [48]. Варто зазначити, що обидві організації у описі вимог до якості води для водної біоти підкреслюють, що найбільш вагомим є показник розчиненого кисню у воді.

З огляду на проведений теоретично-аналітичний аналіз щодо нормативів якості вод та важливості показників води, концентрація яких суттєво (найбільш вагомо) впливає на розмноження та життєдіяльність риб (водної біоти), нами для проведення інтегральної оцінки екологічного стану якості води Київського водосховища для рибогосподарського призначення, було обрано наступні показники: гідрохімічні (аніонний склад, катіонний склад, біогенні речовини, показники кисневого балансу); гідроекологічні (вміст важких металів), що визначають водну безпеку.

У додатку Н наведені порівняння значень нормативів якості води для рибогосподарського призначення. Варто зазначити, що нормативи ЄС [31], Греції (як приклад) [17] та галузевого стандарту України [24] враховують значення показників відповідно до біологічних особливостей риб, тобто показники мають поділ на відповідні категорії.

Директива Ради ЄС 78/659/ЄС [31] стосовно якості прісних вод, які потребують захисту або поліпшення для підтримки сприятливих умов для життя риби поділяє значення показників на дві категорії риб (I категорія – лососеві (*Salmonidae*), II – карпові (*Cyprinidae*)). Також цей принцип поділу присутній в нормативах країни Грузії (I категорія – лососеві (*Salmonidae*), II – інші види, куди

входять карпові (*Cyprinidae*)) [17]. Галузевий стандарт України пропонує поділ нормативів за трьома категоріями риб, зокрема лососеві (*Salmonidae*), осетрові (*Acipenseridae*) та карпові (*Cyprinidae*) [24]. Слід уточнити, що жоден нормативний документ не врахує бактеріологічних показників якості води (загальне мікробне число, число ентерококів тощо), які можуть бути також індикаторами водної безпеки.

З огляду на вище наведений аналіз нормативів якості води для рибогосподарського призначення, та враховуючи біологічні особливості категорії риб в умовах кисневого забезпечення водойм, для оцінювання екологічного стану води Київського водосховища пропонуємо брати нормативи галузевого стандарту України (СОУ 05.01–37–385:2006 [24]) для показників якості води як вміст аніонів, катіонів, біогенних речовин та показників кисневого балансу (додаток Н), та вимоги з Методики «Екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [1] щодо показників якості поверхневих вод, які відносяться до специфічних речовин токсичної дії (кадмій, свинець, мідь, цинк), прийнявши І клас якості як за оптимальні умови для водних організмів. Також нами за основу в оцінюванні обрані *вимоги для категорії риб – карпові (родина Коропові (Cyprinidae): карась звичайний, товстолобик, короп, чехоня та ін.)*, оскільки їхні види є найбільш поширеними у Київському водосховищі. Зокрема, це прописано у проведених 2007 р. спільних наукових досліджень [43] вченими Інституту гідробіології НАН України (Ситник Ю. М., Калиновська А. В., Бурмістренко С. П.), зоології ім. І. І. Шмальгаузена НАН України (Ткаченко В. О.), Київського національного університету ім. Тараса Шевченка України (Подобайло А. В., Салій С. М.) щодо видового складу молоді риб Київського водосховища. Дослідження показали, що у водосховищі мешкає 38 видів риб, які належать до 10 родин, найбільшу частину яких займає родина Коропові. Також у водосховищі мешкають риби родини Щукові та Окуневі (судак звичайний, окунь річковий та інші) [43], які мають схожі біологічні властивості щодо вимог до якості води за показниками кисневого балансу як до родини Коропові. Ще одним підтвердженням факту, що найбільш

розповсюдженні у водосховищі є риби родини Коропові це дані з нормативного документу «План управління річковим басейном Дніпра 2025–2030» [16, ст. 18].

Отже, за основу оцінки якості води для рибогосподарських цілей приймаємо умови яким має відповідати вода для розмноження та функціонування риб родини Коропові, приймаючи до уваги, що родини Щукові та Окуневі мають схожі вимоги до якості води.

У додатках К-Л наводимо оптимальні значення показників якості води для проведення оцінювання води для рибогосподарського призначення (дод. К) та класи якості води за показником розчиненого кисню у воді для вод рибогосподарського призначення з характеристикою рівнів толерантності риб до кисню (дод. Л). В подальших оцінках якості води для рибогосподарського призначення будемо керуватися додатками К-Л.

За інтегровану одиницю оцінки водойми для рибогосподарських цілей беремо показник концентрації розчиненого кисню, оскільки він є основним визначальним індикатором для функціонування гідробіонтів, достатня норма якого у воді дозволяє риbam дихати, розмножуватися [35–37], а також приймати участь у фотосинтезі, посилювати процеси самовідновлювання [3], та який відображає ступінь інтенсивності окиснювальних і відновлюваних процесів у водоймі [23, 44].

*Методика оцінки якості води з використанням екологічного індексу (I_E)
за лімітуючою ознакою шкідливості*

Для оцінки екологічного стану води для водойм рибогосподарського призначення варто користуватися методикою розрахунку комплексного екологічного індексу (I_E), яка дозволяє оцінити стан води загалом для водної біоти.

Проте, зокрема для оцінювання якості води саме для водойм рибогосподарського призначення, головними аспектами якості води є врахування рибогосподарських гранично–допустимих концентрацій показників води, лімітуючих ознак шкідливості (ЛОШ) та біологічних особливостей категорій риб.

Учені Одеського державного екологічного університету (Юрасов С. М., Кур'янова С. О., Колісник А. В. та ін. [45–46]) удосконалили методику 1998 року «Екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [1], запропонувавши 2 та 3 блоки показників діючої методики розбити на 5 блоків відповідно до кількості ЛОШ за рибогосподарськими нормами та врахувати ефект сумарної дії показників.

Відповідно до пропозицій вище зазначених вчених, узагальнену оцінку якості водойми проводимо згідно з інтегральним екологічним індексом якості води (I_E), враховуючи критерії ЛОШ та ГДК для рибогосподарського призначення. Зокрема запропонували 8 блоків показників:

Блок 1: класифікація вод суші та естуаріїв за критеріями мінералізації.

Блок 2: класифікація за трофо–сапробіологічними критеріями.

Блок 3: класифікація за критеріями з загальносанітарною ЛОШ.

Блок 4: класифікація за критеріями з токсикологічною ЛОШ.

Блок 5: класифікація за критеріями з санітарно–токсикологічною ЛОШ.

Блок 6: класифікація за критеріями з органолептичною ЛОШ.

Блок 7: класифікація за критеріями з рибогосподарською ЛОШ.

Блок 8: класифікація за критеріями специфічних показників радіаційної дії.

Відповідно до методики ОДЕКУ [45–46] оцінку за показниками блоків 1–2, 8 – проводять відповідно до алгоритму що наведено в методиці [1]. Оцінку за показниками блоків 3–7 проводять враховуючи ефект спільної дії речовин, лімітуючу ознаку шкідливості (ЛОШ) та рибогосподарські відповідні гранично допустимі концентрації. Індеси за цими блоками розраховують як суму концентрацій в долях від $ГДК_{риб.}$.

Індеси по блоках 3–7 для кожного окремо розраховують за формулою 3.1 [45–46]:

$$\varphi = \sum (C_i / ГДК_i), \quad (3.1)$$

Де, C_i – концентрація i – показника, $ГДК_i$ – гранично допустимо концентрація i – показника.

За сумою блокових індексів (3–7) оцінюється блоковий індекс відповідно до таблиці 3.2.

Таблиця 3.2.

Екологічна класифікація якості поверхневих вод за критеріями вмісту токсичних речовин із урахуванням ефекту спільної дії [45–46]

Клас якості	I	II		III		IV	V
Категорія якості	1	2	3	4	5	6	7
$\varphi = \sum (C_i / ГДК_i)$	$\leq 0,25$	0,26–0,50	0,51–1,00	1,01–2,00	2,01–4,00	4,01–8,00	$> 8,00$
Колір							
Характеристика класів і категорій							
• якості вод зі їхнім станом	відмінні	дуже добрі	добрі	задовільні	посередині	погані	дуже погані
• якості вод за ступенем їхньої чистоти (забрудненості)	дуже чисті	чисті	досить чисті	слабко-забруднені	помірно забруднені	брудні	дуже брудні

У наших дослідженнях, враховуючи оцінку води за екологічним індексом (I_E), оцінку якості води для водойм рибогосподарського призначення проводили за Блоками 1, 2 та 4. Алгоритм виконання наведено в додатку Г.

3.4. Методика оцінки якості води для зрошення

У даному розділі описано методику для проведення оцінювання якості води Київського водосховища за іригаційним критерієм.

Зрошення є одним із основних напрямків водоспоживання у сільському господарстві. Зміни клімату, спричинивши зміни гідрологічного режиму, кількості та якості водних ресурсів, призвели до суттєвого дефіциту води для аграрного бізнесу [119, 120]. Внаслідок стійкого підвищення температурного режиму дефіцитом природного вологозабезпечення площі території України збільшився у 7 разів, зволоження територій зменшилося до 10 % порівнюючи із 2015 роком [49]. Відповідно зрошення виступає як спосіб вирішення проблем водозабезпечення сільськогосподарських земель [50]. Проте слід розуміти, що вода, яку необхідно використовувати для зрошення має відповідати певним

нормам [186]. Природні поверхневі води водосховищ України, в тому числі і Київського, використовується для зрошення. Екологічний стан поверхневих вод погіршується за рахунок інтенсифікації сільського господарства, урбанізації [7] та відповідно активних військових дій [9].

Якість води, що використовують для поливу культур є головним фактором нормального росту рослин [186]. Погана якість води може позначитися на майбутній якості сільськогосподарської продукції [14].

Існує чотири основні критерії за якими проводиться оцінка якості поверхневих вод для зрошення [14]:

1. *Концентрація розчинних солей.* Основними катіонами, які присутні в зрошувальних водах є Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^{+} , а основними аніонами – Cl^{-} , SO_4^{2-} , HCO_3^{-} . Можуть бути присутні й інші, проте вони не мають впливу на солоність води. Визначення рівня солоності можна проводити шляхом електропровідності. Коли рівень солоності вод досить високий, варто добре дренажувати ґрунт.

2. *Концентрація Na^{+} щодо концентрації інших основних катіонів.* Високі концентрації Na^{+} щодо концентрацій Ca^{2+} та/або Mg^{2+} , можуть призвести до збільшення частки вільного, здатного до обміну Na^{+} в ґрунті. Це у свою чергу призводить до збільшення рН ґрунту до 8,5 і більше.

3. *Концентрація токсичних елементів,* які можуть негативно впливати на ріст рослин та представляти небезпеку. Забруднювальні речовини із зрошувальної води можуть накопичуватися у ґрунтах й зробити його непридатним для сільського господарства. Для кожного виду рослин можуть бути токсичними певні індивідуальні сполуки [14].

4. *Концентрація поживних (біогенних) елементів.* Високі концентрації нітратів і фосфатів у водах створюють екологічну небезпеку для водної екосистеми. Проте з іншої сторони, для вод, що використовуються для зрошення – вони є додатковим джерелом надходження до ґрунту сполук азоту та фосфору, які є необхідними для живлення сільськогосподарських культур [14].

Розглядаючи критерії оцінки природної води для зрошення, саме перший критерій – є найбільш вагомими, оскільки від нього залежать агрономічні ризики

як засолення, зниження водопроникності ґрунтів. Екологічні ризики як забруднення води токсичними речовинами та високими концентраціями біогенних речовин – прямого впливу на сільськогосподарські культури не мають.

Методологічна проблема у розробці загальних критеріїв оцінювання якості вод для зрошення полягає в тому, що одночасно потрібно враховувати різні за своєю природою вимоги. Так провідні фахівців з даної галузі Л. В. Войтенко, В. А. Копілевич [54] зазначають, що критерії якості води для зрошення мають забезпечити відсутність негативного впливу води на зрошувальні землі, враховуючи тип ґрунту, гарантувати епідеміологічну безпеку для зрошувальних територій, вирощеної продукції, поверхневих та ґрунтових вод.

В Україні діють агрономічні та екологічні критерії оцінки якості води для зрошення, що наведені у національних стандартах: ДСТУ 2730:2015. Захист довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії [52]; ВНД 33–5.5–02–97. Вода для зрошення. Екологічні критерії [53].

Вище описані перший і другий критерії – відносяться до агрономічних критеріїв якості води для зрошення, третій і четвертий – до екологічного критерію.

Основна мета агрономічних критеріїв оцінювання якості води є попередження процесів засолення ґрунтів, збереження родючості ґрунтів, забезпечення планової врожайності сільськогосподарських культур [52]. Мета екологічних критеріїв – попередження можливого негативного впливу на характеристики родючості ґрунтів та їх відповідність санітарно–гігієнічним вимогам, дотримання харчової якості сільськогосподарської продукції [53, 175].

Пропонуємо проводити оцінку якості води водосховища для зрошення з врахуванням агрономічних та екологічних критеріїв (рис. 3.4). Алгоритм виконання наведений в додатку Д.

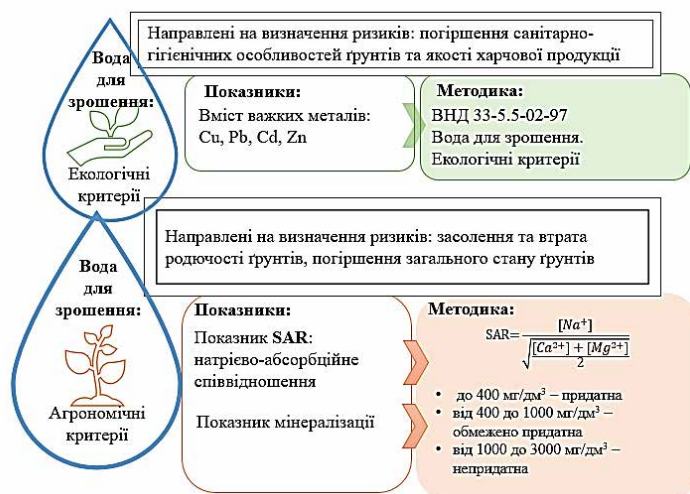


Рис. 3.4. Схематичне відображення критеріїв оцінки якості води Київського водосховища для зрошення (розроблено на основі літератури [51–55, 175])

Ми пропонуємо до агрономічних критеріїв включити показник *SAR* (Sodium-Adsorption-Ratio), та мінералізацію (сума розчинених солей), які надають повну характеристику води щодо прогнозованого засолення ґрунтів. До екологічних критеріїв включити показники вмісту важких металів у воді (Cu, Pb, Cd, Zn), які демонструють безпечність води для використання в цілях зрошення (токсичність важких металів) та якість води, що не буде впливати на санітарно-гігієнічний стан ґрунтів.

Агрономічні критерії

Оцінка природної води для зрошення проводимо на критеріях мінералізації (концентрація розчинних солей) з використанням показника *SAR*.

Класифікацію зрошувальних вод щодо здатності їх до осолонцювання ґрунту дає департамент сільського господарства США. Величина негативного впливу Na^+ оцінюється за показником *SAR* – Sodium–Adsorption–Ratio (натрієво–абсорбційне співвідношення) [51]. Визначення даного показника проводиться за формулою 3.2:

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{2}}} \quad (3.2)$$

Відповідно до величини *SAR* виділяють 4 типи вод [14, 51]:

0–10: слоболужні з малою небезпекою осолонцювання;

10–18: середньолужні з середньою небезпекою осолонцювання;

18–26: сильнолужні з високою небезпекою осолонцювання;

>26: сильнолужні з дуже високою небезпекою осолонювання.

Вода Київського водосховища відноситься до гідрокарбонатного класу, сульфатно-хлоридно-кальцієві води *другого* типу (II). Розрахунок робимо для води II типу. При використанні природної води для зрошення обов'язково потрібно враховувати тип ґрунту та ґрунтовий рельєф.

Залежно від мінералізації за класифікацією А. М. Костякова [14], іригаційні води класифікують наступним чином: вода підходить для поливу – містить не більше 400 мг/дм³ розчинених солей; вода, у якій від 400 до 1000 мг/дм³ розчинених солей, потребує обережного підходу з урахуванням комплексу умов її використання; вода, у якій від 1000 до 3000 мг/дм³ розчинених солей, засолює ґрунти, непридатна для використання.

Екологічні критерії

За оцінкою якості води водосховища для зрошення за екологічними критеріями виділяють 2 класи води [53]: I клас – «придатна»: вода за показниками відповідає нормам; II клас – «обмежено придатна»: використовують для зрошення за умов екологічного контролю та обов'язково застосування комплексу агро меліоративних заходів. Непридатною вважається вода, якщо її показники виходять за межі II класу якості.

Оцінювання якості води для зрошення проводимо за вмістом важких металів у воді. Пропонуємо брати для інтегральної оцінки основні показники, які суттєво впливають на санітарний стан ґрунтів та вод – мідь, цинк, свинець та кадмій. Градація цих показників стосовно класу якості води представлена у таблиці 3.3.

Таблиця 3.3.

Оцінка якості зрошувальної води за вмістом важких металів (мг/дм³)

№	Назва	Оцінка якості води	
		I клас	II клас
1	Мідь (Cu), мгCu/дм ³	<0,5	0,5–1,0
2	Цинк (Zn), мгZn/дм ³	<0,08	0,08–0,2
3	Свинець (Pb), мгPb/дм ³	<0,02	0,02–0,05
4	Кадмій (Cd), мгCd/дм ³	<0,005	0,005–0,01

Воду вважають *придатною для зрошення* якщо вона відповідає наступним критеріям: за агрономічним критерієм – вода є слоболужною з малою небезпекою осолонцювання (*SAR* – не більше 10), містить до 400 мг/дм³ розчинених солей (мінералізація); за екологічним критерієм – концентрація важких металів у воді відноситься до I класу якості води (відповідно до встановлених вимог ВНД 33–5.5–02–97 [53]); відповідно до Постанови КМУ №766 від 02.09.2020 р. полив безпечний вважається коли якість води зрошувальних вод за агрономічними та екологічними критеріями відноситься до I класу [175].

3.5. Методика оцінки якості води для питних та господарсько–побутових потреб населення

У даному розділі описана методика для проведення оцінювання якості води Київського водосховища за гігієнічним критерієм.

У сучасних умовах оцінювання якості води для *питного* (централізоване та нецентралізоване водопостачання) та *господарсько–побутового* (водокористування в оздоровчих, рекреаційних та спортивних цілях) водокористування потребує використання методів інтегральної оцінки на основі індексів, що у свою чергу є індикатором [55–56, 62]. Індекси якості води дозволяють скомпонувати значну кількість показників якості води в один показник, виражений у безрозмірній якісній кваліметричній шкалі (наприклад:

дуже добре – добре – задовільно – погано) і дозволяють дати відповідь на просте питання, яка якість води для певного виду водокористування [61].

В екологічній науці широко використовують узагальнені індекси якості води для моніторингових досліджень. Вітчизняні вчені [54, 61] якість води виражають у вигляді інтегрального показника – WQI (індекс якості води) в модифікації із узагальненою функцією бажаності Харрінгтона. Оцінку якості води Канівського водосховища дослідники [63] провели на основі розрахунку індексу якості води WQI. У роботі вчених [64] розраховано блокові індекси для оцінки Запорізького (Дніпровського) водосховища. Дослідниками [65–66] розроблено різноманітні індекси, які використовують для моніторингу і оцінки стану води у водотоках. Вчені [67] при проведенні оцінки якості води як джерела питного водопостачання містами півдня Дніпропетровської області, використали для оцінки індекс якості води з ентропійним ваговим коефіцієнтом. Групою науковців [68] запропоновано робити оцінку якості води для різних потреб з врахуванням індексів якості, зокрема індексу забруднення води для гідрохімічної оцінки води питного та господарсько-побутового використання, індексу Саїда для оцінки якості води загального користування, індексу забруднення Немерова для комплексної оцінки якості води.

Інтегральний підхід базується на використанні суми показників якості води [69, 144–145]. Цей підхід реалізовано в тому, що інтегральна оцінка якості питної води централізованих систем водопостачання базується на введенні вагових коефіцієнтів ризиків від певних видів забруднювачів до розрахункової формули інтегрального показника [70].

Індекс якості води WQI є одним із індексів, які широко використовуються для оцінки якості води для питних та господарсько-побутових цілей [6, 25, 28, 45, 46, 61–62, 69]. Аналіз динаміки кількості публікацій у базі даних WoS Core Collection показав стрімке зростання їх від 940 публікацій у 2013 р. до 3497 у 2022 р. [61]. Еволюція досліджень WQI за рік у базі даних Scopus 2022 р. показує також ріст публікацій. Між 1975 р. і 1988 р. кількість досліджень залишалася незначною (від 1 до 13 досліджень). У 1998 р. кількість досліджень збільшилася

до 46 і поступово зросла до 466 публікацій у 2011 році. Дослідження WQI значно зросли за останнє десятиліття, демонструючи, що WQI став важливою темою дослідження [62].

Індекс WQI базується на фізичних, хімічних і біологічних факторах, які об'єднують в одне значення в діапазоні від 0 до 100 і включають 4 процеси: вибір параметра; перетворення необроблених даних у загальну шкалу; надання вагових коефіцієнтів; агрегування значень субіндексів та визначення класу якості води.

У науці існує кілька індексів якості води, зокрема ваговий арифметичний індекс якості води (WAWQI – Weighted Arithmetic Index methods for Water quality), індекс якості води Канадської Ради міністрів навколишнього середовища (CCMEWQI – Canadian Council of Ministers of Environment Water Quality Index), Індекс якості води Національного санітарного фонду (NSFWQI – National Sanitation Foundation Water Quality Index), Орегонський індекс якості води (OWQI – Oregon Water Quality Index) [61–62, 68–69].

Нами для проведення оцінювання якості води Київського водосховища обрано ваговий арифметичний індекс якості води (WAWQI), застосування якого базується на змінній кількості та типах параметрів (показників) якості води у порівнянні з відповідними стандартами стосовно виду водокористування. Зважений арифметичний індекс використовується для розрахунку індексу якості води та класифікує якість води за ступенем чистоти за допомогою найбільш часто вимірюваних змінних якості води. Метод широко застосовувався різними зарубіжними науковцями [62].

Методика передбачає включення 9 показників, які є найбільш вагомими з огляду на проблему дослідження та попередньо визначені для певного виду водокористування. Нами обрано показники якості води, які можуть впливати на стан якості води як джерела для питних та господарсько–побутових потреб. До них віднесли (табл. 3.4): каламутність (як фізичний показник що впливає на загальний стан води, погіршуючи загальні умови водойми для господарсько–питних потреб), рН води (хімічний показник, який не повинен виходити за межі

6,5–8,5), концентрації у воді сполук азоту та фосфору (біогенні речовини, наявність яких у високих дозах може спричинити захворювання у людини), загальний вміст солей (мінеральний склад води, високі вмісти якого можуть впливати на організм людини), уміст розчиненого кисню, *E. Coli* (показник епідемічної безпеки води, наявність його уже буде свідчити про загрозу для здоров'я).

Таблиця 3.4.

**Обґрунтування вибору параметрів (показників) для оцінки якості
води за ваговим арифметичним індексом якості води**

№	Параметри (показники)	Пояснення	Стандартне значення	Література
1	Каламутність	Фізичний показник що впливає на загальний стан води, погіршуючи загальні умови водойми для господарсько–питних потреб.	Не більше 1,0	[58, 59]
2	pH	Хімічний показник, який не повинен виходити за межі 6,5–8,5.	8,5	[57]
3	NH_4^+ , $\text{mgNH}_4^+/\text{dm}^3$	Біогенні речовини, наявність яких у високих дозах може спричинити захворювання у людини. Вони відносяться до категорії санітарно-токсикологічного впливу на здоров'я людини.	2,0	[57]
4	NO_3^- , $\text{mgNO}_3^-/\text{dm}^3$		45,0	
5	NO_2^- , $\text{mgNO}_2^-/\text{dm}^3$		3,3	
6	PO_4^{3-} , $\text{mgPO}_4^{3-}/\text{dm}^3$		3,5	
7	Загальний вміст солей, mg/dm^3	Це показник мінерального складу води, високі вмісти якого можуть впливати на організм людини. Не повинен перевищувати за сухим залишком 1000 mg/dm^3 , у тому числі хлоридів – 350 mg/dm^3 , сульфатів – 500 mg/dm^3 .	До 1000	[57]
8	Розчинений кисень, mg/dm^3	Не повинен бути менше 4 mg/dm^3 в будь-який період року в пробі, відібраній до 12-ї години дня.	Не менше 4,0	[57]
9	Індекс лактопозитивних кишкових паличок в 1 dm^3 води (<i>E.coli</i>)	Показник епідемічної безпеки води, наявність його уже буде свідчити про загрозу для здоров'я. Досить небезпечна бактерія, що відноситься до групи коліформних бактерій.	До 5000	Нормативне значення відповідно до МУ №2285–81

Розрахунок індексу якості води (WAWQI) проводимо у три етапи відповідно до методики [70]. Алгоритм виконання наведений у додатку Е.

Перший етап передбачає розрахунок одиничних вагових коефіцієнтів (W_n) для кожного параметра (показника якості води). Його розраховують як пропорцію відповідно до певного стандарту параметра. Для цього використовуємо формулу 3.3:

$$W_n = \frac{K}{S_n}, \text{ де} \quad (3.3)$$

W_n – ваговий фактор для кожного n параметра

S_n – стандартне значення n параметрів якості води.

K – константа пропорційності. Для її розрахунку використовуємо формулу 3.4:

$$K = \frac{1}{1/S_1 + 1/S_2 + 1/S_3 \dots + 1/S_n} = \frac{1}{\sum \frac{1}{S_n}}, \quad (3.4)$$

$S_1 \dots S_n$ – стандартні значення параметрів 1 ... n .

Важливою умовою при розрахунку вагового коефіцієнту W_n – він має становити 1.

Другий етап передбачає визначення рейтингу якості для n -го параметра якості води або субіндексу (Q_n). Рейтинг якості або субіндекс (Q_n), що відповідає n -му параметру, є числом, що відображає відносне значення цього параметра в досліджуваній воді відносно його допустимого стандартного значення. Розраховуємо за формулою 3.5:

$$Q_n = \frac{[(V_n - V_0)]}{[(S_n - V_0)]} * 100, \quad (3.5)$$

Q_n – рейтинг якості або субіндекс для n -го параметра якості води.

V_n – фактичне значення n -го параметра.

V_0 – ідеальне значення n -го параметра в чистій воді.

S_n – стандартне значення n параметрів якості води.

Згідно з методикою значення V_0 – практично для всіх показників = 0, оскільки передбачає ситуацію, що забруднення у воді відсутнє, всі параметри відповідають нормативам. Проте для таких показників як pH води та *вміст*

розчиненого кисню – згідно методики дане значення потрібно розраховувати, враховуючи умови, що V_0 для рН становить 7,0, V_0 для параметра розчиненого кисню становить – 14.

Третій етап передбачає розрахунок загального індексу якості води (WAWQI). Загальний WQI – це сукупність рейтингу якості (Q_n) і ваги одиниці (W_n) лінійно. Проводимо визначення за формулою 3.6:

$$WQI = \frac{\sum W_n \cdot Q_n}{\sum W_n} \quad (3.6)$$

Всі формули уведено в програму Excel.

Градуювання розрахункових значень WQI здійснюємо відповідно до встановленої шкали (табл. 3.5).

Таблиця 3.5.

Категоризація індексу якості води WQI для оцінки якості води з метою використання її у питних та господарсько-побутових цілях

Значення індексу якості води WQI [62, 63, 70]	Якість води [62, 63, 70]	Клас [71]	Пояснення [62, 63]	Колір [62]
0–25	відмінна	A	Воду можна використовувати для питних та господарсько-побутових цілей без будь-якої обробки.	Блакитний
25–50	добра	B	Воду можна використовувати для господарсько-питних цілей, проте для питних потреб – бажано провести обеззараження (залежно від параметра, який впливає на якість води).	Зелений
51–70	низька	C	Воду можна використовувати для пиття лише після проведення первинної обробки з подальшим знезараженням.	Жовтий
76–100	дуже низька	D	Воду можна використовувати для пиття лише після проведення первинної обробки з подальшим знезараженням.	Оранжевий
Більше 100	найгірша	E	Воду бажано не використовувати для питних та господарсько-побутових потреб, вона може бути використана для технічних цілей. Відповідно потребує заходів з обробки.	Червоний

3.6. Методика розрахунку інтегрального індикатора водного дефіциту

Однією із головних проблем управління водними ресурсами України є забезпечення населення і галузей економіки водними ресурсами у необхідній кількості належної якості, що є стратегічно важливим завданням для нашої країни [30], особливо в умовах війни [9].

Україна належить до держав із незначним забезпеченням водними ресурсами [74]. Вченими [49] доведено, що внаслідок підвищення температурного режиму площа території України із значним дефіцитом природного вологозабезпечення за період 1990–2015 рр. збільшилася на 7%, та за умов збереження існуючих темпів до 2050 р. та 2100 р. – збільшиться до 56 та 71 % відповідно. Зростання середньомісячної температури підвищує потенційне сумарне за місяць випаровування (без урахування інших факторів) на 9% [49].

Зміни клімату, війна і обумовлене ними зменшення доступних до використання водних ресурсів, з одного боку негативно відбиваються на умовах водозабезпечення галузей економіки, з іншого – погіршується екологічна рівновага у водній екосистемі річок, озер та водосховищ.

Доступні для використання запаси поверхневих вод досить не рівномірно розподілені по території України. Для порівняння, в Івано–Франківській області забезпеченість водними ресурсами на одну людину становить 3,26 тис.м³/рік (за класифікацією – проміжна забезпеченість), тоді як в Київській області – 0,46 тис.м³/рік (за класифікацією – катастрофічна низька забезпеченість), Херсонській області – 0,22 тис.м³/рік (за класифікацією – катастрофічна низька забезпеченість) [49]. Згідно з прогнозом Одеського державного екологічного університету [75] щодо стану водних ресурсів України, на основі моделі «клімат–стік» на період 2030–2040 рр., водні ресурси степової зони можуть знизитися до 40–50%, а на решті території досягти 24–40%. Саме Київське водосховище є життєво необхідним для водозабезпечення Київської області і потребує детального аналізу щодо визначення дефіциту для конкретних потреб.

Питання дефіциту води, зменшення водозабезпеченості в умовах змін клімату, військової діяльності є досить актуальним для проведення інтегральної оцінки стану водних ресурсів країни. Якщо виникає дефіцит води, тоді існує значний розрив між пропозицією та попитом на воду відповідної якості.

Щоб мати уяву про доступну кількість та належну якість води для певних видів водокористування можна використати *індикатор водного дефіциту води* за секторами (видами водокористування), що включає якість води – *WSq (Water Scarcity including quality)*. Він розраховує кількісно величину доступної води з врахуванням найгіршого показника що може спричинити погіршення якості води – WSq [73]. Він досить широко використовується науковцями в екологічних дослідженнях з управління та менеджменту водними ресурсами в європейських країнах.

Даний індикатор WSq дозволяє включати показники, які є безпосередніми чинниками забруднення природної води, впливаючи на її якість. Вимоги до якості води відрізняються залежно від цільового використання. Раціональне управління водними ресурсами для різних видів використання потребує не лише врахування попиту на кількість необхідної води, але й врахування специфіки підбору кожного показника для розрахунку індикатора водного дефіциту.

Нами проведений аналіз якісного стану води Київського водосховища. Для визначення кількісної величини для різних видів водокористування з врахуванням безпечної води використовуємо – WSq.

Цей індикатор WSq інтегрує (поєднує) два компоненти що відповідають за кількісну величину (визначає дефіцит води) і якісну величину природної води (визначає якість води відповідно до потреби). Поєднуючи ці два компоненти ми можемо спрогнозувати водні проблеми для певних видів водокористування за попитом і пропозицією. Слід розуміти, що інтегральний індикатор водного дефіциту WSq – це показник, який показує, яка кількість доступної якісної (чистої) води необхідна для виду водокористування.

Алгоритм проведення розрахунків наведено в додатку М.

Для розрахунків індикатора WSq першою умови є проведення екологічної оцінки стану природної води для певного виду водокористування з визначенням ключових (пріоритетних) показників, які найбільш суттєво впливають на якість води.

Наступним етапом передбачено проведення самих розрахунків.

Для розрахунку індикатора водного дефіциту WSq використовуємо методику van Vliet, M.T.H., Flörke, M., Wada, Y. (2017) [73]. Алгоритм даної методики відрізняється від інших тим, що дана методика дозволяє інтегрувати обрані показники якісного стану води до визначення кількості чистої води яка є необхідною для певного виду водокористування.

Нами була адаптована методика [73] до наших досліджень. Індикатор WSq розраховуємо як відношення галузевих водозаборів прийнятної якості води до загальної доступно кількості води за формулою 3.7:

$$WSq = \frac{\sum_{j=1}^n (D_j + dq_{ij})}{Q}, \text{ де} \quad (3.7)$$

WSq (water scarcity including quality) – дефіцит води, включаючи якість води (безмірна величина).

D_j – загальне споживання води за сектором j , визначається для кожного виду водокористування окремо ($\text{км}^3/\text{рік}$).

$dq_{i,j}$ – додаткова кількість чистої води, яка необхідна для розбавлення забрудненої води до відповідної якості води для сектора j з урахуванням забруднювача i ($\text{км}^3/\text{с}$), розрахункова величина.

Показник $dq_{i,j}$ розраховується на основі стандарту певного показника якості води за формулою 3.8:

$$dq_{i,j} = \begin{cases} 0, & \longrightarrow C_i \leq C_{\max i,j} \\ \left(\frac{Q * C_i}{C_{\max i,j}} - Q \right), & \longrightarrow C_i > C_{\max i,j} \end{cases} \quad (3.8)$$

C_i – фактична концентрація i показника якості води для певного сектору (виду водокористування) (одиниця вимірювання залежить від розглянутого параметра якості води).

$Стах_{i,j}$ – максимальне (нормативне) значення i показника якості води для певного сектору (виду водокористування) (одиниця вимірювання залежить від розглянутого параметра якості води).

Q – загальна кількість води у водному об'єкті ($км^3$).

Якщо концентрація i показника (забруднювача) не перевищує встановленим нормативним значенням, $dqi,j = 0$.

Якщо концентрація i показника (забруднювача) перевищує встановлені нормативні значення, розрахунок dqi,j проводимо за формулою вище.

Якщо за умовами якості води вважається кращою якщо концентрація i показника перевищує нормативне значення, тоді проводимо розрахунок dqi,j як для умови – $Ci > Стах_{i,j}$, використовуючи формулу вище.

Всі розрахунки ведуться в програмі Excel.

Градація індикатора водного дефіциту WSq наведена у таблиці 3.6 [73].

Таблиця 3.6.

Інтерпретація результатів індикатора водного дефіциту

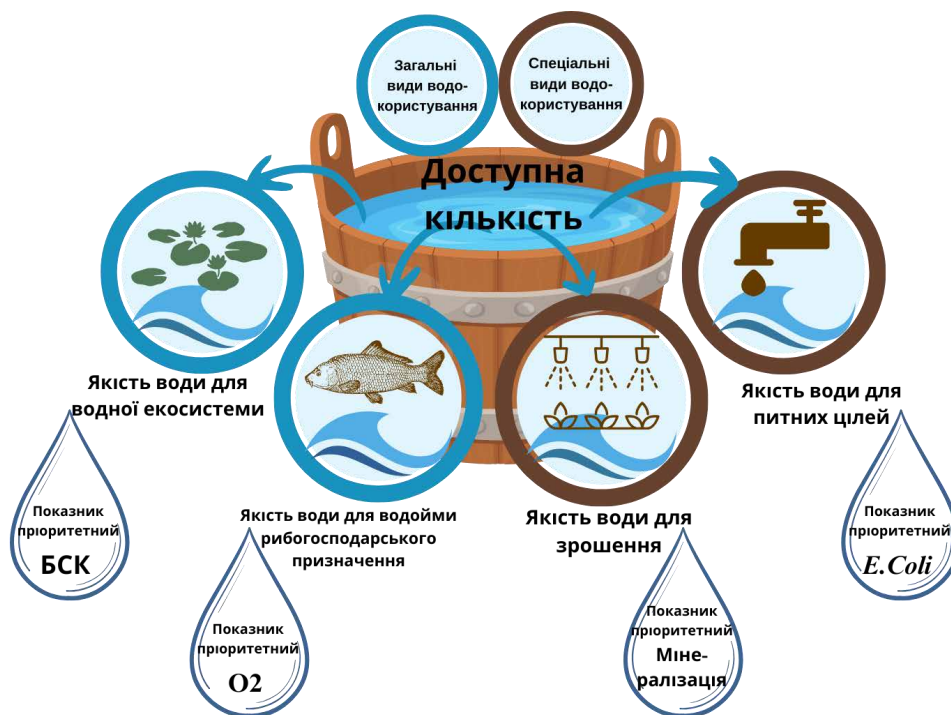
Градація	Індикатор водного дефіциту WSq	Пояснення	Колір
0–0,2	Низький рівень	Дефіциту води немає. Кількість доступної якісної води достатня для j сектора.	Зелений
0,2–0,4	Середній рівень	Дефіцит води відчутний, варто звернути увагу які показники вплинули на доступність якісної води для j сектора. Кількість доступної якісної води частково достатня для j сектора.	Жовтий
0,4–0,6	Високий рівень	Рівень дефіциту води високий. Існує ризик забруднення води, що унеможлиблює її використання. Кількість доступної якісної води для j сектора – практично не доступна.	Оранжевий
>0,6	Дуже високий рівень	Рівень дефіциту води дуже високий. Водний об'єкт не можна використовувати для j сектора через наявність високо рівня забрудненості. Кількість доступної якісної води для j сектора – відсутня.	Червоний

Інтерпретація результатів WSq дозволяє оцінити до якого виду водокористування найбільше придатний водний об'єкт. Індикатор показує

необхідну кількість доступної якісної води для певного сектору (виду водокористування). Чим менше значення WSq , тим краще підходить водний об'єкт для певного сектору, маючи достатню кількість якісної води – рівень дефіциту води низький. Якщо ж високі значення його – це означає що рівень дефіциту води високий, водний об'єкт потребує додаткової кількості води для його розбавлення до безпечних меж щоб прогнозовано бути використаним для даного сектора (виду водокористування).

РОЗДІЛ 4. ОЦІНЮВАННЯ ЯКОСТІ ВОДИ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ДЛЯ РІЗНИХ ВИДІВ ВОДОКОРИСТУВАННЯ ТА ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ

- 4.1. Сезонна оцінка стану якості води
- 4.2. Оцінка якості води для водної екосистеми та водних біоресурсів із використанням екологічного індексу (I_E)
- 4.3. Оцінка якості води для вод рибогосподарського призначення
- 4.4. Оцінка якості води для зрошення
- 4.5. Оцінка якості води для питних та господарсько-побутових потреб
- 4.6. Визначення інтегрального індикатора водного дефіциту
- 4.7. Евтрофікація води як похідна проблема від забруднення



РОЗДІЛ 4.

ОЦІНЮВАННЯ ЯКОСТІ ВОДИ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ДЛЯ РІЗНИХ ВИДІВ ВОДОКОРИСТУВАННЯ ТА ВОДНОЇ ЕКОСИСТЕМИ

4.1. Сезонна оцінка стану якості води

Екологічну оцінку сезонної динаміки якості води Київського водосховища за гідрохімічними показниками впродовж чотирьох сезонів: літо 2021 р. (III декада 2021 р.), осінь 2021 р. (IV декада 2021 р.), зима 2022 р. (I декада 2022 р.), весна 2022 р. (II декада 2022 р.).

До переліку показників включено водневий показник (pH); лужність (вміст гідрокарбонат-іони HCO_3^-), уміст розчиненого кисню, концентрацію мінеральних форм азоту (амонійного N-NH_4^+ , нітритного N-NO_2^- , нітратного N-NO_3^-), уміст фосфатів (PO_4^{3-}), сухий залишок.

Пробовідбір проведено у пунктах спостереження відповідно до ДСТУ ISO 5667–1:2003 Якість води. Відбирання проб. Частина 1. Настанови щодо проекту програм проведення відбирання; ДСТУ ISO 5667–2:2003 Якість води. Відбирання проб. Частина 2. Настанови щодо методів відбирання проб пробкість води та Постанови Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку перевірки, взяття проб води та проведення їх аналізу» № 828 від 21.08.2019 р.

Проби води у кожному пункті відбирали в трикратній повторності; результати вимірювань було усереднено у вигляді середньозважених величин і наведено в додатку А.

Водневий показник pH, як і вміст розчиненого кисню, є базовим показником, який впливає на всі хімічні та біохімічні процеси у водному середовищі. Тому він нормується для всіх видів водокористування та водоспоживання. Від величини pH залежить життєдіяльність водної біоти, форми міграції різних форм токсикантів (важких металів зокрема), агресивність дії води на конструкції із металів та бетону. Встановлено, що показник pH впливає на токсичність поллютантів, трансформацію біогенних елементів.

Значення рН природних поверхневих вод України близьке до нейтрального та слабколужне (6,8–8,5). Цей показник змінюється за сезонами: зокрема, у літній сезон він підвищується, вода залужується (7,4–8,6), тоді як зі зниженням температури рН знижується в зимовий сезон (6,8–7,4). Це зумовлено впливом температури на природну карбонатну буферну систему, яка переважно регулює показник рН [176].

На рисунку 4.1 показано результати сезонного моніторингу показника рН у шести пунктах спостереження, які свідчать про його відносну стабільність і погодженість із природними трендами. Так, найнижчу величину (7,15) в першому пункті виявлено саме в I декаді 2022 р. Найвищі значення рН виявлено в пунктах 2 та 3 в III декаду 2021 р. – відповідно 8,61 та 8,55. Загалом результати моніторингу показника рН свідчать про те, що вони вкладаються в діапазон нормативних значень для різних видів водокористування та водоспоживання (6,5 – 8,5).

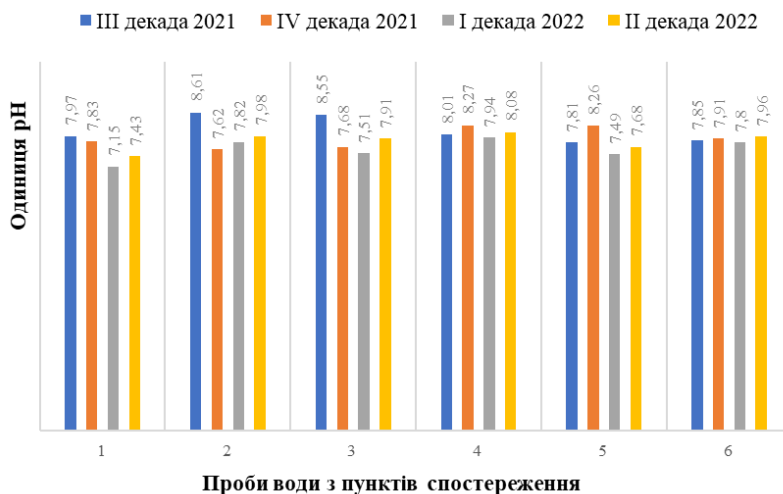
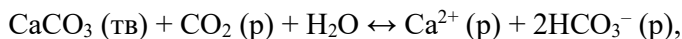
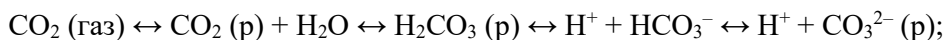


Рис. 4.1. Сезонні коливання величини водневого показника (рН) у пробах води

Уміст гідрокарбонат-іонів (HCO_3^-) в основному характеризує показник лужності (часткової – за рН вище 8,3 та повної – за рН нижче 8,3). Внеском аніонів інших слабких кислот (силікатів, боратів, фосфатів, сульфідів, гуматів), як правило, нехтують через їхній низький уміст порівняно з гідрокарбонатами:

Лужність = $[\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] + [\text{H}^+]$, де концентрації йонів виражені в еквівалентах на літр.

Хімічна рівновага гетерогенних процесів, які контролюють концентрації карбонатів та гідрокарбонатів у водних системах описується так:



де (газ), (р), (тв) – фазовий стан сполук чи йонів, газова фаза, розчин або відповідно тверда фаза.

Показник лужності в сукупності з показником рН та вмістом кальцію й магнію представляє собою глобальну буферну систему, яка на пряму регулює життєдіяльність водної біоти та споживчі властивості води.

На рисунку 4.2 показаний хімізм функціонування карбонатно–гідрокарбонатної системи в природних водах.

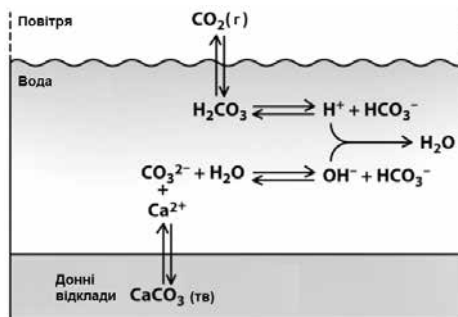


Рис. 4.2. Хімічний механізм функціонування карбонатної буферної системи у природних водах (адаптовано із <https://basicwaterscience.com/chemical-water-quality-parameters/primary-anions-and-cations/carbonate-and-bicarbonate/>): (р) – газова фаза; (тв) – осад.

Аналіз схеми, представленої на рисунку 4.2, свідчить про те, що вміст гідрокарбонатів повинен змінюватися за сезонами через те, що він залежить від:

- температури води: розчинність CO_2 з підвищенням температури знижується, тоді як розчинність CaCO_3 збільшується;

- атмосферного тиску: зі збільшенням його парціальний тиск CO_2 збільшується за законом Генрі;
- кількості опадів та інтенсивності водної ерозії, яка відповідає за концентрацію йонів кальцію, які зв'язують карбонат-йон у нерозчинну сполуку. Так, м'які дощові води знижують концентрацію HCO_3^- , тоді як поверхневий стік із частинками ґрунту збільшує концентрацію розчиненого кальцію через переважання на території дослідження карбонатних ґрунтів.

Розрізнять часткову лужність, яку визначають титруванням методом нейтралізації з індикатором метилоранжем до $\text{pH}=4,5$. Якщо ж pH води перевищує 8,3, тоді визначають повну лужність у присутності фенолфталеїну, яка являє собою сумарний уміст $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$.

Особливо важливим є показник умісту гідрокарбонатів для оцінювання якості води для зрошення, який входить до комплексного показника SAR (Sodium Absorption Ratio – відношення поглинання натрію).

Сезонні коливання вмісту гідрокарбонатів, як і показника pH , зумовлені як природними чинниками (температурою води, кількістю опадів, інтенсивністю дихальних процесів водної біоти), так і антропогенним забрудненням (наприклад, скидом лужних стічних вод, що містять залишки пральних засобів, промисловими стоками тощо).

Уміст гідрокарбонатів у природних поверхневих водах України суттєво відрізняється залежно від природно-кліматичних умов. Так, права частина Київського водосховища розташована в зоні Київського Полісся, ліва частина – межує із зоною Малеого Полісся (р. Десна). За вимогами до природних вод, уміст HCO_3^- не має перевищувати 400 мг/дм^3 . Відповідно до схеми районування поверхневих природних вод України [177], для цієї гідрохімічної області поверхневі води класифікують як гідрокарбонатно-кальцієві або гідрокарбонатно-хлоридно-сульфатні кальцієві. Одержані результати сезонного моніторингу показників умісту HCO_3^{2-} підтверджують висновок про гідрокарбонатний тип аніонного складу групи кальцію та сульфатно-хлоридно-

кальцієвий різновид другого типу. У сезонному співвідношенні вміст HCO_3^- у воді перебуває практично в однакових діапазонах (рис. 4.3).

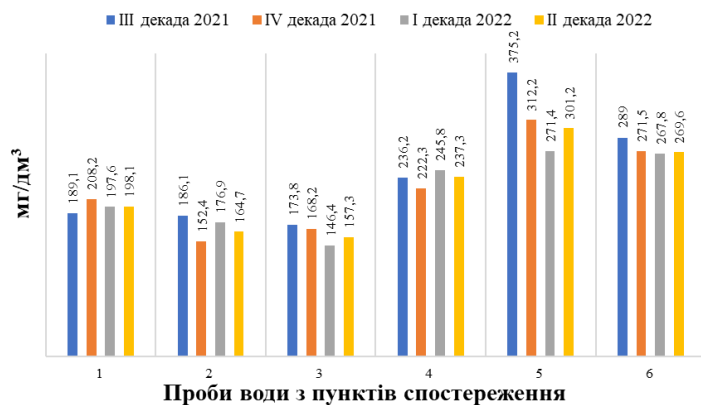


Рис. 4.3. Дані сезонного моніторингу показника гідрокарбонат-іонів (HCO_3^-) у пробах води

Аналізуючи дані, представлені на рисунку 4.3, слід відмітити незначні коливання вмісту HCO_3^- , що свідчить про значну буферну ємність карбонатної системи води. Винятком є результат у воді 5 пункту спостереження в осінній сезон (III декада) 2021 р. Проте в наступні сезони цей стрибок нівелювався, що свідчить про несистемний характер варіації.

До головних показників якості води, особливо для функціонування водної екосистеми та риборозведення, є концентрація розчиненого кисню. Цей показник відрізняється значною варіабельністю не лише за сезонами, але й навіть упродовж однієї доби. Кисневий режим природних водойм характеризується показниками як вмісту розчиненого кисню, так і ступенем насичення. Ці показники належать до групи трофо-сапробіологічних. Необхідність використання двох показників зумовлена тим, що абсолютна концентрація розчиненого кисню в чистій воді не є стабільним показником, оскільки суттєво залежить від температури, атмосферного тиску та рівня мінералізації (рис. 4.4) [176].

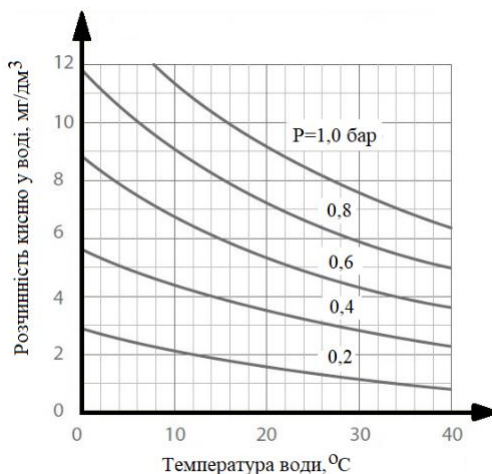


Рис. 4.4. Номограма залежності газотримувальної здатності прісних вод (мінералізація до 500 мг/дм³) від температури води та атмосферного тиску.

Отже, вимірявши концентрацію розчиненого кисню у воді за сезонами, можна визначити абсолютну ступінь насичення та порівняти з виміряною величиною, опосередковано оцінивши рівень забруднення води. Розчинений кисень насамперед буде витрачатися на окиснення органічних домішок природного або антропогенного походження.

Дані сезонного моніторингу вмісту розчиненого кисню наведені на рисунку 4.5. Аналіз даних, представлених на рисунку 4.5, свідчить про однотипність сезонної динаміки цього показника в усіх пунктах спостереження, за винятком пункту 6, де спостерігалось значне зниження в II декаді 2023 р. Як і слід очікувати (рис. 4.5), найнижчі концентрації розчиненого O₂ спостерігалися влітку за найвищої температури води (6,1–8,6 мг O₂/дм³), найвищі – взимку (8,0–14,1 мг O₂/дм³).

Найбільш сприятливим є кисневий режим у пункті спостереження 2, де ступінь насичення сягала майже максимально можливої (86–98 %). Опосередковано можна припустити за динамікою цього показника наявність антропогенного забруднення в пункті 6. Ми пояснюємо це тим, що поруч знаходять присадибні приватні ділянки, місця відпочинку та

сільськогосподарські ферми, діяльність яких могла вплинути на надходження біогенних органічних речовин у воду, на окислення яких витрачається розчинений кисень. Результати статистичної обробки вимірювань показника вмісту розчиненого кисню наведені в додатку А.1-А.2.

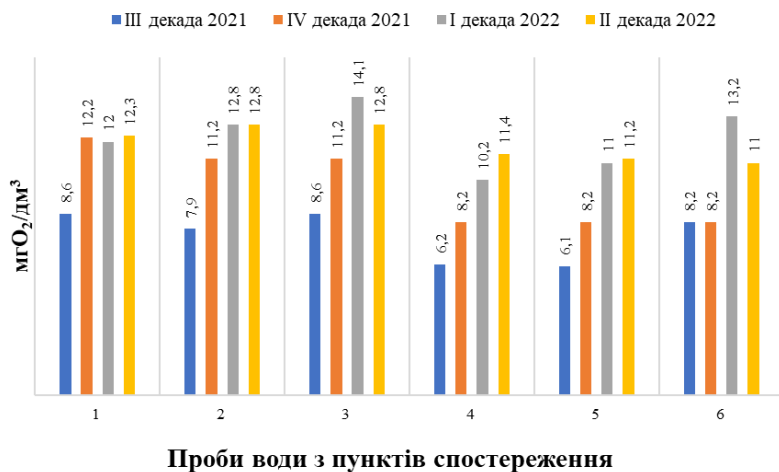


Рис. 4.5. Дані сезонного моніторингу показника вмісту розчиненого кисню у пробах води

Прямими індикаторами наявності антропогенного забруднення природних вод є вміст у них сполук біогенних елементів – азоту та фосфору. Відомо, що саме надлишок мінеральних форм азоту та фосфору є «спусковим гачком» процесу евтрофікації [178]. Джерелами забруднення є відходи сільськогосподарського виробництва й приватних домогосподарств (дифузний тип) та скид зворотних недостатньо очищених (або взагалі неочищених) стоків промисловості та комунального господарства (точкові джерела).

Вказані політанти суттєво впливають на стан водних екосистем, порушуючи її екологічну рівновагу, спричинюючи розмноження синьо-зелених водоростей, що так само посилюють процеси антропогенної евтрофікації. Підвищені концентрації амонійного й нітритного нітрогену вказують на

нещодавнє забруднення водойми, тоді як збільшення нітратів – на забруднення має тривалий характер [179].

Надходження макроелементів нітрогену та фосфору, разом із карбоном, регулює первинну продуктивність водної біоти. Тому вивчення динаміки сезонних коливань умісту мінеральних форм азоту та фосфору необхідне для дослідження інтенсивності евтрофікаційних процесів. Крім шкоди екологічному здоров'ю водойми та якості води, евтрофікація має більш широкі соціальні наслідки, у тому числі відбір на очищення питної води, рибальство та риборозведення, рекреацію [180].

Ступінь лімітування продукційних процесів у фітопланктоні визначають зі стехіометричного співвідношення Редфілда (R_{at}), яке має такий вигляд:

$$R_{at} (N/P) = 1,53 (1,35[NO_2^-] + [NO_3^-] + 3,44 [NH_4^+]/[PO_4^{3-}]), \quad (4.1)$$

де концентрації йонів виражені в мкг/л.

За $R_{at} (N/P) > 16$ лімітування первинної продукції фітопланктону можна розраховувати за мінеральним фосфором, а за $R_{at} (N/P) < 16$ – за азотом [181].

Варто зазначити, що сезонна динаміка вмісту мінеральних форм азоту, біогеохімічний цикл яких у незабруднених водоймах контролюється мікроорганізмами, повинен демонструвати чітку кореляцію із температурним режимом. Якщо такої залежності немає, то це є опосередкованим свідченням антропогенного походження цих йонів у воді.

Результати сезонних досліджень показані на рисунку 4.6. Встановлено, що концентрації сполук азоту амонійного ($0,45\text{--}8,27 \text{ мг } NH_4^+/\text{дм}^3$) перевищували встановлений норматив ($0,5 \text{ мг } NH_4^+/\text{дм}^3$ для всіх видів водокористування) у всіх сезонах у всіх точках спостереження. Прослідковується тренд, що вищі рівні концентрацій спостерігаються влітку ($1,05\text{--}8,27 \text{ мг } NH_4^+/\text{дм}^3$) та восени ($0,79\text{--}6,63 \text{ мг } NH_4^+/\text{дм}^3$). Найбільші концентрації NH_4^+ спостерігаються в точці 3 (с. Лютіж). Вважаємо, що це може бути пов'язано з активною сільськогосподарською діяльністю приватних господарств, що орендують земельні ділянки поблизу цього пункту пробовідбору.

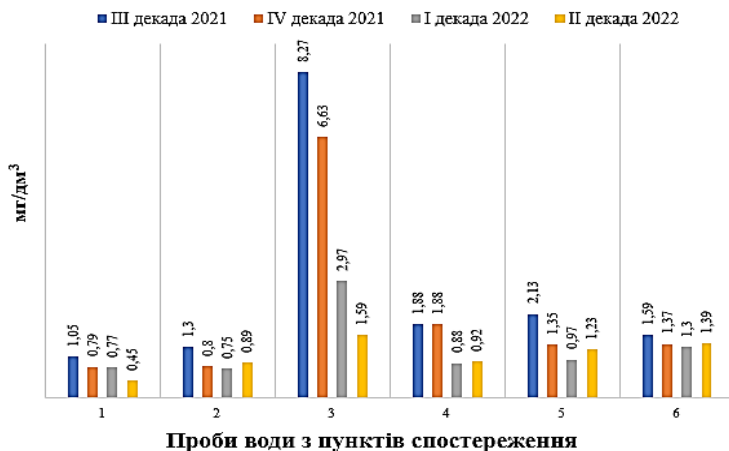


Рис. 4.6. Значення показника концентрації сполуки азоту амонійного у пробах води за сезонами

За вмістом азоту нітратного (NO_3^-) у пробах води (рис. 4.7) розподіл концентрації за сезонами практично однаковий і значення цього показника відповідає встановленим вимогам ($\leq 45,0 \text{ мгNO}_3^-/\text{дм}^3$ для господарсько-побутового призначення, $\leq 50,0 \text{ мгNO}_3^-/\text{дм}^3$ для питного призначення, $\leq 40,0 \text{ мгNO}_3^-/\text{дм}^3$ для рибогосподарського призначення). Проте слід відмітити суттєву різницю абсолютних значень умісту нітратів за пунктами спостереження. Зокрема, у точці 3 значення вищі в 3–5 разів ($4,0\text{--}9,02 \text{ мгNO}_3^-/\text{дм}^3$) за інші точки спостереження ($0,52\text{--}3,92 \text{ мгNO}_3^-/\text{дм}^3$). Пояснення цього факту може бути таким – у цій точці відбувається скид вод, що містить амонійний азот, який далі трансформується в нітрати. Інтенсифікація процесів нітрифікації з утворенням нітратної форми завдяки природним чинникам саме тут навряд чи можлива, судячи із динаміки вмісту розчиненого кисню. Крім того, відомо, що для нітрозних та нітритних бактерій родини *Nitrobacteraceae* оптимальними для розвитку є температура $25\text{--}30^\circ\text{C}$ та pH $7,5\text{--}8,0$. Такі умови в літній сезон виявлені в усіх точках пробовідбору, тому мікробіологічна активність повинна бути приблизно однаковою, як і концентрація нітратного азоту.

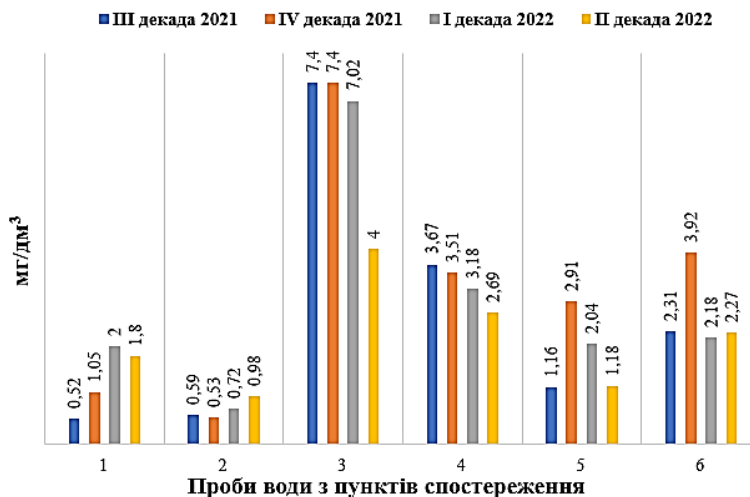


Рис. 4.7. Значення показника концентрації сполуки азоту нітратного у пробах води за сезонами

Аналіз умісту азоту нітритного (NO_2^-) (рис. 4.8) виявив найвищі концентрації влітку ($0,056\text{--}0,233 \text{ мг}\text{NO}_2^-/\text{дм}^3$), найнижчі – взимку та восени ($0,03\text{--}0,079 \text{ мг}\text{NO}_2^-/\text{дм}^3$). Це ще раз підтверджує факт впливу температурного режиму та кількості опадів на накопичення біогенних речовин у воді, та їхні обмінні процеси. У пунктах 3 та 4 виявлене різке підвищення вмісту нітритного азоту в осінній період, що погоджується з висловленою вище гіпотезою про антропогенний характер забруднення води в цих пунктах спостереження. Справа в тому, що нітрити є нестійкими сполуками, й у водному середовищі в присутності розчиненого кисню швидко окислюються до нітратів. Якщо ж їхня концентрація аномально висока, значить є джерело забруднення цим біогенним елементом.

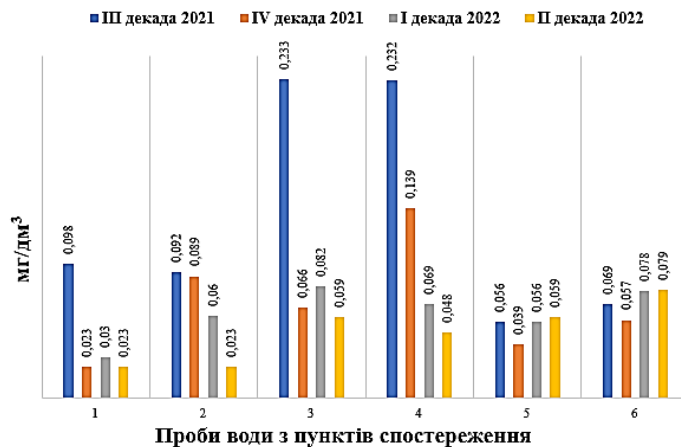


Рис. 4.8. Значення показника концентрації сполуки азоту нітритного у пробах води за сезонами

Сезонні дослідження коливання вмісту фосфатів наведені на рисунку 4.9. Найвищі концентрації виявлені в літній сезон ($0,146\text{--}0,244 \text{ мгPO}_4^{3-}/\text{дм}^3$), найнижчі – взимку ($0,091\text{--}0,196 \text{ мгPO}_4^{3-}/\text{дм}^3$). Відповідно до встановлених нормативних вимог, перевищення концентрації у воді щодо його нормованого ліміту для поверхневих вод, придатних для питного водопостачання ($3,5 \text{ мгPO}_4^{3-}/\text{дм}^3$), відсутнє.

Відомо, що значні кількості фосфору у водойми надходять в основному з двох джерел – добрив, які вимиваються із полів та міських територій (дифузні джерела) і станцій очищення комунальних стічних вод (точкові джерела). Так, за даними сорокарічних досліджень динаміки вмісту фосфору в річковій системі в Іспанії [182] виявлено, що 40 % виявлених стрибків умісту фосфору спостерігалися після сильних опадів, які зазвичай відбувалися в літній сезон (з травня до листопада). Решта 60 % пов’язані із точковими джерелами, які є найбільш активними в період із червня до вересня, сягаючи найвищих концентрацій. Автори дослідження зазначили, що цільове значення концентрації фосфатів $0,34 \text{ мгPO}_4^{3-}/\text{дм}^3$, встановлене відповідно до Рамкової директиви ЄС з водних ресурсів 2000/60/ЕС, було перевищене на 96 % в період із 1981 р. до

2022 р. Отже, можна стверджувати, базуючись на тому, що у незабруднених водоймах навесні та влітку вміст фосфору повинен бути мінімальним завдяки інтенсивності процесу фотосинтезу та біохімічного розкладу органічних речовин, що водосховище постійно забруднюється стоками, що містять фосфор.

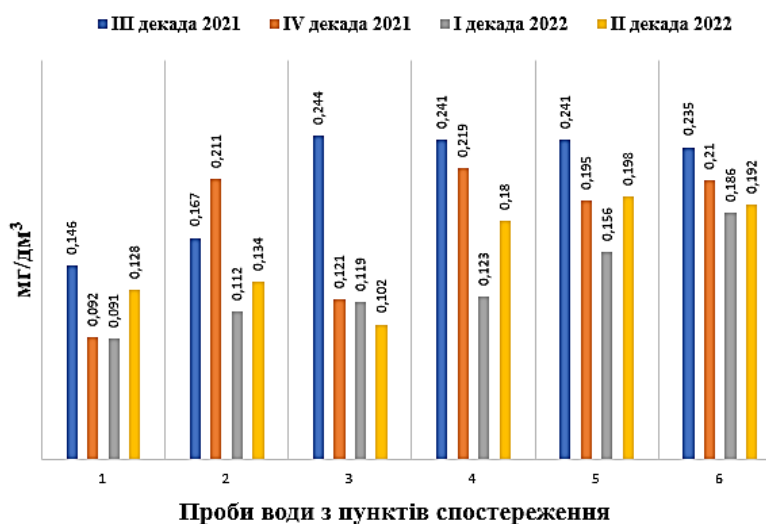


Рис. 4.9. Значення показника концентрації сполук фосфатів (PO_4^{3-}) у пробах води за сезонами

Сезонна динаміка показника сухого залишку (рис. 4.10) є важливим індикатором для води, яку планують використовувати для водокористування, особливо для зрошення. Уміст розчинених солей у зразках води перебуває в оптимальних межах ($176,0\text{--}280,0 \text{ мг/дм}^3$) і мало змінювався за сезонами. Це свідчить про наявність кореляції із кількістю опадів та товщиною снігового покриву, яких було дуже мало впродовж періоду спостереження. Сезон 2021–2022 рр. класифікується як гідрологічна посуха, оскільки середньорічна кількість опадів влітку була на 23% нижчою за норму, за даними Центральної геофізичної обсерваторії імені Срезневського. Сезон спостережень припав на період, який ввійшов у десятку найсухіших, починаючи із 1892 р.

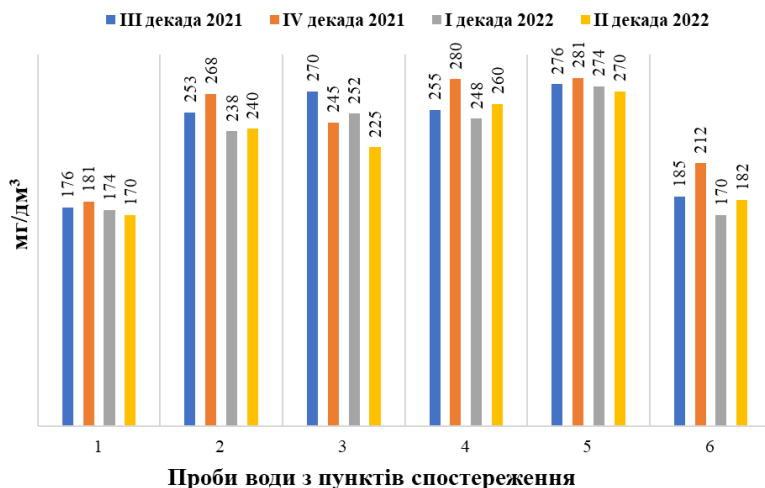


Рис. 4.10. Сезонна динаміка показника сухого залишку

У пунктах 1 та 6 показник умісту солей помітно нижчий (на 25–30 %) порівняно із рештою точок відбору проб.

Відмічена наявність певних кореляцій гідрохімічних показників якості води з метеорологічними показниками (температурою повітря та кількістю опадів) та гідрологічними (температура води). У таблиці 4.1 наведені дані щодо кількості опадів та добову температуру в сезони спостережень (дані взяті із сайту кліматичних даних (<https://meteopost.com/weather/climate/>)). Кількість опадів упродовж сезонів у Київській області була вкрай неоднорідною. Зокрема, в осінній період 2021 р. в жовтні випало 1,6 мм опадів, тоді як у листопаді 31,1 мм. У літній період 2021 року 23,7 мм опадів було у червні місяці, від 62,7–66,2 мм – у липні та серпні.

У таблиці 4.2 наведені результати розрахунків коефіцієнтів лінійної кореляції (r) між усередненими сезонними величинами гідрохімічних показників якості води й температурою повітря, температурою води, кількістю опадів. Ступінь кореляційного зв'язку може коливатися у діапазоні від -1 до $+1$. За позитивної кореляції (пряма) – високі значення показника відповідають високим значенням певної ознаки; за негативної кореляції (обернена) – високі значення

показника відповідають низьким значенням певної ознаки. Загальна класифікація засвідчує, що кореляція сильна (або тісна) за $r \geq 0,7$; середня за $0,5 \leq r \leq 0,7$; помірна за $0,3 \leq r \leq 0,5$; слабка за $0,2 \leq r \leq 0,3$; дуже слабка за $r < 0,2$.

Таблиця 4.1.

Показники середньомісячної температури повітря (°C) та загальної кількості опадів (мм) в Київській області в розрізі сезонів

Сезонність											
III декада 2021			IV декада 2021			I декада 2022			II декада 2022		
Місяць	Середньомісячна t°C	К-сть опадів, мм	Місяць	Середньомісячна t°C	К-сть опадів, мм	Місяць	Середньомісячна t°C	К-сть опадів, мм	Місяць	Середньомісячна t°C	К-сть опадів, мм
VI	19,8	23,7	IX	13,5	22,9	XII	-0,9	67,1	III	1,8	9,4
VII	23,4	62,7	X	8,1	1,6	I	-1,5	53,7	IV	8,3	42,7
VIII	20,8	66,2	XI	4,7	31,1	II	1,7	16,5	V	14,4	34,2
Σ	21,3	50,9	Σ	8,8	55,6	Σ	-0,7	45,8	Σ	8,2	28,8

Аналіз даних, наведених у таблиці 4.2, свідчить про те, що концентрація розчиненого кисню у воді має обернений кореляційний зв'язок із температурою повітря ($r = -0,93$), температурою води ($r = -0,48$) та сумарною кількістю опадів ($r = -0,94$). Отже, у разі підвищення температури повітря, концентрація розчиненого кисню зменшується, як і передбачалося теоретично (рис. 4.5).

Виявлений сильний кореляційний зв'язок між температурою повітря та показниками вмісту сполук азоту амонійного, нітритного, фосфатів. Виявлений зворотний кореляційний зв'язок між умістом нітратів та температурою води та повітря, що, напевне, пов'язане з інтенсивністю мікробіологічної денітрифікації. Зокрема, збільшення температури повітря (і відповідно температури води) активізує біогенні процеси у водній екосистемі, що так само стимулює процес денітрифікації (розщеплення NO_3^- в газі). Також сполуки азоту нітратного є більш хімічно стійкими і свідчать про присутність біогенного забруднення, що було спричинене у попередні роки.

Таблиця 4.2.

Залежність гідрохімічних показників якості води від середньомісячної температури повітря ($t_{п}$, °C) і води ($t_{в}$, °C), загальної кількості опадів у Київській області

Показник	Коефіцієнт лінійної кореляції r			Пояснення
	$t_{п}$, °C	$t_{в}$, °C	Опади, мм	
Водневий показник (pH)	0,98	0,99	0,36	За $t_{п}$ та $t_{в}$ – зв’язок сильний, за загальною кількістю опадів – помірний
Концентрація розчиненого кисню, mgO_2/dm^3	–0,93	–0,48	–0,94	Зв’язок має негативне значення, що свідчить про обернену кореляцію: за збільшення температури або опадів – зменшується значення показника
Азот амонійний (NH_4^+), mgN/dm^3	0,82	0,75	0,86	За $t_{п}$, $t_{в}$, загальною сумою опадів – зв’язок сильний
Азот нітратний (NO_3^-), mgN/dm^3	–0,46	–0,41	0,74	За ознаками ($t_{п}$, $t_{в}$, загальною сумою опадів) кореляційний зв’язок показника негативний, що свідчить про обернену кореляцію.
Азот нітритний (NO_2^-), mgN/dm^3	0,83	0,83	0,38	За $t_{п}$ та $t_{в}$ – зв’язок сильний, за загальною кількістю опадів – помірний
Фосфати (PO_4^{3-}), mgP/dm^3	0,98	0,99	0,24	За $t_{п}$ та $t_{в}$ – зв’язок сильний, за загальною кількістю опадів – помірний
Сухий залишок, mg/dm^3	0,24	0,46	0,81	За $t_{п}$ – зв’язок слабкий, $t_{в}$ – зв’язок помірний, за загальною кількістю опадів – сильний

4.2. Оцінка якості води для водної екосистеми та водних біоресурсів із використанням екологічного індексу (I_E)

4.2.1. Оцінка якості води за категоріями сольового складу (I_I)

Сольовий склад (блоковий індекс – I_I) поверхневих вод оцінюється за сумою йонів (мінералізацією) та іншими окремими показниками (табл. 4.3). Отримані значення показників занесли в таблицю 4.3. Спочатку визначали мінералізацію води (колонки 9, 10) за сумою йонів (mg/dm^3).

Таблиця 4.3.

Аналітичні показники води Київського водосховища за компонентами соляного складу

№	Пункт спостереження	Показники якості води, мг/дм ³				Екологічна оцінка якості води за критеріями													
		Сума іонів		Хлориди (Cl ⁻)		Сульфати (SO ₄ ²⁻)		мінералізації		іонного складу		Забруднення компонентами сольового складу (I _I)							
		величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	клас	категорія	клас	група	тип	Підсумкові розрахунки				I _I		Клас якості
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
1	1 (с. Сухолуччя, заповідна територія)	273 ±1,28	I (1)	29,78 ±0,08	II (2)	19,0 ±0,01	I (1)	Пірічні води – I	1 – гіпогалінні	гідрокарбонатний	Кальцієві води	Другий – C ^{ca} II	3	4	1,33	1,3	1	1(2)	I
2	2 (с. Козаровичі)	305 ±1,32	I (1)	26,94 ±0,08	II (2)	44,0 ±0,02	I (1)						3	4	1,33	1,3	1	1(2)	I
3	3 (с. Лютіж)	554 ±1,37	II (2)	58,85 ±0,12	II (3)	55,0 ±0,02	II (2)						3	7	2,33	2,3	2	2(3)	II
4	4 (с. Нові Петрівці)	532 ±1,38	II (2)	60,97 ±0,12	II (3)	81,0 ±0,04	II (3)	1 – гіпогалінні	гідрокарбонатний	Кальцієві води	Другий – C ^{ca} II	3	8	2,67	2,7	3	3(2)	II	
5	5 (м. Вишгород, питний водозабір)	298±1,27	I (1)	26,94 ±0,08	II (2)	43,0 ±0,02	I (1)					3	4	1,33	1,3	1	1(2)	I	
6	6 (від Київської ГЕС до с. Лебедівка)	282 ±1,28	I (1)	26,94 ±0,08	II (2)	25,0 ±0,01	I (1)					3	4	1,33	1,3	1	1(2)	I	

Значення підставляли до критеріїв методики [1]. У методиці наведені значення в г/дм³, саме тому спочатку переводили наші показники від мг/дм³ до г/дм³. Потім співставили з нормативами якості природних вод за критеріями мінералізації [1]. Відповідно до нормативу, значення, що знаходилися до $\leq 0,50$ г/дм³, природну воду віднесли до 1 класу якості (прісні води) та категорії якості вод – гіпогалинні – 1. Проте в деяких пунктах спостереження величина суми йонів була більшою за 0,5 г/дм³ (3–4 пункти), і відповідно, у цих пунктах клас якості води не змінювався, проте за категорією якості води – відносимо до 2 – олігогалинні.

Після обґрунтування мінералізації води проводили визначення класів і категорій за показниками суми йонів, хлоридів та сульфатів (колонки 4, 6, 8). Зіставляючи з нормативами цієї методики [1], віднесли досліджувану воду до гіпо- та олігогалинних вод. З таблиці 4.3 бачимо, що погіршення якості води за категоріями спостерігали в пунктах спостереження 3–4 (с. Лютіж, с. Нові Петрівці). Це зумовлено насамперед тим, що ці точки належать до територій, які були затоплені в результаті підриву шлюзу Ірпінського гідровузла, відповідно й маємо погіршенні величини показників води.

Річка Прип'ять і верхня частина Дніпра, що живлять Київське водосховище впливають на формування хімічного складу водних мас за рівнем мінералізацією та йонним складом. За даними вчених (Хільчевський В. К., Гребінь В. В., 2022 [2]; Литвиненко В. О., Христенко Д. С. та ін. [23]) сольовий склад природних вод належить до гідрокарбонатного класу, групи кальцію, тип другий – C^{ca}_{II} , сульфатно-хлоридно-кальцієві води другого типу, унаслідок чого вода Київського водосховища за хімічним складом належить до того самого класу й групи, що й річкова.

Проводимо підсумкові розрахунки з визначення екологічного стану води за сольовим складом. Для цього визначали середнє значення категорій (x) (колонка 16) показників якості води за формулою 4.2 із точністю до сотих [1]:

$$x = \frac{\sum}{ni}, \text{ де} \quad (4.2)$$

n_i – кількість показників якості води, використаних для проведення екологічної оцінки за сольовим складом; Σ – сума категорій.

Розрахунок був однаковим для пунктів спостереження 1, 2, 5, 6, оскільки вони мали однакову суму категорій:

$$x(1,2,5,6) = \frac{4}{3} = 1,33$$

Розрахунок для пункту спостереження 3:

$$x(3) = \frac{7}{3} = 2,33$$

Розрахунок для пункту спостереження 4:

$$x(4) = \frac{8}{3} = 2,67$$

Розраховували індекс сольового складу води I_I (колонка 17), шляхом округлення значень (x) до десятих. Вказували категорію якості води (колонка 18), яку визначали як округлене до цілих значень блокового індексу сольового складу (I_I). Визначали субкатегорію якості води (колонка 19) відповідно до значення блокового індексу сольового складу (I_I) відповідно до таблиці 4.4.

Таблиця 4.4.

Визначення субкатегорій якості води та класу якості вод, що відповідають значенням блокових індексів [1]

Значення індексів по блоках (I_1, I_2, I_3, I_e)	Значення відповідних субкатегорій якості води	Класи якості вод	Значення індексів по блоках (I_1, I_2, I_3, I_e)	Значення відповідних субкатегорій якості води	Класи якості вод
1,0–1,2	1	I	4,3–4,4	4(5)	III
1,3–1,4	1(2)	I	4,5–4,6	4–5	III
1,5–1,6	1–2	I	4,7–4,8	5(4)	III
1,7–1,8	2(1)	I	4,9–5,2	5	III
1,9–2,2	2	II	5,3–5,4	5(6)	III
2,3–2,4	2(3)	II	5,5–5,6	5–6	III–IV
2,5–2,6	2–3	II	5,7–5,8	6(5)	IV
2,7–2,8	3(2)	II	5,9–6,2	6	IV
2,9–3,2	3	II	6,3–6,4	6(7)	IV
3,3–3,4	3(4)	II	6,5–6,6	6–7	IV
3,5–3,6	3–4	II–III	6,7–6,8	7(6)	IV
3,7–3,8	4(3)	III	6,9–7,2	7	IV–V
3,9–4,2	4	III	7,3 ...	7	V

За класифікацією якості прісних гіпо- та оліголанних вод визначали клас якості поверхневих вод (колонка 20). Виходячи з визначених класів якості води Київського водосховища за сольовим складом, можна сказати, що пункти спостереження 1, 2, 5, 6 мали I клас якості. Вода в цих пунктах належить за сольовим складом до категорії «відмінна» та «дуже чиста». Проте, досліджувана вода, яка була відібрана в зоні впливу унаслідок розливу річки Ірпінь (пункти 3 – с. Лютіж, 4 – с. Нові Петрівці) – мала відповідно II клас якості води із 2 та 3 категоріями за сольовим складом і характеризувалася від категорій «добрі» та «досить чисті».

$I_{\text{сер.}} = 1,53$: II(2): II – клас якості, 2 – категорія якості;

$I_{\text{max}} = 2,67$: II(3): II – клас якості, 3 – категорія якості.

Наступний блок екологічної оцінки враховував еколого-санітарні показники води, що базувалися на визначенні якості води за трофо-сапробіологічними критеріями (I_2).

4.2.2. Оцінка якості води за трофо-сапробіологічними критеріями (I_2)

Методика [1] передбачає використання гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних та бактеріологічних показників, які входять до оцінки за трофо-сапробіологічними критеріями. Методикою [1] передбачено, що загальна кількість показників цього блоку повинна включати не менше 10 найменувань показників. Екологічну оцінку якості води Київського водосховища за трофо-сапробіологічними критеріями виконували на підставі значень *гідрофізичних* (прозорість води), *гідрохімічних* (рН, азот амонійний, азот нітратний, азот нітритний, фосфор фосфатів, розчинений кисень, % насичення водою киснем, БСК₅), *показників сапробності*. У загальній кількості – 10 показників якості водою (табл. 4.5).

Таблиця 4.5.

Екологічна оцінка якості води Київського водосховища за трофо-сапробіологічними показниками (I₂)

№	Пункт спостереження	Значення трофо-сапробіологічних показників якості води											
		Прозорість, м		рН (одиниць)		Азот амонійний, мгN/дм ³		Азот нітритний, мгN/дм ³		Азот нітратний, мгN/дм ³		Фосфор фосфатів, мгP/дм ³	
		величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1	1 (с. Сухолуччя, заповідна територія)	1,8 ±0,01	I (1)	8,7 ±0,003	IV (6)	0,15 ±0,028	II (2)	0,03 ±0,0021	III (5)	0,04 ±0,002	I (1)	0,15 ±0,012	III (5)
2	2 (с. Козаровичі)	1,8 ±0,01	I (1)	8,4 ±0,003	III (5)	0,25 ±0,021	II (3)	0,03 ±0,0022	III (5)	0,11 ±0,003	I (1)	0,50 ±0,038	V (7)
3	3 (с. Лютіж)	0	V (7)	8,3 ±0,003	III (5)	0,53 ±0,038	III (5)	0,03 ±0,0021	III (5)	1,5 ±0,065	IV (6)	0,10 ±0,011	III (5)
4	4 (с. Нові Петрівці)	0,1 ±0,01	V (7)	8,2 ±0,003	III (4)	0,92 ±0,046	III (5)	0,05 ±0,0024	III (5)	1,5 ±0,062	IV (6)	0,13 ±0,012	III (5)
5	5 (м. Вишгород, питний водозабір)	1,5 ±0,01	I (1)	8,8 ±0,004	V (7)	0,34 ±0,031	III (4)	0,10 ±0,0026	IV (6)	2,2 ±0,096	IV (6)	0,50 ±0,034	V (7)
6	6 (від Київської ГЕС до с. Лебедівка)	1,0 ±0,01	II (2)	8,9 ±0,004	V (7)	0,22 ±0,021	II (3)	0,03 ±0,0021	III (5)	0,14 ±0,003	I (1)	0,24 ±0,021	IV (6)

Відповідно до величини значень прозорості води Київського водосховища, у пунктах спостереження 3 (с. Лютіж) та 4 (с. Нові Петрівці) визначений стан як «дуже поганий», ступінь забрудненості як «дуже брудні» (V клас якості, 7 категорія якості вод).

Концентрація водневих йонів у природних водах досить стійка, оскільки вони завдяки присутності карбонатів є сильно буферною системою. Під час інтенсивного фотосинтезу в природних водах рН може підніматися до 10 і більше внаслідок майже повного зникнення з води вільної CO_2 (споживаної рослинами) та підлучення середовища карбонатами [3, ст. 52–53]. Саме такий процес прогнозуємо що відбувався в досліджуваній воді, оскільки значення величини рН знаходилися в межах 8,2–8,9. Кислотність відкритих водних природних джерел загалом має становити в межах 6,5–8,5 рН. Згідно з критеріями методики, вода належить від III до V класу якості (у бік погіршення). З огляду на аналізування даних за величинами прозорості та кислотності води Київського водосховища (табл. 4.5), водно-екологічна система як життєве середовище для водних організмів має несприятливі умови для їхнього функціонування та життєдіяльності. Насамперед це зумовлено погіршенням проникнення світла в товщу водойми, що так само погіршує проходження процесів фотосинтезу. По-друге, водні організми добре себе почувають у водах із рН 6,5–8,5.

За вмістом біогенних елементів проби води з Київського водосховища мали завищенні величини (табл. 4.5). Варто зазначити, що високий уміст цих елементів спостерігали під час сезонного дослідження в 2021 році. Методика [1] передбачала перерахунок сполук азоту й фосфору з молекулярної в атомну форму, використовуючи робочі коефіцієнти перерахунку:

- $1,00 \text{ мгNH}_4^+/\text{дм}^3$ відповідає $0,775 \text{ мгN}/\text{дм}^3$
- $1,00 \text{ мгNO}_2^-/\text{дм}^3$ відповідає $0,305 \text{ мгN}/\text{дм}^3$
- $1,00 \text{ мгNO}_3^-/\text{дм}^3$ відповідає $0,226 \text{ мгN}/\text{дм}^3$
- $1,00 \text{ мгPO}_4^{3-}/\text{дм}^3$ відповідає $0,326 \text{ мгP}/\text{дм}^3$

У наших дослідженнях були витримані всі вимоги цієї методики. У таблиці 4.5 були внесені дані вже з перерахунком сполук азоту й фосфору з молекулярної в атомну форму.

Показники якісного стану води як азот амонійний (NH_4^+), азот нітритний (NO_2^-), азот нітратний (NO_3^-), фосфор фосфатів (PO_4^{3-}), їхній уміст у воді демонструють антропогенне навантаження на воду, що посилює біогенне забруднення води та процеси евтрофікації у них [4, 5, 57, 149–150, 153]. Досліджено [5], що до основного антропогенного навантаження, що чинить негативний вплив на стан суббасейну Верхнього Дніпра (саме водосховище входить в цей регіон суббасейну) відносять азотне забруднення (76 % складає дифузне забруднення, зокрема сільськогосподарське виробництво, 24 % – точкове забруднення, зокрема житлово-комунальне господарство) та фосфорне (83 % складає точкове забруднення, 17 % – дифузне).

Учені стверджують [19, ст. 179], що процеси замулення в дніпровських водосховищах відбуваються досить швидкими темпами (приблизно 22 млн.т на рік складає річне накопичення наносів у водосховищах). У результаті ґрунтово-ерозійних процесів, зі зливовими стоками у водосховища надходить більше 10 тис.т мінерального азоту, 850 т мінерального фосфору, яке осідає в мулисті донні відклади, що, відповідно, провокує «цвітіння» води. Переважно в окислювальних умовах навесні та восени мулисті відкладення виділяють за добу в середньому 27 мг/м² амонію та 0,7 мг/м² фосфору.

Вченими (Васенко О. Г., Рибалова О. В., Артем'єв С. Р., Горбань Н. С. та іншими) [6, ст. 65] було доведено, що за середніми рівнями показників води басейну Дніпра ще в 2015 році характеризувалися як достатньо чисті (категорія 3), а за середніми з найгірших показників – як слабо забруднені (4 категорія), і саме найгірша якість води була відзначена за показниками блоку трофо-сапробіологічного стану вод за показниками БСК₅, сполук біогенних елементів.

Аналізуючи значення аналітичних досліджень води Київського водосховища за 2023 р. (відбір проб здійснювався 19.10.2023 р.), спостерігали практично аналогічну ситуацію за блоком трофо-сапробіологічного стану води.

З огляду на результати таблиці 4.5, за показником азоту амонійного стан води класифікували від II до III класу якості вод (від досить чистої до слабо забрудненої); азоту нітритного – від III до IV класу якості вод (з 5–6 категорією якості вод, які класифікували стан води від помірно забрудненої до брудної); азоту нітратного – до I класу якості вод (пункти спостереження 1, 2, 6) та IV класу якості вод (пункти спостереження 3, 4, 5); фосфатів – від III до IV класу якості вод (з 5–7 категорією якості вод, які оцінили стан води від помірно забрудненої до дуже забрудненої).

Варто зазначити, що підвищення концентрацій амонійного та нітритного (III) нітрогену вказує на нещодавнє забруднення водойми, тоді як збільшення вмісту нітритів (V) – на забруднення що відбулося пізніше. У наших дослідженнях найгірші показники якості води за вмістом біогенних елементів зазначаємо в пунктах спостереження 3–5. Зокрема це може бути зумовлене впливом антропогенних чинників, які наявні в цих пунктах. Пункт 3 (с. Лютіж) та пункт 4 (с. Нові Петрівці) – це територія сільських населених пунктів, які постраждали від затоплення в лютому 2022 року в результаті підриву шлюзу (р. Ірпінь). На цих територіях до підриву шлюзу знаходилися меліоративні оброблювальні угіддя. Біля пункту 4 (с. Нові Петрівці) знаходиться автострада Р02 «Овруч–Київ», комунальні підприємства (наприклад «Лютіжкомунгосп») та ряд приватних товариств з виробництва птиці, свиней (ТОВ «Славутич»), сільськогосподарської продукції (фермерське господарство «Гута Межигірська», вид діяльності: вирощування зернових та технічних культур, розведення великої рогатої худоби; відкрите акціонерне товариство імені Васильєва, вид діяльності: вирощування зернових та бобових культу) та інших видів діяльності (ТОВ «Науково–виробниче Підприємствоеліот», ТОВ «Завод нестандартного обладнання»).

Відповідно до каталогу агропромислових підприємств та виробників сільськогосподарської продукції в Україні (<http://www.4sg.com.ua/orgcatalog.php>) варто зазначити, що є інші підприємства які ми прогнозуємо могли чинити вплив на екологічний стан водних ресурсів досліджуваного регіону, зокрема ТОВ

«Агрофірма «Колос» (Вишгородський р-н, с. Козаровичі, вид діяльності: вирощування зернових, технічних та інших культур; станом на 02.2024 р. перебуває на етапі закриття), фермерське господарство «Тарас Плюс» (Вишгородський р-н, м. Димер, вид діяльності: вирощування зернових культур (окрім рису), бобових культур і насіння олійних культур), фермерське господарство «Саланг-2011» (Вишгородський р-н, с. Литвинівка, вид діяльності: вирощування зернових та технічних культур), сільськогосподарське ТОВ «КОЛГОСП» (Вишгородський р-н, с. Катюжанка, вид діяльності: лісопилне виробництво, частково вирощування сільськогосподарських культур), ТОВ «Агромарс» (торгова марка «Гаврилівські курчата», холдингова компанія по вирощуванню птиці, частина якої знаходилася в с. Гаврилівка Вишгородського р-ну, припинила роботу з грудня 2020 року) та інші.

Варто пам'ятати, що в стоках промислових підприємств міститься до $1,0 \text{ мг/дм}^3$ амонію, у побутових стоках – $2,0\text{--}7,0 \text{ мг/дм}^3$ амонію, із господарсько-побутовими стічними водами до каналізаційних систем щодоби надходить до $10,0 \text{ г}$ амонійного азоту з розрахунку на 1 мешканця [5–6].

Серед головних показників якості води для нормального функціонування водних біоресурсів (водних рослин та гідробіонтів) є концентрація розчиненого кисню. Кисень проникає у воду з атмосфери та частково виділяється в самій воді в результаті життєдіяльності рослинних організмів (лише у світлий час доби в процесі фотосинтезу за допомогою хлорофілу зелені рослини виділяють із вуглекислого газу необхідний для побудови живої речовини вуглець, виділяючи в навколишній простір кисень). Його достатня норма у воді дає змогу водним рослинам та тваринам дихати, приймати участь у фотосинтезі, посилювати процеси самовідновлення водойми [3]. Варто зазначити, що вода в поверхневих джерелах у Київському водосховищі в тій чи іншій мірі насичена киснем і рівень її залежить насамперед від природних чинників (динаміки температурного режиму, кількості опадів, вітрових потоків, переміщення шарів води). Антропогенні чинники також можуть суттєво і швидко вплинути на рівень забезпеченості водойми киснем.

Для функціонування риб у водному середовищі за норму прийнятий оптимальний уміст розчиненого кисню не менше $6,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ для літнього періоду [7]. Також прийнято вважати, що процент насичення водойми киснем для гідробіонтів відповідає певному температурному режиму води. Результати аналітичних досліджень показали, що вміст розчиненого кисню у воді знаходився на рівні від $3,06\text{--}3,43 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$ (15–16 колонки в таблиці 4.5). Відповідно до класифікації категорій якості вод [1], за цим показником стан води оцінили як «дуже брудна» з V класом та 7 категорією якості вод. З огляду на низький уміст розчиненого кисню у досліджуваній воді, також спостерігали низький процент насичення води киснем (V клас якості, 7 категорія якості вод). Це пояснюється тим, що під час обрахунків концентрації розчиненого кисню у відсотках насичення враховуємо концентрацію кисню визначену експериментально, нормальну концентрацію кисню у воді за певної температури повітря та атмосферний тиск в момент проведення відбору проб та аналізів. Визначення концентрації кисню у відсотках насичення проводили за формулою 4.3:

$$\text{O}_{2,\%} = \frac{C_x \times 100}{C_0}, \text{ де} \quad (4.3)$$

C_x – концентрація кисню, визначена експериментально, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$;

C_0 – нормальна концентрація кисню за певної температури та атмосферного тиску (760 мм рт.ст.), виміряної під час взяття проб, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$, враховується з відповідної таблиці.

Варто зауважити, що під час відбору проб води температура повітря коливалася залежно від моменту відбору (від $+8$ до $+12^\circ\text{C}$), атмосферний тиск у момент відбору проб становив від 1012 гПа (759 мм рт.ст.) до 1015 гПа (761 мм рт.ст.), тому було прийнято атмосферний тиск – 760 мм рт.ст.

Розрахунок для пункту спостереження – 1:

$$\text{O}_{2,\%} = \frac{3,46 \times 100}{11,75} = 29,45 \text{ (враховано, що } t = 8^\circ\text{C} \text{ на момент відбору проб)}$$

Розрахунок для пункту спостереження – 2:

$$O_{2,\%} = \frac{3,21 \times 100}{11,19} = 28,69 \text{ (враховано, що } t = 10^{\circ}\text{C на момент відбору проб)}$$

Розрахунок для пункту спостереження – 3:

$$O_{2,\%} = \frac{3,18 \times 100}{11,19} = 28,42 \text{ (враховано, що } t = 10^{\circ}\text{C на момент відбору проб)}$$

Розрахунок для пункту спостереження – 4:

$$O_{2,\%} = \frac{3,06 \times 100}{10,67} = 28,68 \text{ (враховано, що } t = 12^{\circ}\text{C на момент відбору проб)}$$

Розрахунок для пункту спостереження – 5:

$$O_{2,\%} = \frac{3,42 \times 100}{10,67} = 32,05 \text{ (враховано, що } t = 12^{\circ}\text{C на момент відбору проб)}$$

Розрахунок для пункту спостереження – 6:

$$O_{2,\%} = \frac{3,31 \times 100}{10,67} = 31,02 \text{ (враховано, що } t = 12^{\circ}\text{C на момент відбору проб)}$$

Щодо насиченості води киснем, встановлено, що досліджувану воду віднесено до V класу якості вод (17–18 колонки у таблиці 4.5). Припускаємо, що у воді Київського водосховища присутні органічні забруднювачі, які могли вплинути на якість води. Зокрема, ще у 2020 – 2021 рр. було встановлено [7], що середній уміст розчиненого кисню у водах р. Кізка (є лівою притокою р. Ірпінь, яка слугує річковим стоком, що надходить до Київського водосховища з лівої її сторони) становив не більше $3,5 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, що було обґрунтовано суттєвим впливом зворотних вод ТОВ «Агромарс» на водну екосистему водосховища [7]. Також на насиченість води киснем суттєво вплинули військові дії (такі як руйнування шлюзу Ірпінського гідровузла) і, відповідно, – розорені угіддя та приватні присадибні господарства опинилися в зоні активного затоплення [8–9]. Це так само спричинило забруднення води внаслідок надходження від орних земель значної частини біогенних елементів, погіршення санітарного стану води за рахунок надходження невизначеної кількості бактеріологічних речовин від затоплених приватних господарств, поява у водоймі відходів різного характеру (покришок, пластику тощо), які стали «візуальними елементами» для прогнозування маркерів забруднення води [10, 13, 16].

З огляду на наведені чинники впливу на якісний стан води Київського водосховища, нами був проведений аналіз води на вміст біохімічного споживання кисню (БСК₅), який є важливим екологічним показником стану природних вод. Варто зазначити, що БСК₅ – це кількість кисню в міліграмах, потрібна для окиснення органічних речовин що містяться в 1 літрі води, аеробними бактеріями до CO₂ і H₂O впродовж 5 діб без доступу повітря та світла. Цей показник дає уяву про вміст органічних речовин у воді. Чим більший уміст БСК₅, тим більша кількість органічних речовин, які сприяють швидкому розмноженню аеробних бактерій. Це може зумовити зменшення розчиненого кисню у воді, створити гіпоксичні умови й загибель окремих видів гідробіонтів. Якщо взяти до уваги результати дослідження води водосховища за вмістом розчиненого кисню та насиченістю води киснем (%), спостерігали, що вміст у воді БСК₅ знаходився в завищених величинах, особливо в пунктах спостереження 3–6 (19 колонка у таблиці 4.5). Це дало нам змогу спрогнозувати наявність значної кількості органічних речовин. Прийнято, що природні води зазвичай мають значення БСК₅ у межах 0,5–2,0 мг/дм³ [7]. У досліджуваній воді найменше значення БСК₅ було в пункті спостереження 1 (с. Сухолуччя, територія Дніпровсько-Тетерівського заповідника), досить завищені значення показника були в пунктах спостереження 3–6. Відповідно до цих даних, припускаємо що всі вище наведенні антропогенні чинники мали суттєвий вплив на підвищення рівня вмісту БСК₅ у воді (військові дії, сільськогосподарська діяльність, підприємства) [4].

Сапробність водного середовища є одним з індикаторів, що показують ступінь насичення води органічними речовинами. Саме тому врахування показника сапробності за вже відомих значень інших показників, які не відповідають нормативам природної води (уміст розчиненого кисню, БСК₅ та ін.) було доречним і дало змогу нам підсилити екологічну оцінку якості води Київського водосховища, як водно-екологічну систему для життєдіяльності гідробіонтів та інших водних організмів.

Оскільки під час наших досліджень ми не мали змоги провести аналіз на набір індикаторних організмів-сапробіонтів, саме тому ми обрали визначення сапробності водного середовища за класами сапробності води, враховуючи такі показники води як концентрація розчиненого кисню у відсотках насичення (O_2 , %), прозорість води (м), BCK_5 (мг/дм³). Значення показників ми співставили з загальноприйнятими оптимальними значеннями (табл. 4.6).

Таблиця 4.6.

Поділ показників сапробності водного середовища відповідно до їх класів сапробності [6, 14, 15, 45–46]

Показники сапробності водного середовища	Чиста вода		Забруднені води		Брудні води	
	Класи сапробності					
	Ксено–сапробність	Оліго–сапробність	Бета–сапробність	Альфа–сапробність	Полі–сапробність	Гіпер–сапробність
Прозорість води, м	>3,0	>2,0	>1,0	>0,5	>0,1	<0,10
O ₂ , % насичення води	>100	>80	>60	>30	>5	<5
БСК ₅ , мг/дм ³	<1,6		1,7–4,0	4,1–12	12–40	>40
Індикатор класу сапробності:	Олігосапробна вода.		Мезосапробна вода.		Полісапробна вода.	
Наявність органічних та інших речовин	Вода, в якій відсутні органічні речовини, H ₂ S, мало CO ₂ .		Відсутні органічні речовини, H ₂ S, мало CO ₂ .	Певна к–сть орг.речовин та слабо–окислених азотних сполук NH ₃ . Відсутні CH ₄ , H ₂ S, мало CO ₂ .	Наявність нерозкладеної великої кількості органічної речовини. Висока концентрація H ₂ S, NH ₃ ⁻ , CH ₄ , CO ₂ .	
Наявність організмів	Мешкає чимало видів організмів, але їхня чисельність невелика (сувійка, дафнія лонгіспіна, діатомова водорість сінедера). Мешкають холодолюбні види риб.		У планктоні мешкає багато організмів, які мінералізують органічні речовини.	Розвиваються організми, які стійкі до нестачі кисню, проте риба в такій воді практично не мешкає.	Мешкає безліч безкольорових джгутиконосців, грибів (стічний гриб), деякі види інфузорій, сапробактерії, ниткові бактерії (сферотилус) та інші.	
Кількість бактерій	Відсутні.		Приблизно бактерій знаходиться – тисяча клітин в 1 мл.		Кількість бактерій знаходиться – сотні мільйонів клітин в 1 мл.	
Насиченість киснем	Вміст кисню близький до рівня нормального насичення.		Насичена достатньо O ₂ .	З’являється кисень, проте насиченість не достатня для всіх гідробіонтів.	Відсутній кисень, відповідно багато нерозкладеної органічної речовини.	
Євтрофікація	Відсутня.		Можуть розвиватися зелені та діатомові водорості.		Посилені процеси євтрофікації.	

Наші дослідження дали змогу зробити висновок, що вода належить до альфа-мезосапробного та полісапробного водного середовища. Основна характеристика розподілу на класи сапробності водного середовища досліджуваних пунктів спостереження наведено в таблиці 4.7.

Таблиця 4.7.

**Характеристика води Київського водосховища за класами
сапробності водного середовища**

Пункт спостереження	Прозорість води, м		O ₂ , % насичення води		БСК ₅ , мг/дм ³	
	Величина	Клас сапробності	Величина	Клас сапробності	Величина	Клас сапробності
1 (с. Сухолуччя, заповідна територія)	>2,0	Оліго-сапробність	29,45	Альфа-мезосапробність	4,3	Альфа-мезосапробність
2 (с. Козаровичі)	>2,0	Оліго-сапробність	28,69	Альфа-мезосапробність	9,2	Альфа-мезосапробність
3 (с. Лютіж)	0,1	Полі-сапробність	28,42	Альфа-мезосапробність	32	Полі-сапробність
4 (с. Нові Петрівці)	0,1	Полі-сапробність	28,68	Альфа-мезосапробність	54	Гіпер-сапробність
5 (м. Вишгород, питний водозабір)	1,8	Бета-мезосапробність	32,05	Альфа-мезосапробність	25	Полі-сапробність
6 (від Київської ГЕС до с. Лебедівка)	0,8–1,0	Альфа-мезосапробність	31,02	Альфа-мезосапробність	20	Полі-сапробність

Варто зазначити, що вода Київського водосховища за класами сапробності належить до альфа-мезосапробної та полісапробної води і відповідно мала IV та V класи якості вод, що характеризували її як «брудну» та «дуже брудну» (21–22 колонки в таблиці 4.5). Це свідчить про наявність у ній значної кількості органічних речовин, бактерій та інших домішок, які є небезпечними для функціонування організмів у цій водній екосистемі. Як уже було зазначено вище, вважаємо, що таку ситуацію могли спричинити низка антропогенних чинників, а також військова діяльність.

Згідно з методикою переходили до обрахунку трофо-сапробіологічного критерію (I_2). Для цього визначали середнє значення категорій (x) (колонка 25) показників якості води за формулою 4.2 із точністю до сотих:

Розрахунок для пункту спостереження – 1:

$$x = \frac{45}{10} = 4,50$$

Розрахунок для пункту спостереження – 2:

$$x = \frac{48}{10} = 4,80$$

Розрахунок для пункту спостереження – 3:

$$x = \frac{61}{10} = 6,10$$

Розрахунок для пункту спостереження – 4:

$$x = \frac{60}{10} = 6,00$$

Розрахунок для пункту спостереження – 5:

$$x = \frac{58}{10} = 5,80$$

Розрахунок для пункту спостереження – 6:

$$x = \frac{51}{10} = 5,10$$

Розраховували індекс трофо-сапробного складу води I_2 (колонка 26), шляхом округлення значень (x) до десятих. Вказували категорію якості води (колонка 27), яку визначили як округлене до цілих значень блокового індексу трофо-сапробіологічного (I_2). Визначили субкатегорію якості води (колонка 28) відповідно до значення блокового індексу трофо-сапробіологічного (I_2) згідно з таблицею 4.4.

Підсумовуючи розрахунки (табл. 4.5), якість природної води Київського водосховища за трофо-сапробіологічними критеріями (I_2) оцінили так:

$I_{2\text{сер.}} = 5,38$: III(5): III – клас якості вод, 5 – категорія якості вод, які оцінюють водойму як «помірно забруднену».

$I_{2\text{max}} = 6,10$: IV(6): IV – клас якості вод, 6 – категорія якості вод, які оцінюють водойму як «поганий» стан водойми, якість води – «брудна».

Варто зазначити, що лімітуючими показниками, що суттєво вплинули на якість води стали: уміст розчиненого кисню у воді (також процентне насичення

води киснем), суттєво завищені значення БСК₅, значно вищий за оптимальні значення уміст сполук азоту та фосфору.

4.2.3. Оцінка якості води за показниками токсичної дії (I_3)

Екологічну оцінку якості поверхневих вод за специфічними показниками токсичної дії виконували відповідно до методики [1]. Методика враховує оцінку якості вод за показниками важких металів та нафтопродуктів. Оскільки у вимогах не вказано, яку мінімальну кількість показників потрібно враховувати в цьому блоці, нами для оцінювання були обрані такі показники, які мали перевищення відносно гранично допустимої концентрації за літературними даними [4–10]. Саме тому для оцінки якісного стану води Київського водосховища були взяті такі показники, як вміст у воді загального заліза, міді, цинку, свинцю та кадмію.

Згідно з методикою, категоризація за класами якості вод враховує показники за вмістом їх у воді в одиницях мкг/дм³. Саме тому нами був зроблений перерахунок одиниць вимірювань – з мг/дм³ (у яких проводилося визначення) до мкг/дм³ (табл. 4.8).

За даними дослідження А. П. Виноградова встановлено природний рівень важких металів в природному середовищі, зокрема найбільша кількість іонів важких металів припадає на залізо (10,0–67,0 мкг/дм³), найменша на кобальт та кадмій (1,0–1,3 мкг/дм³). Тому вплив заліза на водне середовища має актуальне значення. Будуючи біологічно активним елементом, залізо певною мірою впливає на інтенсивність розвитку фітопланктону і якісний склад мікрофлори у водоймі. Варто зазначити, що концентрація заліза схильна до сезонних коливань, зокрема у водоймах із високою біологічною продуктивністю в період літньої і зимової стагнації може відбуватися збільшення концентрації заліза в придонних шарах води [2–3, 11].

Таблиця 4.8.

Перерахунок показників

Пункт спостер.	Загальне залізо		Мідь (Cu)		Цинк (Zn)		Свинець (Pb)		Кадмій (Cd)	
	мг/дм ³	мкг/дм ³	мг/дм ³	мкг/дм ³	мг/дм ³	мкг/дм ³	мг/дм ³	мкг/дм ³	мг/дм ³	мкг/дм ³
1	0,12 ±0,0021	120,0 ±2,1	0,0008 ±0,0001	0,80 ±0,08	0,0264 ±0,0026	26,4 ±2,6	0,0201 ±0,0020	20,1 ±2,0	0,00089 ±0,00008	0,89 ±0,08
2	0,08 ±0,0017	80,0 ±1,7	0,0033 ±0,0003	3,3 ±0,3	0,0268 ±0,0025	26,8 ±2,5	0,0582 ±0,0056	58,2 ±5,6	0,00078 ±0,00007	0,78 ±0,07
3	0,55 ±0,0043	550,0 ±4,3	0,0070 ±0,0006	7,0 ±0,6	0,0759 ±0,0071	75,9 ±7,1	0,0970 ±0,0090	97,0 ±9,0	0,00271 ±0,00025	2,71 ±0,25
4	0,57 ±0,0043	570,0 ±4,3	0,0070 ±0,0006	7,0 ±0,6	0,0646 ±0,0060	64,6 ±6,0	0,0970 ±0,0090	97,0 ±9,0	0,00120 ±0,00011	1,20 ±0,11
5	0,07 ±0,003	70,0 ±3,0	0,0086 ±0,0007	8,6 ±0,7	0,0331 ±0,0032	33,1 ±3,2	0,0526 ±0,0051	52,6 ±5,1	0,00131 ±0,00012	1,31 ±0,12
6	0,14 ±0,0028	140,0 ±2,8	0,0054 ±0,0005	5,4 ±0,5	0,0032 ±0,0003	3,2 ±0,3	0,0937 ±0,0083	93,7 ±8,3	0,00060 ±0,00005	0,60 ±0,05

Проведено дослідження щодо наявності вмісту заліза загального у воді водосховища в осінній період (3–4 колонки таблиці 4.9). Із проведених аналітичних вимірювань бачимо, що величина вмісту заліза загального знаходилась в межах від 70 до 570 мкг/дм³. Такі результати дослідження дають змогу стверджувати, що навіть в осінній період року вода у водосховищі мала значні перевищення відносно його природного рівня у воді та оптимальних значень для води даної категорії. Згідно з методикою, стан води за величиною заліза загального оцінили як «добрий» (II клас якості вод з 2 та 3 категорією) та «задовільний» (III клас якості вод з 4 і 5 категорією).

Важкі метали (Cu, Zn, Pb, Cd) у природних водах містяться у вигляді вільних (гідратованих) йонів та в складі завислих речовин. Їхня навіть невелика концентрація може бути токсичною для живих організмів водного середовища [14, ст. 30–32; 15]. Наприклад, сполуки свинцю можуть спричиняти загибель гідробіонтів, таких як риби за концентрації його у воді 10–150 мг/дм³ а планктонних рачків – за концентрації в межах 0,5 мг/дм³.

Таблиця 4.9.

Аналітичні показники води Київського водосховища за показниками токсичної дії

№	Пункт спостереження	Значення специфічних показників якості води								Екологічна оцінка води (Із)								
		Загальне залізо, мкг/дм ³		Мідь (Cu), мкг/дм ³		Цинк (Zn), мкг/дм ³		Свинець (Pb), мкг/дм ³		Кадмій (Cd), мкг/дм ³		Підсумкові розрахунки				Із		Клас якості
		величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	n _i	Σ	χ	категорія			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
1	1 (с. Сухолуччя, заповідна територія)	120,0	ІІІ(4)	0,80	I(1)	26,4	ІІІ(4)	20,1	ІІІ(4)	0,89	ІІІ(5)	5	18	3,60	4	3–4	ІІ–ІІІ	
2	2 (с. Козаровичі)	80,0	ІІ(3)	3,3	ІІІ(4)	26,8	ІІІ(4)	58,2	ІV(6)	0,78	ІІІ(5)	5	22	4,40	4	4(5)	ІІІ	
3	3 (с. Лютіж)	550,0	ІІІ(5)	7,0	ІІІ(4)	75,9	ІІІ(5)	97,0	ІV(6)	2,71	ІV(6)	5	26	5,20	5	5	ІІІ	
4	4 (с. Нові Петрівці)	570,0	ІІІ(5)	7,0	ІІІ(4)	64,6	ІІІ(5)	97,0	ІV(6)	1,20	ІІІ(5)	5	25	5,00	5	5	ІІІ	
5	5 (м. Вишгород, питний водозабір)	70,0	ІІ(2)	8,6	ІІІ(4)	33,1	ІІІ(4)	52,6	ІV(6)	1,31	ІІІ(5)	5	21	4,20	4	4	ІІІ	
6	6 (від Київської ГЕС до с. Лебедівка)	140,0	ІІІ(4)	5,4	ІІІ(4)	3,2	I(1)	93,7	ІV(6)	0,60	ІІІ(5)	5	20	4,00	4	4	ІІІ	

Значення величин за показниками важких металів у воді, таких як вміст Cu, Zn, Pb, Cd (5, 7, 9, 11 колонки таблиці 4.9) показали, що їхня концентрація була вище оптимально встановленої. Оцінюючи стан води за вмістом токсичної дії важких металів, зазначаємо, що найвищі рівні концентрацій були за вмістом свинцю та кадмію. Відповідно до цієї оцінки, воду водосховища за вмістом міді (6 колонка таблиці 4.9) належить до III класу якості вод з 4 категорією – «задовільні» та «слабо забруднені» (окрім 1 пункту спостереження, там вода належала до I категорії). За вмістом цинку (8 колонка таблиці 4.9), воду за станом характеризували як «задовільна», за ступенем чистоти як «слабо забруднена» (пункти спостереження 1,2,6 з класом якості вод – III, категорією – 4) та «помірно забруднена» (пункти спостереження 3,4 з класом якості вод – III, категорією – 5). За вмістом свинцю (10 колонка таблиці 4.9), вода з пунктів спостереження 2–6 належить до IV класу якості вод із 6 категорією, тобто стан води оцінили як «поганий», а ступінь забруднення – «брудні». Стан води за вмістом кадмію (12 колонка таблиці 4.9) оцінили за III класом якості вод із 5 категорією (пункти спостереження 1–2, 4–6) як «задовільні», «помірно забруднені», та IV класом якості вод із 6 категорією (3 пункт спостереження) як «поганий», «брудні».

Виходячи з вище наведених результатів дослідження, можемо сказати, що ситуація за токсичністю важких металів у водоймі водосховища є незадовільною для функціонування живих організмів у воді. На збільшення концентрації важких металів у воді могли вплинути такі антропогенні чинники дифузного типу [4, 5], як то розташування приватних фермерських господарств та точкового типу – стічні води від діяльності підприємств, що займаються як сільським господарством, так й іншими промисловими видами діяльності. Також, слід зазначити, що до лівої притоки р. Ірпінь надходять води з р. Кізка (Бородянський та Вишгородський райони Київської області), що бере початок від с. Луб'янка Бородянського р-ну. Узимку 2021 р. у русло цієї річки було скинуто більше трьох тисяч каністр з невідомими хімікатами (було припущено, що там були канцерогени – отруйні розчинники), спричинивши справжнє екологічне лихо. Правоохоронці та громадські організації замітили це лише у квітні 2021 року,

зазначаючи, що декілька каністр все ж таки були відкритими, з яких вилилася рідина у воду річки. Спостерігали на березі річки коричневі сліди та залишки скловати, масляні плями на воді. З огляду на таку проблему, можемо спрогнозувати, що «мала» за гідрологічною класифікацією р. Кізка (ліва притока р. Ірпінь), стала трансфером надходження небезпечних хімічних речовин, як то важкі метали, до Київського водосховища. Але це лише один антропогенний чинник, який міг вплинути на накопичення вмісту важких металів у воді. Ми не можемо відкинути такі чинники, як розташування сільськогосподарських підприємств та приватних господарств, у яких населення може використовувати різні за хімічним складом пестициди та мінеральні добрива, які практично не можливо проконтролювати на державному рівні.

Згідно з методикою, наступним етапом був розрахунок індексу специфічних показників токсичної дії (I_3). Для цього визначили середнє значення категорій (x) (колонка 15) показників якості води за формулою 4.2 із точністю до сотих.

Розрахунок для пункту спостереження – 1:

$$x = \frac{18}{5} = 3,60$$

Розрахунок для пункту спостереження – 2:

$$x = \frac{22}{5} = 4,40$$

Розрахунок для пункту спостереження – 3:

$$x = \frac{26}{5} = 5,20$$

Розрахунок для пункту спостереження – 4:

$$x = \frac{25}{5} = 5,00$$

Розрахунок для пункту спостереження – 5:

$$x = \frac{21}{5} = 4,20$$

Розрахунок для пункту спостереження – 6:

$$x = \frac{20}{5} = 4,00$$

Розраховували індекс специфічних показників токсичної дії I_3 (колонки 16–17), шляхом округлення значень (x) до десятих. Вказали категорію якості води

(колонка 16), яку визначили, як округлене до цілих значень блокового індексу специфічних показників токсичної дії (I_3). Визначили субкатегорію якості води (колонка 17) відповідно до значення блокового індексу специфічних показників токсичної дії (I_3) згідно з таблицею 4.4.

Підсумовуючи розрахунки (табл. 4.9), якість води Київського водосховища за трофо-сапробіологічними критеріями (I_3) оцінили так:

$I_{3\text{сер.}} = 4,40$: III(4(5)): III – клас якості вод, 4(5) – категорія якості вод, які оцінюють водойму як «забруднену».

$I_{3\text{max}} = 5,20$: III(5): III – клас якості вод, 5 – категорія якості вод, які оцінюють водойму як «задовільний» стан водойми, якість води – «забруднена».

Варто зазначити, що лімітуючими показниками, які суттєво вплинули на якість води були вміст свинцю та кадмію у воді.

4.2.4. Об'єднана екологічна оцінка якості води (I_E)

Використання екологічного індексу якості води (I_E) є доцільним під час оцінювання води, як життєвого середовища для функціонування живих організмів у водній екосистемі. Цей індекс дає змогу визначити придатність водойми для гідробіонтів, оскільки включає необхідні показники для їхнього існування, такі як мінералізація та сольовий склад води, уміст біогенних речовин, ступінь насичення води киснем та ступінь сапробності водного середовища.

За проведеними розрахунками індексу забруднення компонентами сольового складу (табл. 4.3), індексу трофо-сапробіологічних показників (табл. 4.5), індексу специфічних показників токсичної дії (табл. 4.9) розраховали об'єднаний екологічний індекс якості водойми Київського водосховища (табл. 4.10) за формулою 4.4:

$$I_E = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3}, \text{ де} \quad (4.4)$$

I_1 , I_2 , I_3 – індекси забруднення компонентами сольового складу (I_1), трофо-сапробіологічних показників (I_2), специфічних показників токсичної дії (I_3).

Розраховували екологічний індекс для кожного пункту спостереження, використовуючи вищенаведену формулу. Після розрахунків I_E (6 колонка табл. 4.10) визначили категорію (як округлене значення I_E до цілих значень), субкатегорію (шляхом співставлення величин блокових індексів, використовуючи табл. 4.4) та клас якості води. Дані представлені в таблиці 4.10.

Відповідно до проведених розрахунків, за класом якості вод (10–11 колонки табл. 4.10) стан води Київського водосховища оцінили як «задовільний», ступінь забрудненості – «забруднена»; за категорією якості вод (12–13 колонки табл. 4.10), стан води відповідав градації «задовільний», ступінь забрудненості – як «слабко забруднена».

Проведений літературний огляд вітчизняних досліджень щодо класу та категорій якості вод регіонів річки Дніпро, у який входить Київське водосховище. За дослідженнями вчених (Васенко О. Г., Рибалова О. В., Артем'єв С. Р., 2015 р.) гідрологічний район, куди входить територія Київського водосховища належить до I класу якості вод за мінералізацією, умістом сульфатів та хлоридів у воді, II класу якості вод за вмістом загального заліза (2 та 3 категорії) [6, ст. 86–88], III класу якості вод за токсичністю специфічних речовин (5 категорія), IV класу якості вод за трофо-сапробними показниками (6 категорія) [6, ст. 64–66]. Простежується зміна класів якості вод. Наші дослідження (табл. 4.11, рис. 4.11) показують, що ситуація змінилася в бік погіршення. Зокрема, найгірша ситуація була за вмістом трофо-сапробіологічних показників (I_2), стан води характеризували від «помірно забрудненої» до «брудної» (від 5 до 6 категорії). Таку ситуацію пояснюємо наявністю завищених значень за показниками біогенних елементів, низькою концентрацією кисню у воді.

За методикою [1] встановлено (рис. 4.11), що вода Київського водосховища за загальним рівнем мінералізації, умістом хлоридів, сульфатів належить до II класу якості вод ($I_{\text{сер.}}=1,53$: П(2) – з оцінкою стану водойми як «добрі» та ступенем їхньої чистоти – «чисті»; $I_{\text{max}}=2,67$: П(3) – з оцінкою стану водойми як «добрі» та ступенем їхньої чистоти – «досить чисті»).

Таблиця 4.11.

Зведена характеристика екологічної оцінки якості води Київського водосховища за блоковими індексами

	Індекс забруднення компонентами сольового складу I_1		Індекс трофо-сапробіологічних показників I_2		Індекс специфічних показників токсичної дії I_3		Екологічний індекс I_E	
	Клас якості (категорія)	Значення	Клас якості (категорія)	Значення	Клас якості (категорія)	Значення	Клас якості	Значення
$I_{сер}$	II(2)	Оцінка стану – «дуже добрі». Оцінка за ступенем забрудненості – «чисті»	III(5)	Оцінка стану – «посередині». Оцінка за ступенем забрудненості – «помірно забруднені»	III (4–5)	Оцінка стану – «посередині». Оцінка за ступенем забрудненості – «помірно забруднені»	III(4)	Оцінка стану – «задовільні». Оцінка за ступенем забрудненості – «слабко забруднені»
I_{max}	II(3)	Оцінка стану – «добрі». Оцінка за ступенем забрудненості – «досить чисті»	IV(6)	Оцінка стану – «погані». Оцінка за ступенем забрудненості – «брудні»	III(5)	Оцінка стану – «посередині». Оцінка за ступенем забрудненості – «помірно забруднені»	III(5)	Оцінка стану – «посередині». Оцінка за ступенем забрудненості – «помірно забруднені»

Підвищений уміст речовин сольового блоку спостерігався в пунктах спостереження, що наближені до місць затоплення територій унаслідок руйнування шлюзу Ірпінського гідровузла (пункти 3–4) і відповідно води в цих місцях характеризувалися як олігогалінні з мінералізацією 0,51–1,00 г/дм³. З урахуванням природних особливостей річок суббасейну Верхнього Дніпра встановлено, що водойма водосховища належить до гідрокарбонатного класу, сульфатно-хлоридно-кальцієві води другого типу.

Установлено, що основними забруднюючими речовинами Київського водосховища були нітрати та фосфати, важкі метали (свинець, кадмій). За концентрацією азоту амонійного вода належить до II–III класів якості вод, азоту нітритного – III–IV класу, азоту нітратного – IV класу (пункти спостережень 3–5), фосфору – III класу (пункти 1, 3, 4), IV класу (пункт 6), V (пункт 2), свинцю – IV класу (пункт 1 – III клас), кадмію – III класу (пункт 3 – IV клас).

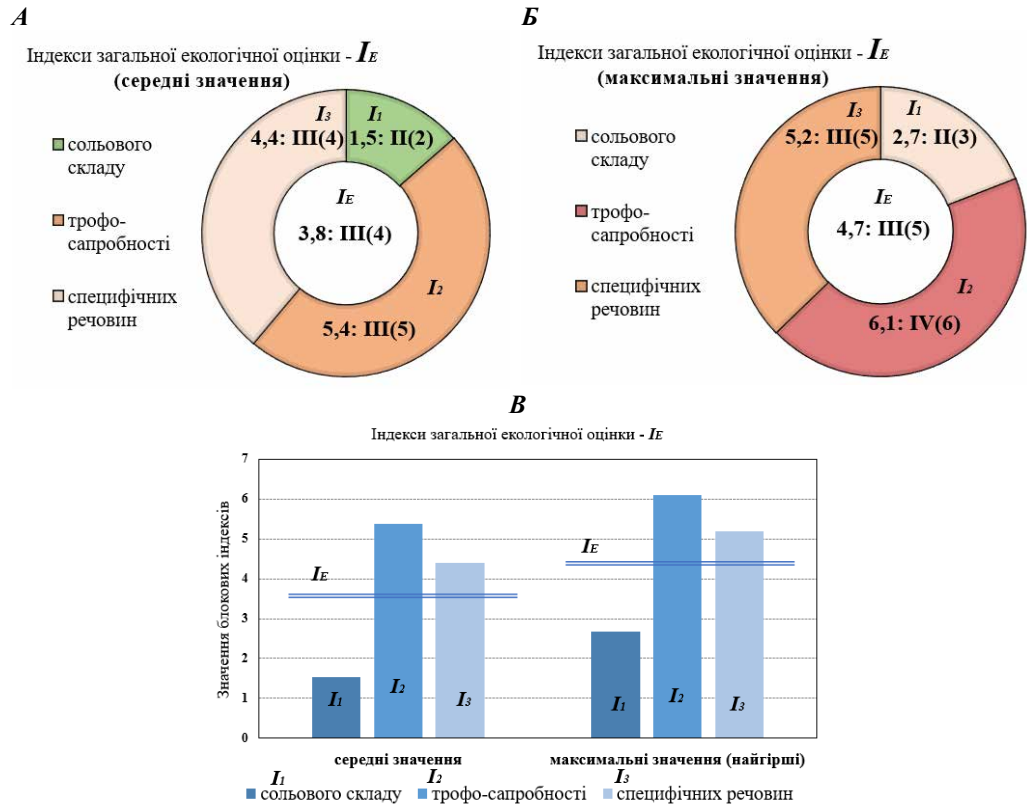


Рис. 4.11. Індекси загальної екологічної оцінки Київського водосховища за блоковими індексами (А – середні значення; Б – максимальні (найгірші значення), В – порівняння значень середніх та максимальних (найгірших))

Варто зазначити, що у проєкті «План управління річковим басейном Дніпра 2025 – 2030» представники державного агентства водних ресурсів України пропонують на період 2025–2030 рр. визначити всю територію басейну (а також загалом усю Україну) як зону, вразливу до нітратів [16, ст. 56], з огляду на те, що в Україні найвищий відсоток розораності земель у світі (53,9 %, дані за 2021 р.), а показник розораності сільськогосподарських земель водночас складає 78,2 %. В документі зазначено, що евтрофікація водних об’єктів є поширеним явищем на території країни [16, ст. 213].

Після проведеної оцінки екологічного стану води Київського водосховища, ключовим (пріоритетним) показником якості води вважаємо БСК₅, оскільки він є індикатором, що показує як насиченість водойми киснем, так і ступінь сапробності водного середовища, що у свою чергу визначає здатність водних організмів до нормального функціонування.

Підсумовуючи оцінку екологічного стану води Київського водосховища за екологічним індексом (I_E) визначено, що антропогенні чинники значним чином впливають на якість водної екосистеми. Основною причиною дестабілізації рівноваги у водній системі визначена значна частка орних земель від приватних господарств та сільськогосподарських підприємств, що так само сприяло розвитку вітрової та водної ерозії ґрунтів, утворення ярів, замуленню русла. Іншими деградаційними чинниками виступали: військова діяльність, відведення комунально-побутових стоків до водосховища. За проведеною оцінкою встановлено, що досліджувана вода водосховища є обмежено придатною для функціонування живих організмів у водному середовищі цього водосховища.

4.3. Оцінка якості води для вод рибогосподарського призначення

4.3.1. Оцінка якості води з урахуванням ефекту спільної дії ЛОШ

Оцінку проб води з Київського водосховища для водойм рибогосподарського призначення здійснювали на основі матеріалів попередньої оцінки якості води для водної екосистеми з використанням екологічного індексу (I_E , розділ 4.2), з урахуванням критеріїв показників якості води для риб родини Коропові (*Cyprinidae*). Було виокремлено критерії оцінки якості води для рибогосподарських цілей (наведені в розділі 3.3, в додатках К, Л, Н).

Варто зазначити, що відповідно до статичних даних у документі «План управління річковим басейном Дніпра 2025 – 2030» [16, ст. 18] в екосистемі Київського водосховища нараховується близько 40 видів риб, найпоширеніші – коропові. Тому оцінку якості вод водойми робили для категорії риб коропові (*Cyprinidae*).

Узагальнену оцінку якості водойми проводили на базі попередньо проведеної оцінки водойми для водної екосистеми за комплексним екологічним індексом (I_E), враховуючи критерії ЛОШ та ГДК для рибогосподарського призначення відповідно до Блоків.

Блок – індекс I_M : якісна оцінка води за критеріями мінералізації.

За цим блоком визначали індекс якості води за показником мінералізації (I_M). Згідно із рибогосподарськими нормами [45–46] показники вмісту хлоридів та сульфатів нормовані за критеріями з санітарно-токсикологічною ЛОШ.

Оцінка стану якості води Київського водосховища для водойм рибогосподарського призначення за показниками мінералізації базувалася на результатах, що наведені в розділі 4.2 «Оцінка якості природної води за категоріями сольового складу (I_1)». У таблиці 4.12 наведено індекс якості води за показником мінералізації – I_M .

Таблиця 4.12.

Оцінка якості води Київського водосховища за індексом мінералізації (I_M)

Показник	Сума іонів	Мінералізація					I _м
Пункт спостереження	Величина, мг/дм ³	Клас	Категорія	Іонного складу			Клас якості (категорія)
				Клас	Група	Тип	
1 (с. Сухолуччя, заповідна територія)	273	Прісні води – 1	1 – гіпогалінні	гідрокарбонатний	Кальцієві води	Другий – С ^{св} _{II}	I (1)
2 (с. Козаровичі)	305		2 – олігогалінні				I (1)
3 (с. Лютіж)	554						II (2)
4 (с. Нові Петрівці)	532		1 – гіпогалінні				II (2)
5 (м. Вишгород, питний водозабір)	298						I (1)
6 (від Київської ГЕС до с. Лебедівка)	282						I (1)
I _{м-сер.} – 1,33: I(1): I – клас якості, 1 – категорія якості							I (1)
I _{м-мах.} 2,0: II (2): II – клас якості, 2 – категорія якості							II (2)

Оцінюючи водойму за середніми значеннями ступеня мінералізації воду Київського водосховища відносимо до гіпогалінної, гідрокарбонатного класу, групи кальцію, другого типу – C^{ca}_{II} , I класу якості, 1 категорії якості води ($I_{M-сер.}$

= 1,33: I(1)). За максимальними значеннями показників досліджувані проби води оцінили як олігогалинну гідрокарбонатного класу, групи кальцію, другого типу – C^{ca}_{II} з II класом якості, 2 категорією якості ($I_{m-max} = 2,0$: II (2)).

Блок – індекс $I_{троф.}$: якісна оцінка води за трофо-сапробіологічними показниками

За цим блоком визначали індекс якості води за трофо-сапробіологічними показниками ($I_{троф.}$), що включав показники, прописані у діючій методиці [1] за виключенням трьох: азоту амонійного, азоту нітритного. Їх відносять до показників відповідних груп сумарної дії [45–46]. Результати оцінки якісного стану води за даним індексом наведено у таблиці 4.13. Якість води за середнім індексом ($I_{троф.сер.}$) характеризували як «погана» за станом та «брудна» за ступенем її забрудненості ($I_{троф.сер.} = 5,93$: IV(6): IV – клас якості, 6 – категорія якості).

Таблиця 4.13.

Оцінка якості води за трофо-сапробіологічними показниками ($I_{троф.}$)

Показник	Прозорість, м		рН (одиниць)		Фосфор фосфатів, мгР/дм ³			Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³		
Пункт спостереження	величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	величина	Оптимальне знач. для корокових	клас (категорія)	величина	Оптимальне знач. для корокових	клас (категорія)
1 (с. Сухолуччя, заповідна територія)	1,8	I (1)	8,7	IV (6)	0,15	Відповідно до галузевого стандарту – 0,5 мгР/дм ³ [24]	III (5)	3,46	Відповідно до галузевого стандарту для корокових – >5.0 мгО ₂ /дм ³ [24].	V (7)
2 (с. Козаровичі)	1,8	I (1)	8,4	III (5)	0,50		V (7)	3,21		V (7)
3 (с. Лютіж)	0,0	V (7)	8,3	III (5)	0,10		III (5)	3,18		V (7)
4 (с. Нові Петрівці)	0,1	V (7)	8,2	III (4)	0,13		III (5)	3,06		V (7)
5 (м. Вишгород, питний водозабір)	1,5	I (1)	8,8	V (7)	0,50		V (7)	3,42		V (7)
6 (від Київської ГЕС до с. Лебедівка)	1,0	II (2)	8,9	V (7)	0,24		IV (6)	3,31		V (7)

Продовження таблиці 4.13.

Показник	% насич. водойми киснем, %		Сап–робність (ступінь)		БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³		І _{троф.}			
Пункт спостереження	величина	клас (категорія)	величина	клас (категорія)	величина	Оптимальне знач. для корокових	клас (категорія)	<i>x</i>	Субкатегорія	Клас якості
1 (с. Сухолуччя, заповідна територія)	3,46	V (7)	Альфа–мезосапробі	IV (6)	4,3	Відповідно до галузевого стандарту для корокових – <3.0 мгО ₂ /дм ³ [24].	III (5)	5,29	5	III
2 (с. Козаровичі)	3,21	V (7)		IV (6)	9,2		IV (6)	5,57	5–6	III–IV
3 (с. Лютіж)	3,18	V (7)	Полісапробі	V (7)	32		V (7)	6,43	6(7)	IV
4 (с. Нові Петрівці)	3,06	V (7)		V (7)	54		V (7)	6,29	6	IV
5 (м. Вишгород, питний водозабір)	3,42	V (7)	Альфа–мезосапробі	IV (6)	25		V (7)	6,00	6	IV
6 (від Київської ГЕС до с. Лебедівка)	3,31	V (7)		IV (6)	20		V (7)	6,00	6	IV
І _{троф.сер.} – 5,93: IV(6): IV – клас якості, 6 – категорія якості										IV(6)
І _{троф.мах.} – 6,43: IV(6(7)): IV – клас якості, 6(7) – категорія якості										IV(6(7))

Під час оцінки за максимальним індексом трофо-сапробіологічних показників (табл. 4.13) водойма оцінена як «погана» за станом та «дуже погана» за ступенем забрудненості (6,43: IV(6(7)): IV – клас якості, 6(7) – категорія якості).

Блок – індекс $I_{токс}$: якісна оцінка води за критеріями з токсикологічною ЛОШ.

Індекс за цим блоком показників розраховували, як суму концентрацій від долі ГДК. Для оцінки води за критеріями із токсикологічною ЛОШ нами прийняті до уваги ГДК із додатку К. У таблиці 4.14 наведені розрахунки блокового індексу з токсикологічною ЛОШ із врахуванням ефекту спільної дії ($I_{токс}$), у таблиці 4.15 наведені зведені значення за цим індексом.

З огляду на проведені розрахунки бачимо, що ні одна із проб води з пунктів спостереження немала задовільного стану, відповідно до категорії якості води характеризувалась від «помірно забруднених» до «забруднених» (табл. 4.15).

Таблиця 4.14.

Визначення блокового індексу з токологічною лімітуючою ознакою шкідливості ($I_{\text{токс.}}$) із врахуванням ефекту спільної дії

Показник	Сі	ГДК _i	Сі/ ГДК _i	I (блокове значення – x)	Сі	ГДК _i	Сі/ ГДК _i	I (блокове значення – x)
	пункт спостереження №1 – с. Сухолуччя				пункт спостереження №2 – с. Козаровичі			
Азот амонійний, мгN/дм^3	0,15	1,0	0,15	$I = \frac{(0,15+0,3+0,8+2,64+2,01+1,78+12,0)}{7} = 2,81$	0,25	1,0	0,25	$I = \frac{(0,25+0,3+3,3+2,68+5,82+1,56+8,00)}{7} = 3,13$
Азот нітритний, мгN/дм^3	0,03	0,1	0,3019		0,03	0,1	0,3	
Мідь (Cu), мкгCu/дм^3	0,8	1,0	0,80		3,3	1,0	3,3	
Цинк (Zn), мкгZn/дм^3	26,4	10,0	2,64		26,8	10,0	2,68	
Свинець (Pb), мкгPb/дм^3	20,1	10,0	2,01		58,2	10,0	5,82	
Кадмій (Cd), мкгCd/дм^3	0,89	0,5	1,78		0,78	0,5	1,56	
Залізо (Fe), мкгFe/дм^3	120,0	10,0	12,0		80,0	10,0	8,00	

Продовження таблиці 4.14.

Показник	Сі	ГДК _i	Сі/ ГДК _i	I (блокове значення – x)	Сі	ГДК _i	Сі/ ГДК _i	I (блокове значення – x)
	пункт спостереження №3 – с. Лютіж				пункт спостереження №4 – с. Нові петрівці			
Азот амонійний, мгN/дм^3	0,53	1,0	0,53	$I = \frac{(0,53+0,3+7,0+7,59+9,7+5,42+55,0)}{7} = 12,22$	0,92	1,0	0,92	$I = \frac{(0,95+0,5+7,0+6,46+9,7+2,4+57,0)}{7} = 12,00$
Азот нітритний, мгN/дм^3	0,03	0,1	0,3		0,05	0,1	0,5	
Мідь (Cu), мкгCu/дм^3	7,0	1,0	7,0		7,0	1,0	7,0	
Цинк (Zn), мкгZn/дм^3	75,9	10,0	7,59		64,6	10,0	6,46	
Свинець (Pb), мкгPb/дм^3	97,0	10,0	9,7		97,0	10,0	9,7	
Кадмій (Cd), мкгCd/дм^3	2,71	0,5	5,42		1,20	0,5	2,4	
Залізо (Fe), мкгFe/дм^3	550,0	10,0	55,0		570,0	10,0	57,0	

Продовження таблиці 4.14.

Показник	Сі	ГДК _i	Сі/ ГДК _i	I (блокове значення – x)	Сі	ГДК _i	Сі/ ГДК _i	I (блокове значення – x)
	пункт спостереження №5 – м. Вишгород				пункт спостереження №6 – від с. Хотянівка до с. Лебедівка			
Азот амонійний, мгN/дм^3	0,34	1,00	0,34	$I = \frac{(0,34+1,0+8,6+3,31+5,26+2,62+7,0)}{7} = 4,02$	0,22	1,00	0,22	$I = \frac{(0,22+0,3+5,4+0,32+9,37+1,2+14,0)}{7} = 4,40$
Азот нітритний, мгN/дм^3	0,10	0,10	1,00		0,03	0,10	0,30	
Мідь (Cu), мкгCu/дм^3	8,60	1,00	8,60		5,40	1,00	5,40	
Цинк (Zn), мкгZn/дм^3	33,1	10,0	3,31		3,20	10,0	0,32	
Свинець (Pb), мкгPb/дм^3	52,6	10,0	5,26		93,7	10,0	9,37	
Кадмій (Cd), мкгCd/дм^3	1,31	0,50	2,62		0,60	0,50	1,20	
Залізо (Fe), мкгFe/дм^3	70,0	10,0	7,00		140,0	10,0	14,00	

Отже, якість води Київського водосховища за блоковим індексом з токологічною ЛОШ ($I_{\text{токс.}}$) можна оцінити так:

$I_{\text{токс.сер.}} = 6,43$; IV(6): IV – клас якості, 6 – категорія якості вод, які оцінюють воду за станом як «погані» води, за ступенем забрудненості – «забруднені».

$I_{\text{токс.мах.}} = 12,22$; V(7): V – клас якості, 7 – категорія якості вод, які оцінюють воду за станом як «дуже погані» води, за ступенем забрудненості – «дуже забруднені».

Варто зазначити, що лімітуючими показниками, які вплинули на якість води для нормального функціонування гідробіонтів були показники вмісту важких металів у воді (мідь, цинк, свинець, кадмій). Загальна оцінка якості води Київського водосховища для водойм рибогосподарського призначення з урахуванням ефекту спільної дії ЛОШ становила:

$I_{\text{сер.}} = 4,56$; IV (6): IV – клас якості води із 6 категорією, що визначив воду за її станом як «погану» та за ступенем забруднення як «брудну» (відповідно до методики [45–46]). $I_{\text{мах.}} = 6,88$; IV (6): IV – клас якості води з 6 категорією, що визначив воду за її станом як «погану» та за ступенем забруднення як «брудну» (відповідно до методики [45–46]).

Таблиця 4.15.

**Зведена характеристика блокового індексу з токологічною ЛОШ ($I_{\text{токс.}}$) із
врахуванням ефекту спільної дії для пунктів спостереження**

Пункт спостереження	I (блокове значення – x)	Клас якості		Категорія якості	
		Категорія	Оцінка за станом	Категорія	Оцінка за ступенем забрудненості
1 (с. Сухолуччя, заповідна територія)	2,81	III	«посередині»	5	«помірно забруднена»
2 (с. Козаровичі)	3,13	III	«посередині»	5	«помірно забруднена»
3 (с. Лютіж)	12,22	V	«дуже погана»	7	«дуже брудна»
4 (с. Нові Петрівці)	12,00	V	«дуже погана»	7	«дуже брудна»
5 (м. Вишгород, питний водозабір)	4,02	IV	«погана»	6	«брудна»
6 (від Київської ГЕС до с. Лебедівка)	4,40	IV	«погана»	6	«брудна»
$I_{\text{токс.ср.}}$ 6,43; IV(6): IV – клас якості, 6 – категорія якості					IV(6)
$I_{\text{токс.мах.}}$ 12,22; V(7): V – клас якості, 7 – категорія якості					V(7)

4.3.2. Оцінка якості води з урахуванням вимог для категорії риб

Під час проведеного теоретично-аналітичного дослідження із врахуванням вимог якості води відповідно до категорії риб (розділ 3.3), було уточнено гранично допустимі концентрації речовин для оцінки води рибогосподарського призначення (дод. К). Зокрема, нами було обрано для оцінювання води категорія риб – Коропові (*Cyprinidae*), оскільки кількість їх є найбільшою у водоймі Київського водосховища (опис наведений в обґрунтуванні методології). Зведена характеристика оцінки проб води з Київського водосховища та їхнє обґрунтування для кожного пункту спостереження за показниками якості води наведено в таблиці 4.16.

Відповідно до аналізу чинників забруднення небезпечними речовинами басейну Дніпра [16, ст. 40] з території р. Прип'ять та суббасейну Верхнього

Дніпра надходить велика кількість органічних речовин гумусового походження, які збільшують поріг міграційної здатності важких металів, внаслідок чого у воді верхнього б'єфу Київського водосховища спостерігали перевищені вмісти важких металів порівняно з зональним фоном. Найбільшою мірою це стосувалося заліза та мангану. В окисних умовах поверхневих вод гідроліз заліза та окиснення мангану призводить до утворення дрібнодисперсної мінеральної зависі, яка несе небезпеку для риби, осідаючи на їхніх зябрах. У воді Київського водосховища в період зимової гіпоксії відзначається вторинне надходження важких металів із донних відкладів.

Таблиця 4.16.

**Зведена характеристика оцінки якості води Київського водосховища з
врахуванням вимог для категорії риби – Коропові (*Cyprinidae*)**

Показник	Оптимальне значення*	№ пункту спостереження/ Фактичне значення		Коротка характеристика
Характеристика за вмістом аніонів				
Гідрокарбонати (HCO ₃ ⁻)	300,0–400,0 мг/дм ³	1	330	Для води гідрокарбонатного класу, групи – кальцію, концентрація HCO ₃ ⁻ вода водосховища відповідала природним властивостям і відповідно оцінювали її як придатну для категорії коропових риб.
		2	340	
		3	640	
		4	620	
		5	330	
		6	340	
Хлориди (Cl ⁻)	50,0–70,0 мг/дм ³	1	29,78	Для цієї води, концентрація була на рівні фонового вмісту. Відповідно оцінили воду як придатну для коропових та інших гідробіонтів.
		2	26,94	
		3	58,85	
		4	60,97	
		5	26,94	
		6	26,94	
Сульфати (SO ₄ ²⁻)	50,0–70,0 мг/дм ³	1	19,0	Для цієї води, концентрація була на рівні фонового вмісту. Відповідно оцінили воду як придатну для коропових та інших гідробіонтів.
		2	44,0	
		3	55,0	
		4	81,0	
		5	43,0	
		6	25,0	

*Оптимальні значення взято з додатку К

Продовження таблиці 4.16.

Показник	Оптимальне значення*	№ пункту спостереження/ Фактичне значення		Коротка характеристика
Характеристика за вмістом біогенних речовин				
Азот амонійний (NH ₄ ⁺)	≤1,0 мгN/дм ³	1	0,15	Показник азоту амонійного є індикатор процесів антропогенної евтрофікації. Концентрація його у воді водосховища відповідала вимогам води для категорії риб Коропові (<i>Cyprinidae</i>). Проте для таких категорій риб як лососеві (<i>Salmonidae</i>) та осетрові (<i>Acipenseridae</i>) – ця водойма буде не придатною, оскільки ГДК для цих видів становить 0,5 мгN/дм ³
		2	0,25	
		3	0,53	
		4	0,92	
		5	0,34	
		6	0,22	
Азот нітратний (NO ₃ ⁻)	≤2,0 мгN/дм ³	1	0,04	Показник азоту нітратного є індикатор процесів антропогенної евтрофікації. Концентрація його у воді водосховища відповідала вимогам води для категорії риб Коропові (<i>Cyprinidae</i>). Проте для таких категорій риб як Лососеві (<i>Salmonidae</i>) – ця вода в пунктах 3–5 оцінено як не придатну, оскільки ГДК для цих видів становить 1,0 мгN/дм ³ [24].
		2	0,11	
		3	1,5	
		4	1,5	
		5	2,2	
		6	0,14	
Азот нітритний (NO ₂ ⁻)	0,1 мгN/дм ³	1	0,03	Показник азоту нітритного є індикатор процесів антропогенної евтрофікації. Концентрація його у воді водосховища відповідала вимогам води для категорії риб Коропові (<i>Cyprinidae</i>) та інших видів риб. Проте за іншою оцінкою (індекс якості води для водної екосистеми I _E [1]), значення показника від 0,051 до 1,0 мгN/дм ³ показувала, що за ступенем забрудненості вода належить до категорії «забруднена».
		2	0,03	
		3	0,03	
		4	0,05	
		5	0,10	
		6	0,03	
Фосфати (PO ₄ ³⁻)	0,5 мгP/дм ³	1	0,15	Показник фосфору є індикатор процесів антропогенної евтрофікації. Концентрація його у воді водосховища відповідала вимогам води для категорії риб Коропові (<i>Cyprinidae</i>) та інших видів риб. Проте за іншою оцінкою (індекс якості води для водної екосистеми I _E [1]), значення показника від 0,051 мгP/дм ³ і вище демонстрував, що за ступенем забрудненості вода належить до категорії «слабко забруднені».
		2	0,50	
		3	0,10	
		4	0,13	
		5	0,50	
		6	0,24	

* Оптимальні значення взято з додатку К

Продовження таблиці 4.16.

Показник	Оптимальні значення*	№ пункту спостереження/ Фактичне значення		Коротка характеристика
Характеристика за вмістом кисневого балансу				
БСК ₅	<3,0 мгО ₂ /дм ³	1	4,3	Показник є індикатором наявності органічних речовин у воді. Завищені значення можуть зумовити дисбаланс кисню, зменшуючи його у воді, тим самим створити гіпоксичні умови для риб [35]. Найбільш оптимальними для природної водойми є значення БСК ₅ у межах 0,5–2,0 мгО ₂ /дм ³ , що відповідають нормальному розмноженню популяції риб [1, 7]. Вода вважається не забрудненою органічними речовинами, якщо вміст БСК ₅ становить до 1,6. Концентрація у воді БСК ₅ показала наявність суттєвого вмісту органічних речовин у воді (особливо у пунктах 3–6), оскільки перевищувала норму більше ніж у 10 разів. Відповідно воду оцінено як непридатну для коропових (<i>Cyprinidae</i>).
		2	9,2	
		3	32,0	
		4	54,0	
		5	25,0	
		6	20,0	
Вміст розчиненого кисню	>5,0 мгО ₂ /дм ³	1	3,46	Показник є індикатором аеробного дихання риб та біологічної активності живих організмів у воді. Необхідність використання показника зумовлена тим, що абсолютна концентрація розчиненого кисню у чистій воді не є стабільним показником, оскільки суттєво залежить від температури, атмосферного тиску та рівня мінералізації. Розчинений кисень перш за все буде витрачатися на окиснення органічних домішок природного чи антропогенного походження. Загалом кожний вид риби має свій діапазон цього показника. Загалом для Коропових (<i>Cyprinidae</i>) оптимальним є концентрація вище 5,0 мгО ₂ /дм ³ . Відбір проб відбувався восени і Коропові (<i>Cyprinidae</i>) є менш вимогливими до цього показника. За результатами дослідження, концентрація розчиненого кисню у воді водосховища свідчила про її непридатність для таких видів риб. За таких умов можуть посилитися процеси гіпоксії у риб, також нерест риб унеможливується при цих умовах.
		2	3,21	
		3	3,18	
		4	3,06	
		5	3,42	
		6	3,31	

* Оптимальні значення взято з додатку К

Продовження таблиці 4.16.

Показник	Оптимальні значення*	№ пункту спостереження/ Фактичне значення		Коротка характеристика
Характеристика за вмістом важких металів				
Мідь (Cu)	1,0 мкгCu/дм ³	1	0,8	Є індикатором хімічного забруднення води. Концентрація цього показника перевищувала у 5–8 разів (пункти 3–6) та у 3 рази в пункті 2. За таких умов, якість води погіршується, що може спричинити погіршення функціонування риб та у майбутньому призвести до їхньої загибелі.
		2	3,3	
		3	7,0	
		4	7,0	
		5	8,6	
		6	5,4	
Цинк (Zn)	10,0 мкгZn/дм ³	1	26,4	Є індикатором хімічного забруднення води. Концентрація Zn перевищувала норматив у всіх пунктах, окрім 6. Завищені концентрації цинку у пунктах 1–2 могли бути результатом природного фону даного регіону.
		2	26,8	
		3	75,9	
		4	64,6	
		5	33,1	
		6	3,2	
Свинець (Pb)	10,0 мкгPb/дм ³	1	20,1	Коропові та інші види риб досить негативно реагують навіть на малий уміст свинцю у воді. Концентрація цього показника у воді перевищувала 6–10 разів відносно ГДК, що негативно впливає на функціонування риб.
		2	58,2	
		3	97,0	
		4	97,0	
		5	52,6	
		6	93,7	
Кадмій (Cd)	0,5 мкгCd/дм ³	1	0,89	За результатами досліджень, концентрація кадмію у воді перевищувала 3–5 разів, що створює несприятливі умови для нормального функціонування риб.
		2	0,78	
		3	2,71	
		4	1,20	
		5	1,31	
		6	0,60	
Загальне залізо (Fe)	10,0 мкгFe/дм ³	1	120,0	Концентрація заліза схильна до сезонних коливань. У пунктах відбору проб 3–4, концентрація загального заліза знаходилася в досить великих кількостях, відповідно це може стати у майбутньому чинником погіршення функціонування риб.
		2	80,0	
		3	550,0	
		4	570,0	
		5	70,0	
		6	140,0	

* Оптимальні значення взято з додатку К

З огляду на результати наших досліджень та відповідно до класу якості водойми за показником розчиненого кисню для природних вод водойм рибогосподарського призначення (дод. Л), вода Київського водосховища належить до V класу якості, що дало змогу характеризувати її за ступенем забрудненості як «брудну» воду, за станом – «дуже погану», діапазоном толерантності риб – «дуже низький» ступінь з умовами що посилюють процеси гіпоксії та унеможливають нерест риб.

4.3.3. Загальна оцінка якості води

Виходячи з оцінки якості води Київського водосховища для водорибного господарського призначення виокремили такі положення:

1. За оцінкою якості води з використанням екологічного індексу та ефекту спільної дії ЛОШ, вода водосховища належить до *IV класу якості*, стан води оцінюємо як «поганий» для водойм рибного господарського призначення з врахуванням того, що ступінь забруднення визначив воду, як «брудну» (рис. 4.12). Варто зазначити, що важкі метали, уміст яких у воді перевищував встановлені вимоги, схильні до сезонних коливань. Прогнозуємо, що на погіршення якості води могли вплинути інтенсивні повені, унаслідок яких із розораних сільськогосподарських полів могли надійти різні хімічні речовини до води.

2. За оцінкою якості води з використанням відповідних критеріїв для категорії риб Копрові, вода належить до *V класу якості*, що дало змогу оцінити її за ступенем забрудненості як «брудну» воду, за станом – «дуже погану», з дуже низьким діапазоном толерантності риб. Лімітуючим показником такої оцінки виступала концентрація розчиненого кисню у воді, оскільки цей показник є головним індикатором аеробного дихання риб (рис. 4.13).

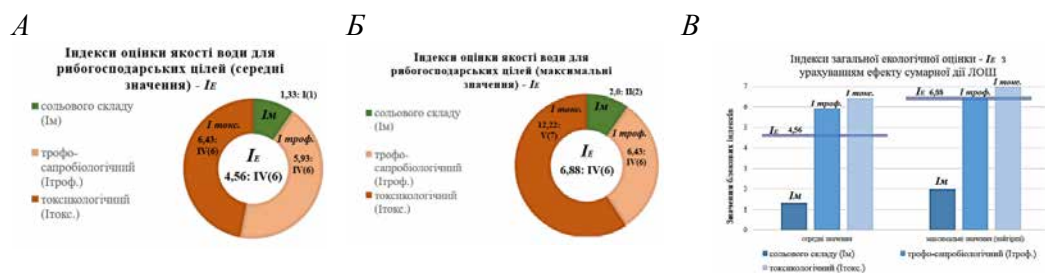


Рис. 4.12. Індекси загальної екологічної оцінки Київського водосховища для водойм рибного господарського призначення з урахуванням ефекту сумарної дії ЛОШ за блоковими індексами (А – середні значення; Б – максимальні (найгірші значення), В – порівняння значень середніх та найгірших).

4.4. Оцінка якості води для зрошення

4.4.1. Оцінка якості води за агрономічними критеріями

Оцінку екологічного стану води Київського водосховища з метою використання її як джерела для зрошення проводили відповідно до описаної методики (розділ 3.5). Запропоновано проводити оцінку води за основними критеріями як агрономічні та екологічні.

Агрономічні критерії дали змогу оцінити якість води для зрошення за впливу на засолення та родючість ґрунтів. Для оцінювання використовували показники:

- показник натрієво-абсорбційного співвідношення **SAR**, який дав змогу оцінити здатність зрошувальної води до можливого осолонцювання ґрунтів;
- іригаційний показник (**r**) базується на вмісті суми натрію та калію від суми всіх катіонів, який демонструє ступінь загрозовності для осолонцювання ґрунтів;
- показник мінералізації (сума розчинених солей), який дав змогу оцінити воду за її придатністю до поливу сільськогосподарських культур.

Іригаційна характеристика (**r**) базується на вмісті суми натрію та калію від суми всіх катіонів із трьома градаціями (%): 75 і більше – досить загрозовні для осолонцювання ґрунтів; 65–75 – загрозовні; 65 і менше – незагрозовні.

Вихідні дані для проведення розрахунків наведено в таблиці 4.17. Під час проведення оцінки якості води водосховища для водної екосистеми було встановлено, що вода Київського водосховища належить до гідрокарбонатного класу, сульфатно-хлоридно-кальцієві води **другого** типу (II).

Таблиця 4.17.

Перерахунок концентрації іонів у різні форми та розрахунок величини
SAR та *r* для пунктів спостереження

Показник	Катіони		Аніони		
Перерахунок	Na^{+1}	$Ca^{2+} + Mg^{2+}$	HCO_3^{-1}	SO_4^{2-}	Cl^{-1}
Пункт спостереження №1 (Дніпровсько–Тетерівський заповідник, с. Сухолуччя)					
мг/дм ³	10,2	13,02	201,0	19,0	29,78
Сума мінералізації, мг/дм ³	273,0				
Еквівалентна маса	23	$Ca^{2+} \cdot 20 / Mg^{2+} \cdot 12$	61	48	33,5
мекв/дм ³	0,44	0,41	3,30	0,40	0,89
Величина SAR (за формулою Гапона)	$SAR = \frac{Na^{+1}}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}} = \frac{0,44}{\sqrt{\frac{0,41}{2}}} = 0,96$			Характеристика Рівень небезпеки осолонцювання є низьким	
Іригаційна характеристика r (Можейко і Воротнік)	$r = \frac{Na^{+1}}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+1}} \cdot 100\% = \frac{0,44}{0,41 + 0,44} \cdot 100 = 51,76$			Характеристика Незагрозливі для осолонцювання	
Пункт спостереження №2 (с. Козаровичі, Вишгородський р-н, Київська обл.)					
	Na^{+1}	$Ca^{2+} + Mg^{2+}$	HCO_3^{-1}	SO_4^{2-}	Cl^{-1}
мг/дм ³	9,8	17,26	207,0	44,0	26,94
Сума мінералізації, мг/дм ³	305,0				
Еквівалентна маса	23	$Ca^{2+} \cdot 20 / Mg^{2+} \cdot 12$	61	48	33,5
мекв/дм ³	0,43	0,54	3,39	0,92	0,80
Величина SAR (за формулою Гапона)	$SAR = \frac{Na^{+1}}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}} = \frac{0,43}{\sqrt{\frac{0,54}{2}}} = 0,83$			Характеристика Рівень небезпеки осолонцювання є низьким	
Іригаційна характеристика r (Можейко і Воротнік)	$r = \frac{Na^{+1}}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+1}} \cdot 100\% = \frac{0,43}{0,54 + 0,43} \cdot 100 = 28,48$			Характеристика Незагрозливі для осолонцювання	
Пункт спостереження №3 (с. Лютиж, Вишгородський р-н, Київська обл.)					
	Na^{+1}	$Ca^{2+} + Mg^{2+}$	HCO_3^{-1}	SO_4^{2-}	Cl^{-1}
мг/дм ³	29,2	19,95	391,0	55,0	58,85
Сума мінералізації, мг/дм ³	554,0				
Еквівалентна маса	23	$Ca^{2+} \cdot 20 / Mg^{2+} \cdot 12$	61	48	33,5
мекв/дм ³	1,27	0,62	6,41	1,15	1,76
Величина SAR (за формулою Гапона)	$SAR = \frac{Na^{+1}}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}} = \frac{1,27}{\sqrt{\frac{0,62}{2}}} = 2,27$			Характеристика Рівень небезпеки осолонцювання є низьким	
Іригаційна характеристика r (Можейко і Воротнік)	$r = \frac{Na^{+1}}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+1}} \cdot 100\% = \frac{1,27}{0,62 + 1,27} \cdot 100 = 67,20$			Характеристика Загрозливі для осолонцювання	
Пункт спостереження №4 (с. Нові Петрівці, Вишгородський р-н, Київська обл.)					
	Na^{+1}	$Ca^{2+} + Mg^{2+}$	HCO_3^{-1}	SO_4^{2-}	Cl^{-1}
мг/дм ³	30,4	18,37	378,0	81,0	60,97
Сума мінералізації, мг/дм ³	532,0				
Еквівалентна маса	23	$Ca^{2+} \cdot 20 / Mg^{2+} \cdot 12$	61	48	33,5
мекв/дм ³	1,32	0,57	6,20	1,69	1,82
Величина SAR (за формулою Гапона)	$SAR = \frac{Na^{+1}}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}} = \frac{1,32}{\sqrt{\frac{0,57}{2}}} = 2,44$			Характеристика Рівень небезпеки осолонцювання є низьким	
Іригаційна характеристика r (Можейко і Воротнік)	$r = \frac{Na^{+1}}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+1}} \cdot 100\% = \frac{1,32}{0,57 + 1,32} \cdot 100 = 69,84$			Характеристика Загрозливі для осолонцювання	

Пункт спостереження №5 (м. Вишгород, Київська обл.)					
	Na^{+1}	$Ca^{2+} + Mg^{2+}$	HCO_3^{-1}	SO_4^{2-}	Cl^{-1}
мг/дм ³	9,3	17,76	201,0	43,0	26,94
Сума мінералізації, мг/дм ³	298,0				
Еквівалентна маса	23	$Ca^{2+} \cdot 20 / Mg^{2+} \cdot 12$	61	48	33,5
мекв/дм ³	0,40	0,56	3,30	0,90	0,80
Величина SAR (за формулою Гапона)	$SAR = \frac{Na^{+1}}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}} = \frac{0,40}{\sqrt{\frac{0,56}{2}}} = 0,75$			Характеристика	
				Рівень небезпеки осолонцювання є низьким	
Іригаційна характеристика r (Можейко і Воротнік)	$r = \frac{Na^{+1}}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+1}} \cdot 100\% = \frac{0,40}{0,56 + 0,40} \cdot 100 = 41,67$			Характеристика	
				Незагрозливі для осолонцювання	
Пункт спостереження №6 (с. Лебедівка, Вишгородський р-н, Київська обл.)					
	Na^{+1}	$Ca^{2+} + Mg^{2+}$	HCO_3^{-1}	SO_4^{2-}	Cl^{-1}
мг/дм ³	10,0	13,06	207,0	25,0	26,94
Сума мінералізації, мг/дм ³	286,0				
Еквівалентна маса	23	$Ca^{2+} \cdot 20 / Mg^{2+} \cdot 12$	61	48	33,5
мекв/дм ³	0,43	0,41	3,39	0,52	0,80
Величина SAR (за формулою Гапона)	$SAR = \frac{Na^{+1}}{\sqrt{\frac{Ca^{+2} + Mg^{+2}}{2}}} = \frac{0,43}{\sqrt{\frac{0,41}{2}}} = 0,93$			Характеристика	
				Рівень небезпеки осолонцювання є низьким	
Іригаційна характеристика r (Можейко і Воротнік)	$r = \frac{Na^{+1}}{Ca^{2+} + Mg^{2+} + Na^{+1}} \cdot 100\% = \frac{0,43}{0,41 + 0,43} \cdot 100 = 51,20$			Характеристика	
				Незагрозливі для осолонцювання	

Провівши розрахунки, можемо сказати, що проби води, відібрані в шести пунктах спостереження за аніонним та катіонним співвідношенням, що включені до розрахунку показника натрієво-абсорбційного співвідношення SAR , віднесли до типу води слаболужної (величина SAR становила до 10) з малою ймовірністю спричинити осолонцювання ґрунтів після поливу нею сільськогосподарських полів (табл. 4.18).

За показником мінералізації (сума йонів) досліджувана вода в пунктах спостереження 1–2 та 5–6 відповідала встановленим нормативам, тобто оцінили її як придатну до поливу сільськогосподарських культур, оскільки вміст загальних солей становив від 273,0–305,0 мг/дм³ за норми не більше 400,0 мг/дм³. Проте в пунктах 3–4 вміст загальних солей перевищував оптимальну норму і становив відповідно 554,0 та 532,0 мг/дм³, отже вода є обмежено придатною до використання. За класифікацією А. М. Костюкова, досліджувана вода потребує обережного підходу до її використання для поливу, ґрунти потребуватимуть певних заходів у разі використання такої води для зрошення.

Таблиця 4.18.

Оцінка якості води Київського водосховища за агрономічними критеріями

Агрономічні критерії	Досліджувана вода в пунктах спостереження					
	1	2	3	4	5	6
<i>SAR</i>	0,96	0,83	2,27	2,44	0,75	0,93
<i>Тип води / придатність до використання</i>	Слаболужна вода з малою небезпекою осолонцювання / придатна до використання для зрошення					
<i>Іригаційний показник (r)</i>	51,76	28,48	67,20	69,84	41,67	51,20
<i>Ступінь загрозовості для осолонцювання ґрунтів</i>	Незагрозливі для осолонцювання		Загрозливі		Незагрозливі для осолонцювання	
<i>Мінералізація</i>	273,0	305,0	554,0	532,0	298,0	282,0
<i>Придатність для використання</i>	Придатна		Обмежено придатна		Придатна	

Під час використання такої води для зрошення необхідно обов'язково враховувати гранулометричний склад та фізико-хімічні властивості ґрунтів.

4.4.2. Оцінка якості води за екологічними критеріями

Оцінку екологічного стану води водосховища за екологічними критеріями проводили з врахуванням концентрації важких металів у досліджуваних пробах води в шести пунктах спостереження.

Оцінюючи воду водосховища за вмістом важких металів як джерела для зрошення (табл. 4.19) лімітуючим чинником, який спричинив погіршення якості води був вміст свинцю в водах. Його концентрація в досліджуваних водах із пунктів спостереження 1–2, 5 була в межах від 0,02 до 0,05 мгPb/дм³, що дало змогу нам віднести воду до II класу якості. Проте концентрація свинцю у воді із пунктів спостереження 3–4, 6 – перебувала за межами II класу якості вод. Це означає, що досліджувана вода у майбутньому може спричинити погіршення якості санітарно-гігієнічних особливостей ґрунтів та харчової продукції.

Варто зазначити, що концентрація свинцю в усіх досліджуваних пробах води перевищувала гранично допустимі концентрації для гідробіонтів у 6–10 разів, міді – у 5–8 разів, кадмію – у 3–5 разів. Проте, використання води для зрошення за показниками міді та кадмію належить до I класу якості й може бути використана для поливу сільськогосподарських культур.

Таблиця 4.19.

Оцінка якості води Київського водосховища в пунктах спостереження для зрошення за вмістом важких металів

Пункти	Оцінка якості води для зрошення за вмістом важких металів, мг/дм ³							
	Мідь (Cu), мгCu/дм ³		Цинк (Zn), мгZn/дм ³		Свинець (Pb), мгPb/дм ³		Кадмій (Cd), мгCd/дм ³	
	Значення	Клас якості	Значення	Клас якості	Значення	Клас якості	Значення	Клас якості
1	0,0008 ± 0,0001	I	0,0264 ± 0,0026	I	0,0201 ± 0,0020	II	0,00089 ± 0,00008	I
2	0,0033 ±0,0003	I	0,0268 ± 0,0025	I	0,0582 ± 0,0056	II	0,00078 ± 0,00007	I
3	0,0070 ±0,0006	I	0,0759 ± 0,0071	I	0,0970 ± 0,0090	—*	0,00271 ± 0,00025	I
4	0,0070 ±0,0006	I	0,0646 ± 0,0060	I	0,0970 ± 0,0090	—*	0,00120 ± 0,00011	I
5	0,0086 ±0,0007	I	0,0331 ± 0,0032	I	0,0526 ± 0,0051	II	0,00131 ± 0,00012	I
6	0,0054 ±0,0005	I	0,0032 ±0,0003	I	0,0937 ± 0,0083	—*	0,00060 ± 0,00005	I

*значення, що знаходяться за межами II класу якості води, відповідно означає що вони відносяться до категорії – «непридатні»

4.4.3. Загальна оцінка якості води для зрошення

Оцінка якості води для зрошення є складовою частиною наукового нашого дослідження інтегрального оцінювання екологічного стану води Київського водосховища. Слід розуміти, що від якості зрошувальної води залежить родючість ґрунту та якість отриманої сільськогосподарської продукції.

За нашими проведеними розрахунками та проведеною оцінкою якості води для поливу сільськогосподарських культур (зрошення) за агрономічними та екологічними групами показників виокремили такі положення:

1. За агрономічними критеріями якість досліджуваної води віднесли до категорії «придатні» для поливу за показником *SAR*, який підтверджує, що використовуючи таку воду ґрунти не будуть піддаватися осолонцюванню. За іригаційним показником (*r*) проби з пунктів спостереження 3-4 (с. Лютіж, с. Нові

Петрівці) мають завищені значення за даним показником, відповідно 67,20 та 69,84, що у свою чергу ступінь загрозливості для осолонцювання ґрунтів.

За показником мінералізації, досліджувану воду в пунктах спостереження 1–2, 5–6 віднесли до категорії «придатні» з концентрацією розчинених солей у ній до 400,0 мг/дм³. Підвищений уміст розчинених солей спостерігали в досліджуваній воді в пунктах спостереження 3–4 (554,0 та 532,0 мг/дм³). Використання такої води потребує екологічного контролю за вмістом розчинних солей у воді та збільшенням частки вільного, здатного до обміну Na^+ в ґрунтах, на яких застосовується вода з таким умістом солей. Збільшення вмісту Na^+ у ґрунтах може призвести до суттєвого підлуження ґрунту.

2. За екологічними групами показників проводили оцінку якості води водосховища використовуючи показники вмісту у воді важких металів (мідь, цинк, свинець, кадмій). Ці показники належать до забруднюючих речовин і є вагомими під час оцінки води для зрошення, оскільки їхня наявність може вплинути на якість сільськогосподарської продукції. Вода, що включає важкі метали в значних кількостях може призвести до хімічного забруднення ґрунтів. За проведеною оцінкою досліджувану воду віднесли до I класу якості за показниками міді, цинку, кадмію. За вмістом свинцю в досліджуваній воді до II класу якості віднесли воду з пунктів спостереження 1–2, 5, з концентрацією від 0,02 до 0,05 мгPb/дм³. У воді із пунктів спостереження 3–4, 6 – концентрація свинцю перебувала за межами категорії II класу вод, що дало змогу оцінити воду, як таку, що не можна використовувати для поливу сільськогосподарських культур.

4.5. Оцінка якості води для питних та господарсько-побутових потреб

Якість питної води є вкрай важливою для здоров'я людей, джерелом для господарсько-побутових потреб населення. Якість питної води – це відносний термін, який пов'язує склад води із впливом природних процесів і діяльності людини. Погіршення якості питної води виникає внаслідок потрапляння хімічних сполук як у джерела, так і в систему водопостачання.

Київське водосховище є одним із джерел водопостачання населення м. Київ та Київської області. Інтегральна оцінка екологічного стану води враховує використання індексів якості води, за якими можна визначити придатність води для споживання. Оцінку якості води Київського водосховища для питних та господарсько-побутових потреб населення проводили з використанням вагового арифметичного індексу якості води (WAWQI), методика якого описана в розділі 3.5. У таблиці 4.20 наведені вихідні дані за параметрами (показниками), які були використані для розрахунків WQI. Варто зазначити, що вибір параметрів базувався на основі властивостей показників, завищені концентрації яких можуть суттєво вплинути на стан здоров'я заселення й погіршити безпеку води.

Таблиця 4.20.

Вихідні дані для визначення вагового арифметичного індексу якості води WQI

Параметри	Од.вим.	Проби води із пунктів спостереження					
		1	2	3	4	5	6
Каламутність	НОК	0,32	0,48	5,72	3,41	0,34	1,43
pH	Од.	8,7	8,4	8,3	8,2	8,8	8,9
NH_4^+	мг NH_4^+ /дм ³	0,19	0,32	0,68	1,19	0,44	0,28
NO_3^-	мг NO_3^- /дм ³	0,18	0,49	6,64	6,64	9,73	0,62
NO_2^-	мг NO_2^- /дм ³	0,10	0,10	0,10	0,16	0,33	0,10
PO_4^{3-}	мг PO_4^{3-} /дм ³	0,46	1,53	0,31	0,40	1,53	0,74
Загальний вміст солей	мг/дм ³	273	305	554	532	298	282
Розчинений кисень	мг/дм ³	3,46	3,21	3,18	3,06	3,42	3,31
Індекс лактопозитивних кишкових паличок в 1 дм ³ води (<i>E.coli</i>)	КУО/1дм ³	500	500	900	6200	6200	2300

Нормативні значення досліджуваних параметрів обрані відповідно до національних стандартів та нормативів: ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості питної води [59], ДСанПіН 2.2.4–171–10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною [58], Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення (Наказ МОН № 721 від 02.05.2022) [57].

Першим етапом визначили ваговий коефіцієнт (W_n) кожного параметра (показника). У таблиці 4.21 представлені результати розрахунків. У таблиці 4.22 наведені результати розрахунків індексу якості води WQI для пунктів спостереження.

Таблиця 4.21.

Відповідні значення одиниці ваги (W_n)

Параметри	Одиниця ваги W_n
Каламутність	0,40326
pH	0,04744
NH_4^+	0,20163
NO_3^-	0,00896
NO_2^-	0,12220
PO_4^{3-}	0,11522
Загальний вміст солей	0,00040
Розчинений кисень	0,10081
Індекс лактопозитивних кишкових паличок в 1дм ³ води (<i>E. Coli</i>)	0,00008

З огляду на проведені розрахунки, якість досліджуваної води із Київського водосховища можна оцінити загалом, як низьку. Якість води в пунктах спостереження № 3–4 віднесли до категорії якості води, як «найгірша» (відповідно $\text{WQI}=255,05$ та $\text{WQI}=167,57$), в пункті спостереження № 6 – вода належить до категорії якості води як «дуже низька» ($\text{WQI}=79,31$). На погіршення якості води в пунктах спостереження № 3–4 та 6 вплинули значення водневого

показника (рН), Індексу лактопозитивних кишкових паличок (*E.coli*), каламутності.

Найменш забруднена вода була в пунктах спостереження № 1–2. Варто зазначити, що пункт спостереження № 1 – це природно-заповідна територія правої верхньої частини водосховища, пункт № 2 – відбір проб здійснювався в селі Казаровичі.

Таблиця 4.22.

Результати розрахунків індексу якості води WQI

Проби води у пунктах спостереження	WQI	Якість води	Клас	Показники, що вплинули на погіршення
1 (с. Сухолуччя, заповідна територія)	32,71	добра	B	pH
2 (с. Козаровичі)	44,00	добра	B	pH
3 (с. Лютіж)	255,05	найгірша	E	<i>E.coli</i> , каламутність, pH
4 (с. Нові Петрівці)	167,57	найгірша	E	<i>E.coli</i> , каламутність, pH
5 (м. Вишгород, питний водозабір)	40,61	добра	B	<i>E.coli</i> , pH
6 (від Київської ГЕС до с. Лебедівка)	79,31	дуже низька	D	<i>E.coli</i> , каламутність, pH

Досліджено, що всі проби води мали завищені показники рН, концентрація якого становила від 8,2 до 8,9 за норми не вище 8,5 [57]. Учені довели, що підвищена лужність води негативно впливає на стан організму людини. Зокрема впливає на роботу шлунку й погіршує ферментацію пепсину, який нейтралізує негативну дію бактерій на організм людини [72].

Індекс лактопозитивних кишкових паличок (*E.coli*) у воді показує кількість грамнегативних коліформних бактерій, що свідчить про забруднення води тваринними відходами, зокрема фекаліями. Води з великою їхньою кількістю можуть призвести до захворювання шлунково-кишкового тракту, органів дихання, неврологічні та ранові інфекції. Перевищений рівень *E.coli* в рекреаційних водах призводить до закриття пляжів, курортних та спортивних комплексів. У проведених дослідженнях уміст *E.coli* у природній воді пунктів спостереження №4–5 становив відповідно 6200 за норми не більше 5000.

4.6. Визначення інтегрального індикатора водного дефіциту

Для розрахунків індикатора WSq першою умовою було проведення екологічної оцінки стану природної води для певного виду водокористування з визначенням ключових (пріоритетних) показників, які найбільш суттєво вплинули на якість води.

Був проведений аналіз досліджень проб води з Київського водосховища для чотирьох потреб водокористування, зокрема для водної екосистеми загалом (це важливий природний аспект функціонування будь-якої природної водної екосистеми, підтримує екологічну рівновагу водної екосистеми), рибогосподарського (оцінювали для визначення придатності води для розвитку і розмноження категорій риб у водосховищі), питного та господарського-побутового (оцінювали для встановлення ризиків для рекреаційних потреб та в подальшому – для водоспоживання), зрошення (оцінювали для визначення агрономічних та екологічних категорій якості води для прогнозованого поливу сільськогосподарських культур).

Оцінюючи якість води для виду водокористування були враховані такі умови: мета водокористування; особливості водойми; прогнозовані джерела впливу (точкові та дифузні).

На основі проведених досліджень (розділи 4.2–4.5), враховуючи всі вище наведені умови, були виокремлені основні показники якості води для кожного виду водокористування (табл. 4.23).

Для проведення розрахунків індикатора водного дефіциту WSq використовували середньозважені показники якості води, які нами були визначені як індикатори що найбільш суттєво вплинули на якість природної води водосховища в розрізі видів водокористування (табл. 4.24). Алгоритм розрахунку наведено у додатку М.

Розрахунки проводили в програмі *Excel*, використовуючи описану методику в розділі 3.5. Усі розрахункові дані наведені у таблиці 4.25.

Таблиця 4.23.

**Обґрунтування вибору показників якості води для розрахунку інтегрального
індикатора водного дефіциту WSq**

Потреби (сектори)	Методика проведення оцінювання якості води	Показник для розрахунку WSq	Пояснення	Розділ де наведена характеристика оцінювання
Водна екосистема (загалом)	Комплексний екологічний індекс І _Е	БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Показник, що є індикатором органічного забруднення	4.2
Водойма рибогосподарського призначення	Комплексний екологічний індекс І _Е з використанням ефекту сумарної дії ЛОШ	Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	Показник, який відповідає за аеробні властивості риб	4.3
Вода для зрошення	Агрономічні критерії (SAR, мінералізація) Екологічні критерії (вміст важких металів)	Загальний уміст солей, мг/дм ³	Показник, який може спричинити осолонцювання ґрунтів	4.4
Вода для питних та культурно-побутових цілей	Індекс якості води WQI	<i>E.coli</i>	Показник епідемічної безпеки води	4.5

Таблиця 4.24.

**Середньозважені величини показників якості води водосховища для
розрахунку індикатора водного стресу WSq**

Сектор	Показник для розрахунку WSq	Одиниці вимірювання	Середньозважена величина	Нормативні значення	Література
Водна екосистема (загалом)	БСК ₅	мгО ₂ /дм ³	24,10	Не перевищує 1,6*	[7, 14]
Водойма рибогосподарського призначення	Розчинений кисень	мгО ₂ /дм ³	3,27	Не менше 5,0	[24, 35–37]
Вода для зрошення	Загальний уміст солей	мг/дм ³	340,67	Не більше 400,0	[14]
Вода для питних та культурно-побутових цілей	<i>E.coli</i>	КУО/1дм ³	2767,0	Не більше 5000	МУ №2285–81

*Норматив визначали за класифікацією сапробності води, оскільки використовуємо даний показник для оцінки водної екосистеми

Таблиця 4.25.

Розрахункові дані індикатора WSq

Сектори (види водокористування)	Q	D _j	C _i	C _{max_{i,j}}	dqi,j	WSq,j
Водна екосистема (загалом)	3,7	1,20	24,10	1,6	52,0	14,39
Водойма рибогосподарського призначення	3,7	1,20	3,27	5,0	1,28	0,67
Вода для зрошення	3,7	0,19	340,67	400,0	0	0,05
Вода для питних та культурно-побутових цілей	3,7	0,08	2767,0	5000	0	0,02

Значення dqi,j для зрошення та питних цілей становить нуль, оскільки відповідає умові методики: $C_i \leq C_{max_{i,j}}$

Значення dqi,j для водної екосистеми становило 52 і відповідно індикатор водного дефіциту був високим ($WSq = 14,39$) (рис. 4.14). Це зумовлено тим, що вміст БСК₅ у середньозважених пробах води з водосховища перевищували встановлені оптимальні норми. Зокрема, біля с. Лютіж, с. Козаровичі, с. Нові Петрівці, м. Вишгород, у пробах води концентрація цього показника була від 20 до 32 мгО₂/дм³, що перевищило норму більше ніж у 15 разів. БСК₅ є індикатором органічного забруднення. Відповідно вода може бути насичена такими компонентами, як H₂S, NH₃, CO₂, CH₄ і спричинити порушення екологічної рівноваги водної екосистеми. Отже, на кількість доступної якісної води для водної екосистеми вплинули показники якості, зокрема БСК₅. Для нормального функціонування водної екосистеми необхідно швидко прийняти міри із запобігання надходженню органічних та біогенних речовин до водойми, розробити заходи для посилення природних процесів самоочищення води.

Був проведений розрахунок інтегрального індикатора водного дефіциту не враховуючи показник якості води (БСК₅). І як бачимо, значення індикатора зменшилося суттєво і досягло 0,32, відповідно рівень дефіциту зменшився і сягнув середнього (рис. 4.14). Це свідчить про те, що показник якості води потрібно обов'язково враховувати при розрахунках індикатора WSq, який демонструє *кількість доступної якісної води* для водокористування.

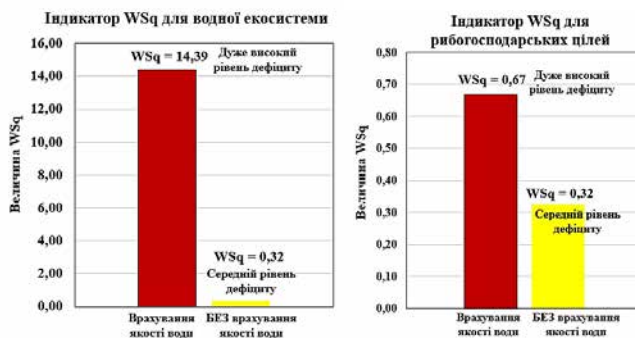


Рис. 4.14. Індикатор водного дефіциту WSq для водної екосистеми та рибогосподарських цілей

Індикатор WSq для потреб у рибогосподарських цілях (водойми рибогосподарського призначення) становить 0,67 (рис. 4.14), що дозволило характеризувати воду з дуже високим рівнем дефіциту для такого виду користування. Кількість доступної якісної води є мінімальною у співвідношенні до кількості доступної забрудненої води. На чистоту води вплинув показник якісного стану води, як рівень розчиненого кисню у воді. Його вміст у пробах води з усіх пунктів спостереження перебував у межах 3,06–3,46 мгО₂/дм³ за оптимальних значень цього показника для нормального розвитку та розмноження риб категорії Коропові (*Cyprinidae*) – вище 5,0 мгО₂/дм³. Київське водосховище включає значну кількість видів риб. Найбільша кількість із категорії Коропових (опис зроблений в розділі 4.3). Проте навіть для них значення в досліджуваній воді були занижені для нормального функціонування і якщо не зупинити процеси надходження забруднюючих речовин у водойму, можлива поява гіпоксії у риб.

Для інших видів водокористування, за розрахованим індикатором водного дефіциту (WSq), дефіцит води для зрошення (WSq = 0,05) та господарсько-питних цілей (WSq = 0,02) оцінили, як низького рівня (рис. 4.15). Це свідчить про те, що Київське водосховище має достатню кількість доступної якісної води для сільського господарства (полив культур) та водопостачання споживачам різних галузей економіки.

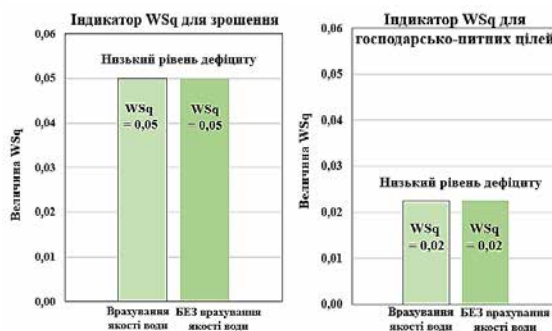


Рис. 4.15. Індикатор водного дефіциту WSq для зрошення та господарсько–питних цілей

З вище зазначеного можна зробити висновок, що вода Київського водосховища може задовольнити вимоги для сільського господарства (як зрошення) та господарсько-питних потреб, проте, – не може справитися із власною системою самоочищення, посилюючи процеси евтрофікації.

Варто розуміти, що як наявність (кількість), так і якість водних ресурсів залежать від соціально-економічного та технологічного розвитку держави, зміни клімату та посилення екстремальних ситуацій, такі як військові дії. У нинішніх умовах, якість води в Київському водосховищі погіршується через непрямі впливи від руйнування водної інфраструктури внаслідок бойових дій. Зміна клімату, спричиняючи різні температурні коливання, недостатню кількість опадів та зарегулювання стоку, впливає на температурний режим водосховища та термодинамічні процеси.

Щоб отримати більш точні оцінки поточного й майбутнього дефіциту води для підтримки водної політики та управління водними ресурсами, ми повинні зосередитися на наявності води прийнятої якості для використання в кожному секторі, а не просто дивитися на кількість води, яку використовують водоспоживачі та водокористувачі для своїх потреб.

4.7. Евтрофікація води як похідна проблема від забруднення

В Україні всі сфери господарської діяльності (водопостачання, зрошення, риборозведення, рекреація тощо) залежать від ефективності функціонування водної політики [88, с.71–72], яка має забезпечувати якісною та безпечною водою у достатній кількості [22, с.47–48]. Однією із причин погіршення якості води як для народного господарства, так і для водних об'єктів є посилення у водоймах процесів антропогенного евтрофування [92, с.58].

Київське водосховище займає найвище положення в каскаді Дніпровських водосховищ [8, с.49] та відноситься до категорії «великих» водосховищ України [80, с.7]. Київське водосховище – це динамічна гідросистема, яка виникла на місці затопленої заплави та берегових терас річок Дніпро та Прип'ять [93, с.23]. Інтенсифікація сільського господарства та зміна клімату [135] вважаються основними чинниками, що підсилюють прояви небезпеки акумуляції біогенних речовин в результаті ґрунтово-ерозійних процесів та провокують «цвітіння» води при підвищенні температури повітря [94]. Проте варто зазначити, що антропогенний вплив на якісний стан води Київського водосховища відбувається постійно, носить системний характер та проявляється через внутрішні (точкові та дифузні забруднення, сповільнення русла течії, деградація ландшафтів) та зовнішні впливи (військові дії, руйнування водної інфраструктури, нестабільна економічна ситуація, низький рівень соціальних заходів, неспроможність забезпечення високоефективних технологій очищення стічних вод) [4, с.61–63].

Київське водосховище має важливе значення для регулювання річкового стоку в нинішніх реаліях [90]. Встановлено, що водосховище виконує ряд важливих функцій, зокрема водно-регуляційну, захисну, водогосподарську, рибогосподарську, екологічну функції [22, с. 62]. Деякі із функцій переплітаються із потребами народного господарства, зокрема водогосподарська функція відповідає за потреби як водопостачання, зрошення та риборозведення [22, с. 63].

Зокрема вчені називають водосховища р. Дніпра «евтрофними водосховищами» [92, с. 59], які є джерелами водопостачання для 2/3 частини

України. Відповідно процес евтрофування посилює у водоймі процеси евтрофікації – «цвітіння водойм» – інтенсивного розмноження фітопланктону у водоймі, який спричинює значні екологічні наслідки для всіх сфер господарської діяльності (риборозведення, водопостачання, зрошення, напування тварин тощо) [5, с. 38–39]. Варто уточнити, що саме забруднювачі води є продуктами життєдіяльності планктону й погіршення якості води. Ці процеси найбільше притаманні озерам та водосховищам, адже відносна нерухомість водного середовища сприяє накопиченню у водній товщі біогенних елементів [90, с. 61–63].

Варто зазначити, що впродовж останніх 50 років динаміка різноманіття фітопланктону Київського водосховища постійно зростає. За даними досліджень [92, с. 758] таксономічний склад фітопланктону, який присутній у водоймі Київського водосховища складає *Cyanophyta*, *Euglenophyta*, *Diphyta*, *Cryptophyta*, *Chrysophyta*, *Bacillariophyta*, *Xanthophyta*, *Chlorophyta*. Частка синьо-зелених водоростей складає 10–14 %. В ході досліджень вчених, було зазначено, що сукцесія фітопланктону Київського водосховища характеризується як зелено-діатомово-синьозелена [92, с. 759]. Евтрофікація є серйозною екологічною проблемою води Київського водосховища, що виникає внаслідок потрапляння надлишку поживних речовин у водойму, що відповідно призводить до надлишку простих рослин (фітопланктону) [5, 4]. Для цього нами були проаналізовані причинно-наслідкові зв'язки посилення процесів евтрофікації, які спостерігали впродовж років дослідження (2021-2023 рр.). Оснований наголос зроблений на аналіз умісту поживних речовин (сполук азоту та фосфору), рівня забезпеченості води розчиненим киснем.

Досліджено, що на якість води у Київському водосховищі вплинули як процеси антропогенної евтрофікації, так і природної (дод. П, рис. 4.16). Природна евтрофікація відбувалася через природні процеси і є повільнішою, її можна прослідкувати в часі та в динаміці, беручи до уваги статистичні дані попередніх досліджень науковців. Проте антропогенна евтрофікація

характеризувалася прискореним процесом, який мав більш виражений характер в роки дослідження.

Слід зазначити, що основними причинами посилення процесів *природної евтрофікації* була зміна клімату, зокрема підвищення рівня температури повітря, що спричинило збільшення кількості нерівномірних опадів, наявність безморозного періоду (2021 рік), появу нетипової посухи в періоди весни та восени [7, 95, 183]. Це посилило абразійні процеси на правому березі водосховища, зарегульованість у неглибоких місцях водосховища, зменшення глибини водойми (дод. П).

Антропогенна евтрофікація води мала чітко виражений характер в роки дослідження. Зокрема, нами був прослідкований вплив антропогенних чинників на воду водосховища (сільськогосподарський дренаж, міський дренаж, військові дії) у 2021 р. та в 2023 р. [183]. На рисунку 4.16В та 4.16Г за 2021 рік дослідження – схематично наведено основні антропогенні чинники та фотофіксацію місць дослідження. На фото бачимо часткові процеси евтрофікації, мор риби в місцях біля с. Козаровичі. Слід зазначити, що вплив річок Кізка та Ірпінь мали також важливе значення, оскільки в їхніх водах містилися поживні речовини та інші забруднювачі, які перевищували встановлені норми [4]. Після повномасштабного вторгнення росії на територію України (24.02.2022 р.) естетичний вигляд та якість води водосховища суттєво погіршилася (див. рис. 4.16Д та 4.16Е). Як бачимо із фотофіксації, процеси антропогенної евтрофікації суттєво посилюються. Зі схеми (рис. 4.16Д) ми бачимо, як руйнування шлюзу, що відділяв р. Ірпінь від водосховища вплинуло на екологічний стан водойми. Варто сказати, що гребля була зруйнована 25 лютого 2022 року, відбулося затоплення територій та відповідно виніс поживних речовин та інших відходів із приватного сектору господарств до водосховища і нині ми спостерігаємо що на місці розливу р. Ірпінь – меліоративні угіддя – так і залишилися затопленими (дод. П) [9, 10, 96]. Прогнозовано, що внаслідок дії стокових течій та водних мас, поживні речовини та відходи із затопленої території потрапивши до водойми водосховища, – надійшли до протилежної

сторони водосховища (ліва сторона) і зумовили масове розмноження ціанобактерій уздовж прибережної смуги лівого берега водосховища на глибині до 2 метрів. У ділянці (за Козаровицькою дамбою в бік с. Лютіж, де відбулося затоплення територій) вода мала вигляд «киплячої води» (спостереження проводили 19 жовтня 2023 р.).

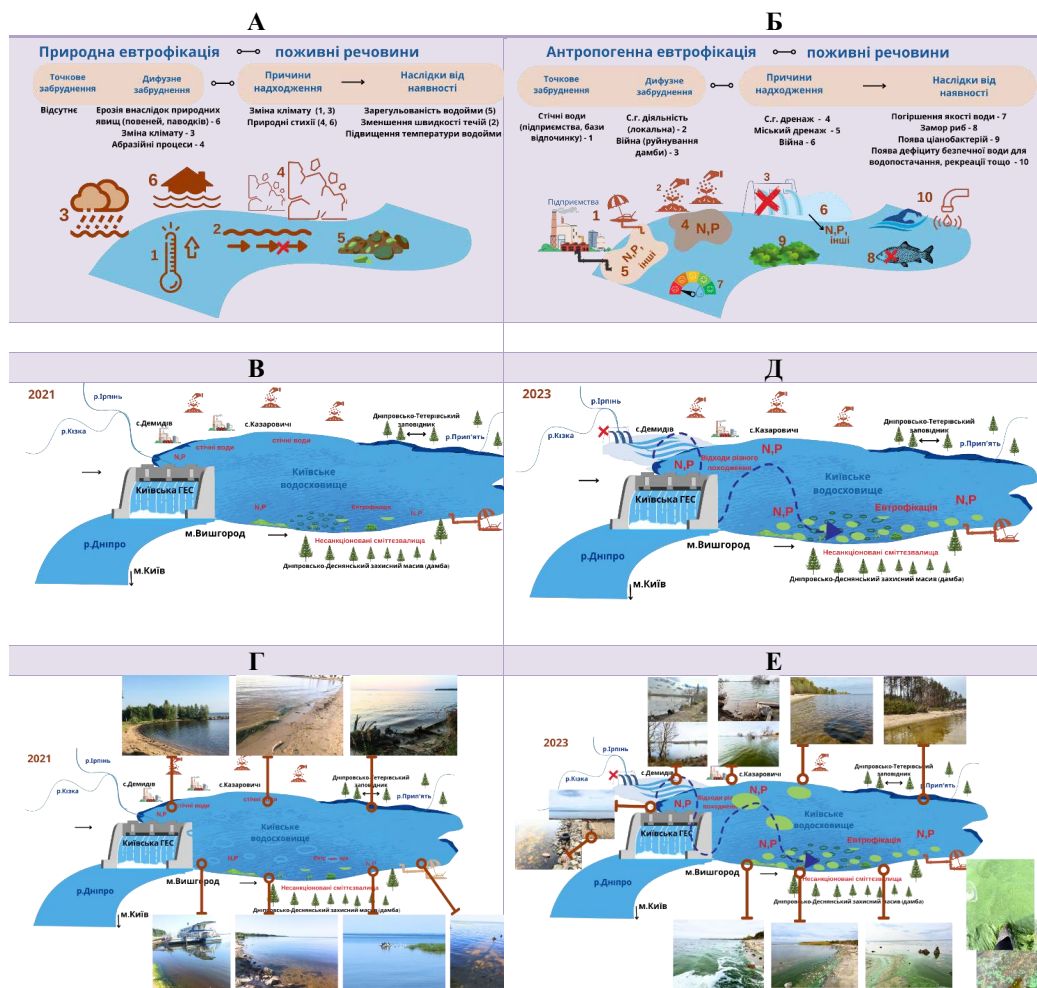


Рис. 4.16. Схематичне зображення причинно-наслідкових зв'язків інтенсифікації процесів евтрофікації води Київського водосховища (А – причини та наслідки від природної евтрофікації; Б – причини та наслідки від антропогенної евтрофікації; В, Г – вплив на водойму антропогенного навантаження відповідно до досліджень восени 2021 року (причини та наслідки наведені в дод. П); Д, Е – вплив на водойму антропогенного навантаження відповідно до досліджень восени 2023 року (причини та наслідки наведені в дод. П)) [183]

Отже, оцінювання якості води Київського водосховища виконували відповідно до розробленого алгоритму інтегральної оцінки екологічного стану природних вод. Варто виокремити наступні положення.

1. Сезонна оцінка екологічного стану Київського водосховища. Виконана сезонна оцінка якісного стану води Київського водосховища для встановлення кореляційних зв'язків параметрів якості та метеорологічних сезонних показників (температури повітря та води, кількості опадів). У результаті моніторингу вмісту розчиненого кисню як основного індикативного показника якості поверхневих вод встановлено, що його коливання, як і варто було очікувати, мав сезонний характер. Найменші концентрації його були влітку ($6,1\text{--}8,6 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$), найвищі – взимку ($8,0\text{--}14,1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$). За вмістом концентрації сполуки азоту амонійного у воді, високі концентрації виявлено впродовж всього періоду досліджень ($0,45\text{--}8,27 \text{ мгNH}_4^+/\text{дм}^3$) за норми для води питного та господарчого призначення не більше $0,5 \text{ мгNH}_4^+/\text{дм}^3$. Водночас встановлено, що найвищі рівні концентрацій спостерігали влітку ($1,05\text{--}8,27 \text{ мгNH}_4^+/\text{дм}^3$) та восени ($0,79\text{--}6,63 \text{ мгNH}_4^+/\text{дм}^3$). За вмістом азоту нітратного (NO_3^-) у пробах води сезонні коливання незначні, його концентрація не перевищувала нормативні вимоги. Уміст азоту нітритного (NO_2^-) був найвищим влітку ($0,056\text{--}0,233 \text{ мгNO}_2^-/\text{дм}^3$), знижуючись взимку та восени ($0,03\text{--}0,079 \text{ мгNO}_2^-/\text{дм}^3$), не перевищуючи водночас нормативних вимог. Аналогічну ситуацію спостерігали щодо вмісту показника фосфатів (PO_4^{3-}). Найбільші значення концентрацій були влітку ($0,146\text{--}0,244 \text{ мг PO}_4^{3-}/\text{дм}^3$), найменші – взимку ($0,091\text{--}0,196 \text{ мг PO}_4^{3-}/\text{дм}^3$).

2. Інтегральна оцінка екологічного стану води Київського водосховища.

2.1. Екологічний критерій. За методикою розрахунку екологічного індексу (I_E) встановлено, що воду Київського водосховища за загальним рівнем мінералізації (I_1), вмістом хлоридів, сульфатів відносимо до II класу якості вод ($I_{1\text{сер.}}=1,53$: II(2) – з оцінкою стану водойми як «добрі» та ступенем їхньої чистоти – «чисті»; $I_{1\text{max}}=2,67$: II(3) – з оцінкою стану води як «добрі» та ступенем їхньої чистоти – «досить чисті»). За трофо-санпробіологічними показниками (I_2) воду оцінили так: $I_{2\text{сер.}}=5,4$: III(3) – з оцінкою стану води як «посередині» та ступенем

їхньої чистоти – «помірно забруднені»; $I_{2\max}=6,1$: IV(6) – з оцінкою стану води як «погані» та ступенем їхньої чистоти – «брудні». За показниками специфічних речовин (I_3) вода належить до III класу якості, зокрема: $I_{3\text{ср.}}=4,4$: III(4) – з оцінкою стану води як «задовільні» та ступенем їхньої чистоти – «слабко забруднені»; $I_{3\max}=5,2$: III(5) – з оцінкою стану води як «посередині» та ступенем їхньої чистоти – «помірно забруднені».

За загальним екологічним індексом (I_E) встановлено, що вода Київського водосховища мала III клас якості з 4 категорією за середніми значеннями ($I_{E\text{ср.}}=3,83$) та з 5 категорією за максимальними значеннями ($I_{E\max}=5,38$). Це означає, що якість води мала характеристику від «слабко забрудненої» до «помірно забрудненої».

Після проведеної оцінки якості води водосховища для водної екосистеми, ключовим показником, що вплинув на якість води вважаємо БСК₅, оскільки цей показник є індикатором, що показує як насиченість водою киснем, так і ступінь сапробності водного середовища, визначає здатність водних організмів функціонувати у воді та співіснувати один з одним, а також визначає безпечність води.

2.2. Рибогосподарський критерій. Досліджуючи якість води Київського водосховища для водойм рибогосподарського призначення за екологічним індексом (I_E), враховуючи ефект спільної дії із лімітуючою ознакою шкідливості (ЛОШ), встановили такі характеристики: середні значення екологічного індексу становили $I_{E\text{ср.}} = 4,56$, що дозволило віднести воду до IV класу якості води із 6 категорією, визначаючи її як «погану» за станом та за ступенем забруднення як «брудну»; максимальні значення екологічного індексу становили $I_{E\max.} = 6,88$, оцінюючи воду за IV класом якості води із 6 категорією, і відповідно характеризувало стан води як «поганий» та ступінь забруднення як «брудна». З огляду на результати досліджень за показником розчиненого кисню для природних вод рибогосподарського призначення, вода Київського водосховища належить до V класу якості, оцінюючи її за ступенем забрудненості як «брудні води», за станом – «дуже поганий», за діапазоном толерантності риб – «дуже

низький» з умовами що посилюють процеси гіпоксії та унеможливлюють нерест риб. Виокремлено, що ключовим показником, який погіршував якість води був уміст розчиненого кисню у воді.

2.3. Іригаційний критерій. Проведені відповідні дослідження оцінки якості води для зрошення (для потреб сільського господарства) за агрономічними та екологічними групами показників дали змогу зробити такі висновки:

За агрономічними показниками встановлено, що

- за показником SAR (підтверджує, що використовуючи таку воду ґрунти не будуть піддаватися осолонцюванню) якість досліджуваної води відносимо до категорії «придатні» для поливу.
- за показником мінералізації, досліджувану воду в пунктах спостереження 1–2, 5–6 відносимо до «придатних» із концентрацією розчинених солей у ній до 400,0 мг/дм³. Підвищений вміст розчинених солей спостерігали в досліджуваній воді в пунктах спостереження 3–4 (554,0 та 532,0 мг/дм³). Використання такої води потребує екологічного контролю за вмістом розчинних солей у воді та збільшенням частки вільного, здатного до обміну Na^+ в ґрунтах, на яких застосовується вода з таким умістом солей. Збільшення вмісту Na^+ у ґрунтах може призвести до суттєвого підлуження ґрунту.

За екологічними показниками (показники вмісту в воді важких металів: мідь, цинк, свинець, кадмій) встановлено, що досліджувана вода відповідала I класу якості за показниками міді, цинку, кадмію. За вмістом свинцю до II класу якості відповідала вода із пунктів спостереження 1–2, 5 із концентрацією від 0,02 до 0,05 мгPb/дм³. У воді із пунктів спостереження 3–4, 6 – концентрація свинцю була за межами категорії II класу якості вод.

Встановлено, що ключовим показником якості води, який може спричинити погіршення родючості ґрунтів та вплинути на якість сільськогосподарської продукції після використання такої води для поливу сільськогосподарських культур – був загальний уміст солей (мінералізація).

2.4. Гігієнічний критерій. З огляду на проведені розрахунки за індексом якості води (WQI) для питних та культурно-побутових цілей, якість

досліджуваної води з Київського водосховища оцінено як низьку. Індекс WQI для якісної води має становити не більше 25. Найменш забруднена вода спостерігалася в пунктах 1–2 ($WQI = 37,7\text{--}44,0$). На погіршення якості води в пунктах спостереження 3–4 ($WQI = 167,5\text{--}255,05$ відповідно) та 6 ($WQI = 79,31$) вплинули значення показників рН, Індексу лактопозитивних кишкових паличок (*E.coli*), каламутності. У дослідженнях уміст *E.coli* у воді пунктів спостереження 4–5 становить 6200 за норми не більше 5000. Встановлено, що ключовим показником який погіршував якість води та відповідно може вплинути на здоров'я людей був Індекс лактопозитивних кишкових паличок (*E.coli*) у воді.

2.5. Інтегральний індикатор якісного та кількісного стану якості води. Провівши розрахунки індикатора водного дефіциту (WSq), спостерігаємо тенденцію, що рівень дефіциту доступної якісної води для самої водної екосистеми ($WSq = 14,39$) був дуже високим а для риб ($WSq = 0,67$) – середнім. Водночас для сільського господарства (зрошення) та господарсько-побутових цілей – рівень дефіциту води був низьким з $WSq = 0,02\text{--}0,05$. Це свідчить про те, що рівень забруднення води призупиняє (гальмує) природні процеси у водній екосистемі до самоочищення. Відповідно посилюються процеси евтрофікації води, як похідної проблеми біогенного забруднення вод Київського водосховища. Існує ризик погіршення якості води у водосховищі і це питання потребує наукового обґрунтування для розробки рішень із покращення екологічної ситуації Київського водосховища. Особливо важливо звернути увагу на вплив точкових та дифузних джерел забруднення, які є трансфером надходження біогенних речовин до води.

3. *Антропогенна евтрофікація.* Евтрофікація води Київського водосховища проходить у природних та антропогенних умовах. Під час наших досліджень були виділені основні причини природної (перенесення поживних речовин внаслідок повеней та паводків, посилення абразійних процесів, зміна клімату та температурного режиму) та антропогенної евтрофікації (сільськогосподарський та міський дренажі, військові дії). Аналізуючи причинно-наслідкові зв'язки інтенсифікації процесів евтрофікації, підкреслено

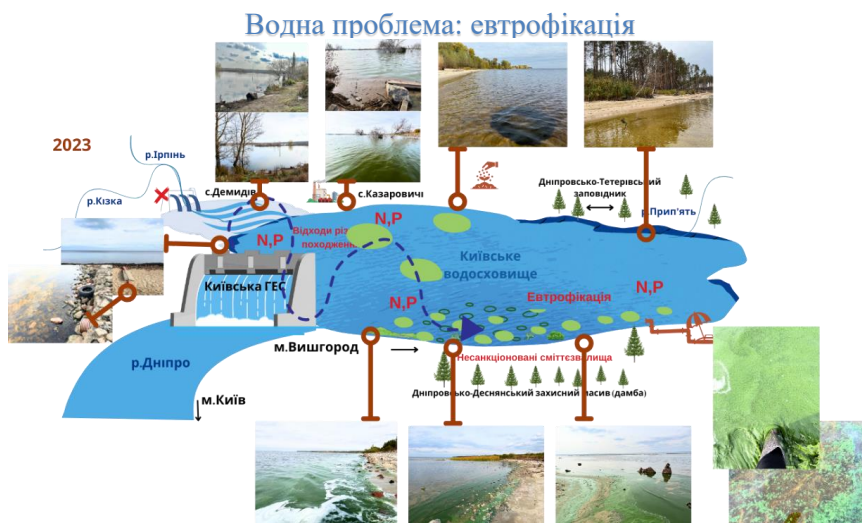
основні наслідки від антропогенного навантаження водосховища для водної біоти (зміна трофічних зв'язків у водній екосистемі, мор риби, зменшення водного біорізноманіття), а також уточнено, що токсичність води (поява ціанобактерій, шкідливих для біоти та людей; зниження розчиненого кисню у водоймі, що призводить до несприятливих умов для функціонування біоти) є причиною погіршення екологічного стану води.

Зробивши огляд проблеми евтрофікації Київського водосховища можна сказати, що процеси евтрофікації посилюються і знаходяться на етапі «цвітіння водоростей», якому передують етап надходження поживних речовин у водойму, і подальшим є виснаження кисню у водоймищі та створення «мертвих зон».

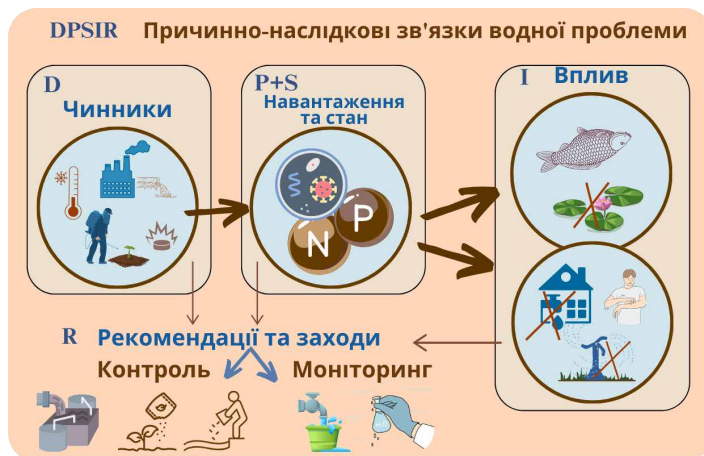
РОЗДІЛ 5. МОДЕЛЬ DPSIR ДЛЯ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

5.1. Характеристика моделі

5.2. Застосування моделі



Вирішення проблеми – модель DPSIR



РОЗДІЛ 5. МОДЕЛЬ DPSIR ДЛЯ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

5.1. Характеристика моделі

Логічними завершенням інтегральної оцінки екологічного стану природних вод є застосування європейської моделі DPSI, що дозволяє чітко визначити причинно-наслідкових зв'язки водної проблеми та обґрунтувати заходи (способи, шляхи) для вирішення даної проблеми.

Інтегральна оцінка екологічного стану природних вод потребує інтегрального системного підходу до визначення водної проблеми, оскільки враховує якісні та кількісні характеристики досліджуваного водного об'єкта та дає можливість виокремити пріоритетну проблему для водної екосистеми.

В європейських країнах досить часто можна зустріти рішення екологічних проблем, заходи яких базуються на моделі DPSIR (**D**Driving forces, **P**Pressures, **S**State, **I**Impact, **R**Response). Модель DPSIR – це концептуальна методика, яка використовується для аналізу та управління взаємодією між суспільством і навколишнім середовищем. Ця методологія, розроблена Європейським агентством з навколишнього середовища (EEA) [187], широко застосовується для оцінки екологічних проблем і розробки рішень щодо їх вирішення, а також є інформаційним інструментом для вирішення екологічних проблем.

Модель DPSIR почала широко використовуватися з 1995 року, була розроблена Європейським Агентством Навколишнього середовища (EEA). Зокрема для оцінки навколишнього середовища Європи, EEA у 1995 році використала модель DPSIR [188]. Науковці [189] у 2006 році на основі моделі DPSIR зробили синтез причинно-наслідкових зв'язків екологічної проблеми морського середовища та розробили управлінські підходи до відновлення морської екосистеми. Застосовано модель DPSIR науковцями [191] у 2013 році для пояснення антропогенного впливу за заміною екосистемних послуг, що містять як негативний, так і позитивний вплив на екосистему. Управління морським середовищем, його інтеграція екосистемних послуг і суспільних переваг побудовано на основі моделі DPSIR [192]. У праці [193] розкрито структуру DPSIR, та вченими доведено його ефективність використання як

інструмента для аналізу екологічних проблем, в тому числі для річок та узбережжя морів й океанів. У 2016 році вченими [196] було оцінено стійкість регіональних водних ресурсів у на основі моделі DPSIR. Також, у 2018 році модель DPSIR була використана для розробки управлінських рішень і балансів для підтримки управління водними ресурсами [197]. Оцінка міської водної безпеки у 2021 році зроблена фахівцями [195] на основі моделі DPSIR. Вітчизняними вченими модель DPSIR [194] була використана для знаходження взаємодії між соціальною та екологічною системою у вирішенні проблеми висихання ялинкових деревостанів в українських Карпатах.

Проте, у сфері вирішення водних проблем, вітчизняними науковцями модель не була застосована. У Плані управління річковим басейном Дніпра на 2025-2030 роки запропоновано використовувати концептуальну модель DPSIR для оцінки антропогенного впливу на кількісний та якісний стан поверхневих та підземних вод, у тому числі точкових та дифузних джерел.

Європейське Агентство Навколишнього середовища (EEA) [190] визначає кожну категорію концептуальної моделі DPSIR наступним чином: (*Drivers*) рушійні сили описують соціальні, демографічні та економічні зміни в суспільствах і відповідні зміни в стилі життя, загальний рівень споживання та моделі виробництва; (*Pressure*) індикатори тиску описують розвиток викидів речовин (викидів), фізичних і біологічних агентів, використання ресурсів і використання землі в результаті діяльності людини; (*State*) індикатори стану дають опис кількості та якості фізичних явищ (таких як температура), біологічних явищ (таких як рибні запаси) та хімічних явищ (таких як концентрація CO₂ в атмосфері) на певній території; (*Impact*) зміни в стані впливають на функції навколишнього середовища, такі як здоров'я людини та екосистеми, доступність ресурсів, втрати виробленого капіталу та біорізноманіття; і, нарешті, (*Response*) відповіді – це дії, вжиті групами (та окремими особами) у суспільстві, а також спроби урядів запобігти, компенсувати, покращити або адаптуватися до змін у стані навколишнього середовища.

Можна виокремити практичне значення використання моделі DPSIR у вирішення екологічних проблем:

- інформаційний інструмент функціонування звітності, інформаційного забезпечення в системі управління навколишнім середовищем;
- методологічна платформа аналізу причинно-наслідкових зв'язків екологічної проблеми, антропогенного впливу на екосистеми;
- підгрунтя підготовки звітності для систем моніторингу навколишнім середовищем.

Варто зазначити, що модель DPSIR допомагає визначити зв'язки та структурувати інформацію, а також дозволяє зрозуміти та переглянути екологічну проблему на всіх рівнях (від локального до національного). Останнім часом модель використовується для оцінки змін навколишнього середовища в екосистемах, визначення соціального та економічного тиску на систему, прогнозування потенційних викликів і вдосконалення методів управління. Гнучкість і загальна застосовність структури роблять її стійким інструментом, який також можна застосовувати в соціальних, економічних та інституційних сферах для збалансованого розвитку держави.

Використання даної моделі дозволяє систематично та комплексно підійти до вирішення певної проблеми, зокрема інтегрувати соціально-економічні підходи до розв'язання екологічних питань, поєднати причини та зв'язки появи проблеми й надати їй інформаційного забезпечення, комплексно врахувати антропогенне навантаження та його вплив на екосистему, показати взаємодію між екологічними, соціальними та економічними аспектами в контексті збалансованого стійкого розвитку держави, враховуючи реалізацію принципів ЦСР.

Варто зрозуміти, що інтегроване управління водними ресурсами в країнах Європи поєднує якісні та кількісні характеристики водних ресурсів для ефективного й збалансованого водокористування як галузями економіки, так й населенням. Важливим аспектом є включення до системи інтегрованого

управління водними ресурсами принципів глобальних Цілей Сталого Розвитку (далі ЦСР). Оскільки «вода» має як тісний так і опосередкований зв'язок із 17-ма ЦСР (рис. 4.17), що забезпечують екологічний, економічний та соціальний збалансований розвиток держави, суттєвим питанням є збереження водних ресурсів та забезпечення ефективного використання їх для різних потреб.



Рис. 4.17. Зв'язок «води» із ЦСР у поєднанні із екологічним, соціальним та економічним розвитком держави

Ми пропонуємо, після інтегральної оцінки якості природних вод, для вирішення виокремленої екологічної проблеми – застосувати модель DPSIR, оскільки вона включає інтегрований підхід до вирішення екологічної проблеми, використовується для вироблення практики управління екосистемами різного рівня на засадах сталого розвитку.

5.2. Застосування моделі

У Плані управління річковим басейном Дніпра на 2025-2030 рр. урядом та розробниками запропоновано використовувати концептуальну модель DPSIR для оцінки антропогенного впливу на кількісний та якісний стан поверхневих та підземних вод, у тому числі точкових та дифузних джерел. На наш погляд, застосування моделі в реаліях військового часу є актуальним та необхідним інформаційним інструментом, який надасть конкретні відповіді на поставлені екологічні водні проблеми.

Нами запропоновано застосувати модель DPSIR [184], як логічне завершення інтегральної оцінки екологічного стану природних вод. Модель надає змогу виокремити основні причинно-наслідкові зв'язки появи водної проблеми та їхнє обґрунтування, а також запропонувати заходи для вирішення або мінімізації негативного впливу точкових, дифузних й інших джерел забруднення на водну екосистему. Модель застосували для Київського водосховища. Для цього нами були виокремлені ключові (пріоритетні) показники екологічного стану води водосховища, що найбільш суттєво вплинули на погіршення якості води для видів водокористування. До них віднесли:

- перевищений *вміст сполук азоту амонійного* у воді відносно його гранично-допустимої концентрації для питних цілей (0,15–0,92 мгN/дм³ за норми < 0,10 мгN/дм³ за ДСТУ 4808:2007), відносно оптимального значення для водної біоти (0,15–0,92 мгN/дм³ за норми < 0,10 мгN/дм³ [27]); знаходження значень у допустимих межах для риборозведення відповідно до національних нормативів (0,15–0,92 мгN/дм³ за норми – 0,5–1,0 мгN/дм³ за СОУ 05.01–37–385:2006), проте відповідно до стандартів ЄС (Директива 78/659/ЄС) оптимальне значення цього показника у воді для корошових та лососевих становить 0,005 мгN/дм³;

- завищені значення *сполук фосфору* у воді відносно його гранично-допустимої концентрації для питних цілей (0,1–0,5 мгP/дм³ за норми < 0,015 мгP/дм³ за ДСТУ 4808:2007), відносно оптимального значення для водної біоти (0,1–0,5 мгP/дм³ за норми < 0,015 мгP/дм³ [27]); знаходження значень у допустимих межах для риборозведення відповідно до національних нормативів

(0,1–0,5 мгР/дм³ за норми – 0,3–0,5 мгР/дм³ за СОУ 05.01–37–385:2006), відповідно до стандартів ЄС (Директива 78/659/ЄС) оптимальне значення цього показника у воді для коропових становить 0,4 мгР/дм³ та лососевих – 0,2 мгР/дм³;

- низький рівень *умісту розчиненого кисню* води, що відносить якість води до категорії непридатних для водної екосистеми (3,06–3,46 мгО₂/дм³ за оптимальних значень для неї більше 8,0 мгО₂/дм³ [27]), риборозведення (3,06–3,46 мгО₂/дм³ за оптимальних значень для категорії риб коропів – 5,0 мгО₂/дм³, осетрові – 6,0 мгО₂/дм³, лососеві – 7,80–8,0 мгО₂/дм³ за СОУ 05.01–37–385:2006), питних цілей (3,06–3,46 мгО₂/дм³ за оптимальних значень для неї більше 8,0 мгО₂/дм³ за ДСТУ 4808:2007);

- високий *уміст БСК₅* у воді, що відносить воду до категорії непридатних для водної екосистеми (4,3–54,0 мгО₂/дм³ за оптимального значення для екосистеми – <1,0 мгО₂/дм³ [27]), риборозведення (4,3–54,0 мгО₂/дм³ за оптимального значення для категорії риб коропів та осетрові – 3,0 мгО₂/дм³, лососевих – 2,0 мгО₂/дм³ за СОУ 05.01–37–385:2006), зрошення (4,3–54,0 мгО₂/дм³ за оптимального значення 10,0 мгО₂/дм³ за ВНД 33–5.5–02–97);

- завищені значення *вмісту свинцю* у воді, що відносить її до категорії «брудні» для водної екосистеми (20,1–97,0 мкгРb/дм³ за оптимального значення – до 2,0 мкгРb/дм³ [27]), для риборозведення (20,1–97,0 мкгРb/дм³ за оптимального значення – до 10,0 мкгРb/дм³), для зрошення (0,02–0,05 мкгРb/дм³ за норми – 0,02 мкгРb/дм³ за ВНД 33–5.5–02–97);

- високі вмісти показника епідемічної безпеки – *E.coli* у досліджуваних пробах води, що відносить воду до категорії непридатних для зрошення (500,0–6200,0 КУО/дм³ за норми не більше 1000,0 одиниць в 1 дм³ води за ВНД 33–5.5–02–97), питних та господарсько-побутових цілей (500,0–6200,0 КУО/дм³ за норми для природних вод не більше 3000,0 одиниць в 1 дм³ води відповідно до нормативного документу МУ № 2285–81), риборозведення (500,0–6200,0 КУО/дм³ за норми не більше 1000,0 одиниць в 1 дм³ води за СОУ 05.01–37–385:2006).

На основі інтегральної оцінки екологічного стану води Київського водосховища, нами була виокремлена така водна проблема, як антропогенна евтрофікація.

Для виокремлення причинно-наслідкових зв'язків посилення процесів евтрофікації води Київського водосховища та надання відповідних рекомендацій як уряду так і водокористувачам, нами була побудована модель *DPSIR* для Київського водосховища, що представлена у додатку Ж [184]. Модель включає аналіз чинників, що спричинили посилення процесів евтрофікації (Drivers), антропогенне навантаження, процеси якого вплинули на якість води водосховища (Pressure), екологічний стан води за вмістом показників якісного стану води, які найбільш суттєво вплинули на погіршення екологічного стану води (State), вплив вище перерахованих елементів моделі на процеси евтрофікації Київського водосховища (Impact). До кожного елементу моделі (D – чинники, P – антропогенне навантаження, S – екологічний стан води, I – вплив) нами запропоновані рекомендації у вигляді заходів та пропозицій (R – рекомендації) для зменшення негативного впливу чинників забруднення, що сприятимуть послабленню процесів евтрофікації Київського водосховища [184].

Також ми пропонуємо для отримання більш точної оцінки поточного і майбутнього дефіциту води для підтримки водної політики та управління водними ресурсами зосередити увагу уряду, громадськості та науковців на наявності води прийнятної якості для водовикористання для кожного сектору (водокористування, водоспоживання), а не просто оцінювати кількісну характеристику водного об'єкту або лише його якісну характеристику.

ВИСНОВКИ

1. Під час наукового пошуку встановлено, що екологічний стан поверхневих вод Дніпровського басейну належить до категорії класу якості вод – «помірно забруднені». Основними водно-екологічними проблемами басейну є забруднення органічними та біогенними речовинами, засміченість пластиком та іншими побутовими відходами. На території басейну прослідковується вторинне забруднення внаслідок акумуляції шкідливих речовин.

З'ясовано, що особливу небезпеку для води Київського водосховища становили біогенні речовини, що надходили до водойми через точкові та дифузні джерела. Визначено, що точковими джерелами забруднення Київського водосховища з правого берегу були підприємства (з виробництва продукції «Чіпси люкс», вирощування птиці «Агромарс» (закрита через порушення утилізації відходів) та «Дочірнє підприємство Лютіж», вирощування свиней «Славутич», надання послуг «Лютіжкомунгосп»), з лівого берегу – бази відпочинку («Кемпінг парк», «Shelest», «SunSet» та ін.). До дифузних джерел, унаслідок діяльності яких відбувалося опосередковане надходження біогенних речовин до води Київського водосховища віднесли: сільськогосподарські фермерські господарства що займаються вирощуванням зернових, технічних та бобових культур («Гута Межигірська», «Тарас Плюс» та ін.) та приватні присадибні ділянки.

Обґрунтовано, що до азотного забруднення води водосховища, частка внеску точкових джерел становила 24 %, тоді як дифузних – 76 %. Частка внеску точкових джерел до фосфорного забруднення води водосховища складала 83 %, дифузних – 17 %. Відповідно підприємства були джерелом точкового забруднення води фосфорними сполуками (83 %), тоді як фермерські господарства та приватні присадибні господарства – джерелом дифузного забруднення води азотними сполуками (76 %).

2. Виконано сезонну оцінку якісного стану води Київського водосховища для встановлення кореляційних зв'язків параметрів якості та метеорологічних сезонних показників (температури повітря та води, кількості опадів). Під час

моніторингу вмісту розчиненого кисню як основного індикативного показника якості поверхневих вод встановлено, що його коливання, як очікувалося, мав сезонний характер. Найменші концентрації його були влітку ($6,1\text{--}8,6 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$), найвищі – взимку ($8,0\text{--}14,1 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$). За вмістом концентрації сполуки азоту амонійного у воді, високі концентрації виявлено протягом всього періоду досліджень ($0,45\text{--}8,27 \text{ мгNH}_4^+/\text{дм}^3$) за норми для водойм питного та господарчого призначення не більше $0,5 \text{ мгNH}_4^+/\text{дм}^3$. Встановлено, що найвищі рівні концентрацій спостерігали влітку ($1,05\text{--}8,27 \text{ мгNH}_4^+/\text{дм}^3$) та восени ($0,79\text{--}6,63 \text{ мгNH}_4^+/\text{дм}^3$). За вмістом азоту нітратного (NO_3^-) в пробах води сезонні коливання незначні, його концентрація не перевищувала нормативні вимоги. Уміст азоту нітритного (NO_2^-) був найвищим влітку ($0,056\text{--}0,233 \text{ мгNO}_2^-/\text{дм}^3$), знижуючись взимку та восени ($0,03\text{--}0,079 \text{ мгNO}_2^-/\text{дм}^3$), не перевищуючи нормативних вимог. Аналогічну ситуацію спостерігали щодо вмісту показника фосфатів (PO_4^{3-}). Найбільші значення концентрацій були влітку ($0,146\text{--}0,244 \text{ мгPO}_4^{3-}/\text{дм}^3$), найменші – взимку ($0,091\text{--}0,196 \text{ мгPO}_4^{3-}/\text{дм}^3$).

3. Розроблений алгоритм інтегральної оцінки екологічного стану природних вод за критеріальним підходом, який базується на п'яти основних етапах оцінювання. Перші чотири етапи – це якісна оцінка води для виокремлення ключових (пріоритетних) параметрів, що найбільш суттєво впливають на погіршення якісного стану води водосховища. П'ятий етап – кількісна оцінка води за інтегральним індикатором водного дефіциту для видів водокористування, який надає кількісну характеристику якісному стану води, визначаючи рівень дефіциту води для певних потреб за секторами.

4. Відповідно до розробленого алгоритму проведено інтегральну оцінку екологічного стану води Київського водосховища для водної біоти загалом та на придатність її до використання для рибогосподарських, питних та сільськогосподарських (зрошення) потреб.

За першим етапом – якісна оцінка води для водної екосистеми, встановлено, що проби води Київського водосховища за загальним рівнем мінералізації, вмістом хлоридів, сульфатів належать до II класу якості вод

($I_{\text{сер.}}=1,53$: II(2) – з оцінкою стану води як «добрі» та ступенем їхньої чистоти – «чисті»; $I_{\text{max}}=2,67$: II(3) – з оцінкою стану води як «добрі» та ступенем їхньої чистоти – «досить чисті»). За концентрацією азоту амонійного у воді проби води віднесли до II–III класів якості вод, азоту нітритного – III–IV класу, азоту нітратного – IV класу (пункти спостережень 3–5), фосфору – III класу (пункти 1, 3, 4), IV класу (пункт 6), V (пункт 2), свинцю – IV класу (пункт 1 – III клас), кадмію – III класу (пункт 3 – IV клас). Після проведеної оцінки якості води для водної екосистеми, пріоритетним показником, що вплинув на якість води визначили БСК₅, оскільки цей показник є індикатором, що показує як насиченість води киснем, так і ступінь сапробності водного середовища.

За другим етапом – якісна оцінка води для водойм рибогосподарського призначення, встановлено, що вода Київського водосховища належить до V класу якості за екологічним індексом (I_E із лімітуючою ознакою шкідливості), що характеризувало її за ступенем забрудненості як «брудні води», за станом – «дуже поганий», за діапазоном толерантності риб – «дуже низький» з умовами, що посилюють процеси гіпоксії. Нами виокремлено, що пріоритетним показником, який погіршував якість води для цих цілей був вміст розчиненого кисню у досліджуваних пробах води.

За третім етапом – якісна оцінка води для зрошення, за агрономічними показниками встановлено, що розрахована величина SAR для пунктів спостереження дозволила віднести проби води до категорії «придатні» для поливу. За величиною мінералізації, відносно досліджувану воду в пунктах спостереження 1–2, 5–6 до «придатних» з концентрацією розчинених солей у ній до 400,0 мг/дм³. Встановлено, що підвищений уміст розчинених солей спостерігали у досліджуваній воді у пунктах спостереження 3–4 (554,0 та 532,0 мг/дм³).

За екологічними показниками (умістом Cu, Zn, Pb, Cd) встановлено, що досліджувана вода відповідала I класу якості за показниками міді, цинку, кадмію. За вмістом свинцю в досліджуваній воді до II класу якості віднесені проби води з пунктів спостереження 1–2, 5, з концентрацією від 0,02 до 0,05 мгPb/дм³. У воді

з пунктів спостереження 3–4, 6 – концентрація свинцю була за межами категорії II класу вод, що робить її непридатною для зрошення. Пріоритетним показником цього виду водокористування встановили величину мінералізації.

Оцінюючи якість води за четвертим етапом (для питних та господарсько-побутових цілей) з'ясовано, що найчистіша вода спостерігалася в пунктах спостереження 1–2 ($WQI = 37,7\text{--}44,0$ відповідно). Зниження якості води в пунктах 3–4, 6 спричинене флуктуаціями показника рН, мікробіологічним забрудненням (збільшення показника Індексу лактопозитивних кишкових паличок до 6200 за норми для природних вод не більше 5000), збільшенням каламутності. Це свідчить про наявність фекального забруднення води.

5. Нами розрахований інтегральний індикатор водного дефіциту (WSq) для Київського водосховища на визначення дефіциту якісної води для різних видів водокористування (п'ятий етап алгоритму). Встановлено, що рівень дефіциту доступної якісної води для самої водної екосистеми ($WSq = 14,39$) був дуже високим а для риборозведення ($WSq = 0,67$) – середнім. Водночас для сільського господарства (зрошення) та господарсько-побутових цілей – рівень дефіциту води був низьким з $WSq = 0,02\text{--}0,05$.

6. Розроблені науково-методичні рекомендації для інтегрального оцінювання екологічного стану природних вод для різних видів водокористування. Запропоновано застосувати модель DPSIR, як логічне завершення інтегральної оцінки екологічного стану природних вод. Модель дала змогу визначити: чинники, що спричинили посилення процесів евтрофікації Київського водосховища (Drivers); антропогенне навантаження, процеси якого вплинули на якість води у водосховищі (Pressure); екологічний стан води за вмістом показників якісного стану води, які зумовили погіршення якості води у водосховищі (State); вплив вище перерахованих елементів моделі на процеси евтрофікації Київського водосховища (Impact). До кожного елементу моделі наведені рекомендації у вигляді заходів та пропозицій (R – рекомендації) для зменшення негативного впливу чинників забруднення, що насамперед сприятимуть послабленню процесів евтрофікації Київського водосховища.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк та ін. Київ : СИМВОЛ–Т, 1998. 28 с.
2. Хільчевський В. К., Гребінь В. В. Водні об'єкти України та рекреаційне оцінювання якості води: навч. посібник. Київ : ДІА, 2022. 240 с.
3. Боярин М. В., Нетробчук І. М. Основи гідроекології: теорія й практика : навч. посіб. Луцьк : Вежа-Друк, 2016. 365 с.
4. Строкаль В. П., Ковпак А. В. Вплив антропогенного навантаження на водойми Київського водосховища (повідомлення 2: якість води та джерела забруднення) . *Біологічні системи: теорія та інновації*. 2022. 13(3–4). С. 46–66. DOI: <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Biologiya/article/view/16704>.
5. Строкаль В. П., Ковпак А. В. Причинно–наслідкові зв'язки забруднення біогенними елементами басейну річки Дніпра: синтез теоретичних даних. *Науково–практичний журнал «Екологічні науки» Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління*. 2021. Випуск 2 (35). С. 37–44. URL: <http://ecoj.dea.kiev.ua/2–35–2021>.
6. Інтегральні та комплексні оцінки стану навколишнього природного середовища: монографія / С. Р. Артем'єв, Н. С. Горбань, Г. В. Коробкова та ін. Харків : НУГЗУ, 2015. 419 с.
7. Строкаль В. П., Ковпак А. В. Екологічний стан природних вод суббасейну Верхнього Дніпра та Десни: показники якості води і можливі причини їх погіршення. *Біологічні системи: теорія та інновації*. 2021. 12(2). С. 24–40. DOI: <http://dx.doi.org/10.31548/biologiya2021.02.003>.
8. Макаренко Н. А., Строкаль В. П., Бережнюк Є. М. та ін. Вплив російської воєнної агресії на природні ресурси України: аналіз ситуації, методологія оцінювання. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2022. № 4(98). URL: <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidi/article/view/16137>.

9. Строкаль В. П., Ковпак А. В. Воєнні конфлікти та вода: наслідки й ризики. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки» Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління*. 2022. Випуск 5(44). С. 94–102. URL: <http://ecoj.dea.kiev.ua/5-44-2022>.

10. Вплив російської агресії на стан природних ресурсів України: монографія / В. П. Строкаль, Є. М. Бережняк, Л. В. Вагалюк, М. М. Ладика та ін. // за заг. ред. В. П. Строкаль. Київ : Видавничий центр НУБіП України, 2023. 218 с. URL: <https://dglb.nubip.edu.ua/items/4d10546d-6fb3-4ebf-b29a-75f0335d008d>.

11. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р. Особливості нормативного оцінювання якості води водних об'єктів для рекреаційних цілей в Україні. *Науковий збірник «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія» Київського національного університету імені Тараса Шевченка*. 2022. № 1(63). С. 40–53. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.1.4>.

12. Хільчевський В. К. Водна політика: світові тенденції, стан в Україні. *Науковий збірник «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія» Київського національного університету імені Тараса Шевченка*. 2023. № 4(70). С. 6–22. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2023.4.1>.

13. Shumilova O., Tockner, K., Sukhodolov A., Khilchevskyi V., De Meester L., Stepanenko S., ... & Gleick P. Impact of the Russia–Ukraine armed conflict on water resources and water infrastructure. *Nature Sustainability*. 2023. 6(5). 578–586. URL: <https://www.nature.com/articles/s41893-023-01068-x>.

14. Юрасов С. М., Сафранов Т. А., Чугай А. В. Оцінка якості природних вод: навчальний посібник. Одеса : Одеський державний екологічний університет. 2011. 164 с.

15. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р. Хімічний аналіз та оцінка якості природних вод: навч. посібник. Луцьк : Вежа-Друк, 2021. 76 с.

16. План управління річковим басейном Дніпра 2025–2030: проект. Державне агентство водних ресурсів України Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України. URL: <https://davr.gov.ua/fls18/DNIPRO4.pdf>.

17. Клименко М. О., Вознюк Н. М., Вербецька К. Ю. Порівняльний аналіз нормативів якості поверхневих вод. *Наукові доповіді НУБіП України*. Серія «Біологія, біотехнологія, екологія». 2012. №(8)30. URL: https://nd.nubip.edu.ua/2012_1/12kmo.pdf.
18. Шахман І. О. Застосування методики оцінки водних об'єктів рибогосподарського призначення за комплексним показником екологічного стану. *Науковий журнал «Водні біоресурси та аквакультура» Херсонського державного аграрно-економічного університету Міністерства освіти і науки України*. 2019. С. 175–185. DOI: <https://doi.org/10.32851/wba.2019.2.12>.
19. Пічура В. І., Потравка Л. О. Екологічний стан басейну ріки Дніпро та удосконалення механізму організації природокористування на водозбірній території. *Науковий журнал «Водні біоресурси та аквакультура» Херсонського державного аграрно-економічного університету Міністерства освіти і науки України*. 2021. С. 170–200. DOI: <https://doi.org/10.32851/wba.2021.1.14>.
20. Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів : Закон України від 18.09.2012 р. № 5293–VI в модифікації від 21.03.2023 р. № 2989–IX URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3677-17#Text> (дата звернення: 12.02.2024).
21. Про затвердження такс для обчислення розміру шкоди, завданої порушенням законодавства про рибне господарство внаслідок незаконного добування (вилову), знищення або пошкодження водних біоресурсів, а також незаконного знищення чи погіршення середовища існування водних біоресурсів : Постанова Кабінету Міністрів України від 29 вересня 2023 року № 1042. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1042-2023-%D0%BF#n27> (дата звернення: 15.03.2024).
22. Строкаль В. П., Ковпак А. В. Вплив антропогенного навантаження на водойми Київського водосховища (повідомлення 1: гідрологічний, геологічний та біологічний режими функціонування). *Науковий журнал «Біологічні системи: теорія та інновації»*. 2022. № 13(1–2). С. 59–68. DOI: [http://dx.doi.org/10.31548/biologiya13\(1-2\).2022.006](http://dx.doi.org/10.31548/biologiya13(1-2).2022.006).

23. Lytvynenko V., Khrystenko D., Kotovska G., Kolesnik N., & Simon M. Commercial exploitation of Kyiv reservoir as a fishery water body (a review). *Ribogospodars'ka Nauka Ukraini*. 2021. Iss 4(58). pp. 5–28. DOI: <https://doi.org/10.15407/fsu2021.04.005>.

24. СОУ 05.01–37–385:2006 Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми. [Чинний від 2007–11–01]. Київ. 2006. 15 с. (дата звернення: 18.03.2024).

25. Хільчевський В. К. Моніторинг вод в Україні: методи оцінювання якості води для різних цілей у зв'язку зі змінами нормативної бази (2014–2021 рр.). *Науковий збірник «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія»*. 2021. №(3)61. С. 6–19. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306–5680.2021.3.1>.

26. Нормативи екологічної безпеки водних об'єктів, що використовуються для потреб рибного господарства щодо гранично допустимих концентрацій органічних та мінеральних речовин у морських та прісних водах (біохімічного споживання кисню – БСК–5, хімічного споживання кисню – ХСК, завислих речовин та амонійного азоту): Затверджено наказом Мінагрополітики України від 30.07.2012 р. № 471. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1369–12#Text> (дата звернення: 18.03.2024).

27. ДСТУ ISO 5813:2004. Якість води. Визначання розчиненого кисню. Йодометричний метод (ISO 5813:1983, IDT). [Чинний від 01.01.2006]. Київ: Технічний комітет стандартизації «Спиртогорілчані вироби, дріжджі» (ТК 64). Вид. офіц. Київ : Держспоживстандарт України, 2006. 7 с. (дата звернення: 18.03.2024).

28. Войтенко Л. В., Копілевич В. А., Строкаль М. П. Концепція інтегральної оцінки якості води для різних видів водоспоживання з використанням функції бажаності Харрінгтона. *Науково–практичний журнал «Біоресурси і природокористування»*. Серія «Хімія». 2015. 7(1–2). С. 25–36. URL: <https://journals.nubip.edu.ua/index.php/Bio/article/viewFile/6263/6157>.

29. Voitenko I., Zalenska E., Anastasiia H., Korniychuk O., Skrypets B., Voitenko A. Development of agricultural water quality indices for Ukraine:

Proceedings of the XIII International Scientific Agricultural Symposium «Agrosym 2022»: Book of proceedings (Jahorina, October 06–09, 2022). 889–897. URL: https://www.researchgate.net/profile/Marija-Markovic/publication/366006674_THE_IMPACT_OF_THE_COVID-19_PANDEMIC_ON_GREENERY_TRADE_IN_SERBIA/links/638dc2df7d9b40514e17ec7c/THE-IMPACT-OF-THE-COVID-19-PANDEMIC-ON-GREENERY-TRADE-IN-SERBIA.pdf#page=889.

30. Водна стратегія України на період до 2050 року: Схвалено розпорядженням КМ України від 9.12.2022 р. № 1134. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1134-2022-%D1%80#Text> (дата звернення: 18.03.2024).

31. Директиви ЄС у сфері управління водними ресурсами: довідник. Рівне: «Волинські береги», 2019. 224 с. URL: <https://ep3.nuwm.edu.ua/18864/1/%D0%9F%D1%96%D0%BD%D1%87%D1%83%D0%BA%3D%D0%94%D0%B8%D1%80%D0%B5%D0%BA%D1%82%D0%B8%D0%B2%D0%B8%20%D0%84%D0%A1.pdf> (дата звернення: 20.03.2024).

32. Griffiths P. G., Hereford R., & Webb R. H. Sediment yield and runoff frequency of small drainage basins in the Mojave Desert. *Geomorphology*. USA, 2006. 74(1–4). 232–244. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.07.017>.

33. Channel Processes: Bedload Transport. In Water: Science & Technology. EPA. 2012, March. URL: <http://water.epa.gov/scitech/datait/tools/warsss/bedload.cfm> (дата звернення: 20.03.2024).

34. Uphoff Jr J. H., McGinty M., Lukacovic R., Mowrer J., & Pyle B. Impervious surface, summer dissolved oxygen, and fish distribution in Chesapeake Bay subestuaries: linking watershed development, habitat conditions, and fisheries management. *North American Journal of Fisheries Management*. 2011. 31(3). 554–566. DOI: <https://doi.org/10.1080/02755947.2011.598384>.

35. Bulbul Ali, A., & Mishra, A. Effects of dissolved oxygen concentration on freshwater fish: A review. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*. 2022. № 10. 113–127. DOI: <https://doi.org/10.22271/fish.2022.v10.i4b.2693>.

36. Caldwell C. A, Hinshaw J. Physiological and hematological responses in rainbow trout subjected to supplemental dissolved oxygen in fish culture. *Aquaculture*. 1994. 126. 183–193.

37. Doudoroff P, Shumway D.L. Dissolved Oxygen Requirements of Freshwater Fishes: book. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1970. 291 p. ISSN 0429–9345.

38. Dong X, Qin JG, Zhang X.M. Fish adaptation to oxygen variations in aquaculture from hypoxia to hyperoxia. *Journal of Fisheries and Aquaculture*. 2011. 2(2). 23–28.

39. Timmons M. B., Ebeling J. M., Wheaton F. W., Summerfelt S., Vinci B. J. Recirculating aquaculture systems. *Northeastern Regional Aquaculture Centre*, Ithaca (New York). 2002.

40. Антомонов М. Ю., Зоріна О. В. Результати моніторингу якості Дніпровської води щодо органічних та біогенних речовин (деякі еколого–гігієнічні аспекти). *Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія*. 2018. (2). С. 42–54. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/aptm_2018_2_6.

41. Строкаль В. П., Шевчук С. А. Затоплення та підтоплення територій: ризики для водної та продовольчої безпеки регіонального рівня. *Науково–практичний журнал «Екологічні науки» Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління*. 2022. Випуск 4(49). С. 159–170. DOI: https://doi.org/10.32846/2306–9716/2023.eco.4_49.21.

42. Pichura V., Potravka L., & Rutta, O. Agricultural determinants of biogenic pollution of surface waters in the Dnipro river basin. *Науковий журнал «Водні біоресурси та аквакультура» Херсонського державного аграрно–економічного університету Міністерства освіти і науки України*. 2023. 1(13). С. 152–174. URL: <https://dspace.ksaeu.kherson.ua/handle/123456789/8734>.

43. Ситник Ю. М. , Шевченко П. Г. , Ткаченко В. О. , Подобайло А. В., Салій С. М., Соляник О. В., Калиновська А. В., Бурмістренко С. П. Видовий

склад молоді риби нижньої частини Київського водосховища. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах: матеріали IV Міжнародної наукової конференції. Дніпропетровськ : Вид-во ДНУ, 2007. С. 172–173. URL: https://www.zoology.dp.ua/z_07_097.html.

44. Курбатова І. М., Цедик В. В. Якість води водойм рибогосподарського призначення та її вплив на розвиток ікри коропа (*Syrpinus carpio* L.). Природа Західного Полісся та прилеглих територій. Серія «Біологія». 2012. № 9. С. 224–228. URL: <https://evnuir.vnu.edu.ua/bitstream/123456789/248/1/Kurbatova.pdf>.

45. Колісник А. В., Юрасов, С. М. Вдосконалення методики комплексної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2009. Вип. 7. С. 192–202. URL: <http://bulletin.odeku.edu.ua/wp-content/uploads/2009/05/26-Kolisnyk-Urasov.pdf>.

46. Юрасов С. М., Кур'янова С. О., & Юрасов М. С. Комплексна оцінка якості вод за різними методиками та шляхи її вдосконалення. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2009. № 5. С. 42–53. URL: <http://uhmj.odeku.edu.ua/wp-content/uploads/2016/08/5-Yurasov-Kurianova.pdf>.

47. World Water Quality Alliance (WWQA partnership effort). *UN Environment programme*. URL: <https://www.unep.org/explore-topics/water/what-we-do/world-water-quality-alliance-wwqa-partnership-effort/faqs-water> (дата звернення: 20.03.2024).

48. Water Quality Standards: Regulations and Resources. EPA: United States Environmental Protection Agency. URL: <https://www.epa.gov/wqs-tech> (дата звернення: 20.03.2024).

49. Romashchenko M., Husyev Y., Shatkovskiy, A., Saidak R., Yatsyuk M., Shevchenko A., & Matiash T. Impact of climate change on water resources and agricultural production. *Land Reclamation and Water Management*. 2020. (1). 5–22. DOI: <https://doi.org/10.31073/mivg202001-235>.

50. Грубань В. А., Горбунов М. С. Іригація земель, як один із чинників підвищення врожайності сільськогосподарських культур Продовольча безпека України в умовах війни і післявоєнного відновлення: глобальні та національні виміри: міжнародний форум = Food security of Ukraine in the conditions of the war and post-war recovery: global and national dimensions. International forum : доповіді учасників Міжнародної науково-практичної конференції (м. Миколаїв 01–02 червня 2023 р.). Миколаїв : МНАУ, 2023. С. 44–47. URL: <https://dspace.mnau.edu.ua/jspui/handle/123456789/14549>.

51. Wilcox L. V. Classification and Use of Irrigation Waters [Electronic resource]. Circular United States Department of Agriculture Washington: D. C. November 1955. № 969. URL: https://www.ars.usda.gov/arsuserfiles/20360500/pdf_pubs/P0192.pdf.

52. ДСТУ 2730:2015. Захист довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії. [Чинний від 01.07.2016]. Розробники: Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського», Інститут водних проблем і меліорації НААН України, Технічний комітет з «Ґрунтознавства» (ТК 142). Київ: ДП «УкрНДНЦ», 2016. 13 с. (дата звернення: 20.03.2024).

53. ВНД 33–5.5–02–97. Вода для зрошення. Екологічні критерії. Харків: Державний комітет України по водному господарству, 1998. 15 с. (дата звернення: 20.03.2024).

54. Войтенко Л. В., Копілевич В. А., Заленська Є. А., Гаць А. К. Оцінка якості води для зрошення: методологія та практика. Сучасні технології та досягнення інженерних наук в галузі гідротехнічного будівництва та водної інженерії: *Збірник наукових праць*. 2021. Вип. 3. С. 125–129. URL: <https://www.ksau.kherson.ua/files/konferencii/20210528/%D0%97%D0%B1%D1%96%D1%80%D0%BD%D0%B8%D0%BA%20%D0%BD%D0%B0%D1%83%D0%BA%D0%BE%D0%B2%D0%B8%D1%85%20%D0%BF%D1%80%D0%B0%D1%86%D1%8C%20%20%D0%A5%D0%B5%D1%80%D1%81%D0%BE%D0%BD%202021.pdf#page=125>.

55. Гребінь В. В. Навчальний посібник з гідроекологічних аспектів водопостачання та водовідведення – спільний проєкт двох університетів *Науковий збірник «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія»*. 2023. № 4(70). С. 79–86. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2023.4.6>.

56. Хільчевський В. К. Значення річок Дніпра і Десни у водопостачанні Києва – до 150-річчя київського централізованого водопроводу (1872–2022 роки). *Науковий збірник «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія»*. 2022. № 2 (64). С. 6–21.

57. Гігієнічні нормативи якості води водних об'єктів для задоволення питних, господарсько-побутових та інших потреб населення: Затверджено наказом МОЗ України від 02.05.2022 р. № 721. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0524-22#Text> (дата звернення: 20.03.2024).

58. ДСанПіН 2.2.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Київ: МОЗ України. 2010. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text> (дата звернення: 20.03.2024).

59. ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості питної води. Видано офіц. Київ: Мінекономрозвитку України. 2014 с. URL: https://zakon.isu.net.ua/sites/default/files/normdocs/1-10672-dstu_voda_pytna.pdf (дата звернення: 20.03.2024).

60. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. [На заміну ГОСТ 2761-84; чинний від 01.01.2012]. URL: http://online.budstandart.com/ru/catalog/doc-page?id_doc=53159 (дата звернення: 20.03.2024).

61. Заленська Є. А., Войтенко Л. В. Індекси якості води: адаптація та використання для України. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки» Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління*. 2022. Випуск 4(43). С.58–64. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.4-43.9>.

62. Chidiac S., El Najjar P., Ouaini N., El Rayess Y., & El Azzi D. A comprehensive review of water quality indices (WQIs): History, models, attempts and perspectives. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. 2023. 22(2). 349–395. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7>.
63. Безсонний В. Л., Некос А. Н., Сапун А. В. Екологічна оцінка якості води Канівського водосховища. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2022. Вип. 38. С. 85–96. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2022-38-08>.
64. Ніколенко Ю. В., Федоненко О. В. Екологічна оцінка Запорізького (Дніпровського) водосховища. *Електронний науковий журнал «Наукові доповіді НУБіП України». Серія «Біологія, біотехнологія, екологія»*. 2021. № 4(92). DOI: <http://dx.doi.org/10.31548/dopovidi2021.04.004>.
65. Podlasek A., Koda E., Markiewicz A., Osinski P. Identification of Processes and Migration Parameters for Conservative and Reactive Contaminants in the Soil–Water Environment: Towards a Sustainable Geoenvironment. *Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Geotechnics*. 2019. Vol. 1. DOI: https://doi.org/10.1007/978-981-13-2221-1_60.
66. Grinberga L., Grabuža D., Grīnfelds I., Lauva D., Celms A.; Sas, W., Głuchowski A., Dziecioł J. Analysis of the Removal of BOD₅, COD and Suspended Solids in Subsurface Flow Constructed Wetland in Latvia. *ActaSci. Polonorum. Archit.* 2021. Vol. 20. p. 8. DOI: <https://doi.org/10.22630/ASPA.2021.20.4.31>.
67. Безсонний В. Л. Методика оцінки екологічного стану водойми на основі ентропійно зваженого індексу якості води. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки» Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління*. 2023. Випуск 2(47). С.44–48. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2023.eco.2-47.7>.
68. Пономаренко, Р. В., Коваленко, С. А., Третьяков, О. В., & Іванов, Є. В. Аналіз відомих методик визначення індексу якості води, що придатні для прогнозування екологічного стану поверхневих водних об'єктів. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. 1/2023. № 13. С. 68–75.

DOI: http://repositsc.nuczu.edu.ua/bitstream/123456789/17537/1/68-75-Kovalenko_Ponomarenko_Tretyakov_Ivanov.pdf.

69. Бреус Д. С., Левченко М. В. Методи оцінювання та нормування якості природних водних ресурсів. *Таврійський науковий вісник. Серія «Екологія, іхтіологія та аквакультура»*. 2019. №110, Ч.2. С. 126–131. DOI: <https://doi.org/10.32851/2226-0099.2019.110-2.20>.

70. Brown R. M., McClelland N. I., Deininger R. A., & Tozer R. G. A water quality index—do we dare. *Water and sewage works*. 1970. 117(10).

71. Tyagi S., Sharma B., Singh P., & Dobhal R. Water quality assessment in terms of water quality index. *American Journal of Water Resources*. 2013. 1(3). 34–38.

URL: https://www.researchgate.net/publication/259495159_Water_Quality_Assessment_in_Terms_of_Water_Quality_Index.

72. Синчук А. В., Яєчник Р. В. Вплив лужності води на організм людини / Всеукраїнська науково-практична конференція викладачів та фахівців-практиків та XI Всеукраїнська науково-практична конференція курсантів, студентів, аспірантів та ад'юнктів «Охорона праці: освіта і практика проблеми та перспективи розвитку охорони праці». Львів: Львівський державний університет безпеки життєдіяльності, 2021. С. 138–139. URL: <https://sci.ldubgd.edu.ua/bitstream/123456789/10091/1/%D0%9E%D1%85%D0%B E%D1%80%D0%BE%D0%BD%D0%B0%20%D0%BF%D1%80%D0%B0%D1%8 6%D1%96%20%D0%BE%D1%81%D0%B2%D1%96%D1%82%D0%B0%20%D1 %96%20%D0%BF%D1%80%D0%B0%D0%BA%D1%82%D0%B8%D0%BA%D0 %B0.pdf#page=139>.

73. van Vliet M. T., Flörke M., & Wada Y. Quality matters for water scarcity. *Nature Geoscience*. 2017. 10(11), 800–802. URL: <https://www.nature.com/articles/ngeo3047>.

74. Судук О. Ю., Федина К. М. Аналіз та визначення індикатора водного стресу в Україні в умовах глобалізації. *Збалансоване природокористування*. 2018. (2). 62–66. DOI: <https://doi.org/10.33730/2310-4678.2.2018.276335>.

75. Оцінка впливу кліматичних змін на галузі економіки України: монографія / за ред. С. М. Степаненка, А. М. Польового. Одеса : 2011. 697 с.

76. Перетворення нашого світу: Порядок денний у сфері сталого розвитку до 2030 року. Резолюція Генеральної Асамблеї Організації Об'єднаної Нації. Сімдесята сесія (21 жовтня 2015 рік). URL: <https://www.undp.org/uk/ukraine/publications/peretvorennnya-nashoho-svitu-poryadok-dennyu-u-sferi-staloho-rozvytku-do-2030-roku> (дата звернення: 20.03.2024).

77. Абіотичні компоненти екосистеми Київського водосховища / Колектив авторів; за редакцією В.М. Тімченка. Київ: Ін-т гідробіології НАН України, 2013. 60 с. URL: https://www.researchgate.net/publication/312529517_ABIOTICNI_KOMPONENTI_EKOSISTEMI_KIIVSKOGO_VODOSHOVISA.

78. Щербак В. І. Сукцесія фітопланктону Київського водосховища та оцінка його транскордонної ділянки. *Гідроекологія*. 2015. № 3–4 (64). С.757–760. URL: <http://dspace.tnpu.edu.ua/bitstream/123456789/5946/1/Scherbak.pdf>.

79. Михайлик О. О. Дніпрові береги Києва: розвиток і трансформація в часі. *Сучасні технології та методи розрахунків у будівництві*. 2021. (16). 103–108. DOI: [https://doi.org/10.36910/6775-2410-6208-2021-6\(16\)-13](https://doi.org/10.36910/6775-2410-6208-2021-6(16)-13).

80. Хільчевський В. К., Гребінь В. В. Великі і малі водосховища України: регіональні та басейнові особливості поширення. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2021. № 2 (60). DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2021.2.1>.

81. Шевченко Р. Ю. Географія довкілля та природокористування в топоніміці м. Києва. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*, 2021. 3(36). С.110–116. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2021.eco.3-36.17>.

82. Давидов О. В., Мокра П. О. Загальні особливості розвитку берегової зони каскаду Дніпровських водосховищ на сучасному етапі. URL: <http://ekhsuir.kspu.edu/xmlui/bitstream/handle/123456789/2486/%D0%94%D0%B0%D0%B2%D0%B8%D0%B4%D0%BE%D0%B2%20%D0%9E.%D0%92.%20%D1%81%D1%82%D0%B0%D1%82%D1%82%D1%8F%20%D0%9D%D0%B0%D1>

[%83%D0%BA%D0%BE%D0%B2%D1%96%20%D0%B7%D0%B0%D0%BF%D0%B8%D1%81%D0%BA%D0%B8%20%D0%A5%D0%A3%D0%93%D0%A2%20%D0%B2%D0%BE%D0%B4%D0%BE%D1%81%D1%85%D0%BE%D0%B2%D0%B8%D1%89%D0%B0%202008.pdf?sequence=1](#) (дата звернення: 23.03.2024).

83. Manatunge J., Nakayama M., & Priyadarshana T. Environmental and social impacts of reservoirs: issues and mitigation. *Oceans and aquatic ecosystems*. 2008. №1. 212–255. URL: <https://www.eolss.net/sample-chapters/c12/E1-06-02-06.pdf>.

84. Romanenko V. D. The Dnieper Reservoirs, Their Significance and Problems. 2018. Volume 54, Issue 3. pp. 3–9. DOI: 10.1615/HydrobJ.v54.i3.10.

85. Zhezherya V. A., Zhezherya T. P., & Linnik P. M. Nutrients in the Water of the Reservoirs of the Dnieper Cascade after the Dnieper River Regulation. *Hydrobiological Journal*. 2022. 58(2). URL: <https://www.dl.begellhouse.com/journals/38cb2223012b73f2,790257213a0b715f,6fb1b3f6d3d87d3.html>.

86. Linnik P. M. Organic Matter in the Water of the Reservoirs of the Dnieper Cascade after the Dnieper River Regulation. *Hydrobiological Journal*. 2022. 58(3). URL: https://www.dl.begellhouse.com/journals/38cb2223012b73f2,4bb2fc9e3c454000,348de2b978162f20.html?utm_source=TrendMD&utm_medium=cpc&utm_campaign=Hydrobiological_Journal_TrendMD_0.

87. Dubnyak S., Timchenko V. Ecological role of hydrodynamic processes in the Dnieper reservoirs. *Ecological Engineering*. 2000. 16(1). 181–188. URL: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857400001038>.

88. Stokal V. Transboundary rivers of Ukraine: perspectives for sustainable development and clean water. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 2021. 18(1). 67–87. URL: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/1943815X.2021.1930058>.

89. Stokal V., Kuiper E. J., Bak M. P., Vriend P., Wang M., van Wijnen J., & Stokal M. Future microplastics in the Black Sea: River exports and reduction

options for zero pollution. *Marine Pollution Bulletin*. 2022. Volume 178, 113633. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113633>.

90. Сриберко А. В.. Київське водосховище від проекту до сьогодення.: матеріали Студентської наукової конференції Одеського державного екологічного університету (11–18 травня 2022 р., Одеса). URL: http://eprints.library.odeku.edu.ua/id/eprint/11409/1/%D0%A1%D0%9D%D0%9A_%D0%9E%D0%B4%D0%B5%D1%81%D0%B0_%202022_205.pdf.

91. Дмитрієва О. О., Цапко Н. С., Мельнік Л. В., & Ємельянов, С. П. Використання пігментів фітопланктону щодо оцінювання ступеню евтрофування водних об'єктів. *Науково–практичний журнал «Екологічні науки» Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління*. 2023. № 4(49). С.58–63. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306–9716/2023.eco.4–49.8>.

92. Щербак В. І. Сукцесія фітопланктону Київського водосховища та оцінка його транскордонної ділянки. *Наукові записи Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія «Біологія»*. 2015. № 3–4 (64). С. 757–760. URL: <http://dspace.tnpu.edu.ua/bitstream/123456789/5946/1/Scherbak.pdf>.

93. Зуб Л. М., Томченко О. В. Формування рослинного покриву та деякі особливості гідрохімічного режиму Київського водосховища. *Науково–практичний журнал «Екологічні науки»*. 2015. Випуск 1 (8). С. 21–31. URL: http://eco.j.dea.kiev.ua/archives/2015/8/8_2015.pdf.

94. Пічура В. І. Просторово–часові тенденції зміни трофічного стану водосховищ річки Дніпро. *Bulletin National University of Water and Environmental Engineering*. 2016. Том 4(76). URL: <https://visnyk.nuwm.edu.ua/index.php/agri/article/view/188>.

95. Аналіз впливу кліматичних змін на водні ресурси України (повний звіт за результатами проекту) / Сніжко С., Шевченко О., Дідовець Ю. *Центр екологічних ініціатив «Екодія»*, 2021. 68 с. URL: <https://ecoaction.org.ua/vodnist.html> (дата звернення: 23.03.2024).

96. Stokal V., Kurovska A., & Stokal M. More river pollution from untreated urban waste due to the Russian–Ukrainian war: a perspective view. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 2023. 20(1), 2281920. DOI: <https://doi.org/10.1080/1943815X.2023.2281920>.

97. Про ратифікацію Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони та Європейським союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і її державами–членами, з іншої сторони : Закон України. Відомості Верховної Ради (ВВР), 2014, № 40, ст.2021. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1678–18#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

98. Білоконь В. Стратегічні підходи до формування водної політики України. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів. 2018. URL: https://eco-forum-lviv.com.ua/wp-content/uploads/2018/10/1_6-Bilokon.pdf (дата звернення: 23.03.2024).

99. Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом: Закон України. Відомості Верховної Ради (ВВР), 2016, № 46, ст.780. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1641–19#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

100. Про затвердження Порядку розроблення плану управління річковим басейном: Постанова Кабінету Міністрів України № 336 від 18 травня 2017 року. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/336–2017–%D0%BF#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

101. Про затвердження Типового положення про басейнові ради: Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України №23 від 26.01.2017. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0231–17#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

102. Про виділення суббасейнів та водогосподарських ділянок у межах встановлених районів річкових басейнів: Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України №25 від 26.01.2017. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0208–17#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

103. Про затвердження Переліку забруднюючих речовин для визначення хімічного стану масивів поверхневих і підземних вод та екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод: Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України №45 від 06.02.2017. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0235-17#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

104. Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод: Постанова Кабінету Міністрів України №758 від 19.09.2018 року. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/758-2018-%D0%BF#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

105. Про затвердження Меж районів річкових басейнів, суббасейнів та водогосподарських ділянок: Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України №103 від 03.03.2017. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0421-17#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

106. Про затвердження Порядку розроблення водогосподарських балансів: Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України №26 від 26.01.2017. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0232-17#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

107. Климчик О. М., Пінкіна Т. В., Пінкін А. А. Впровадження системи інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом. *Scientific Journal «ScienceRise»*. 2018. № 4(45). 36–40. URL: <https://cyberleninka.ru/article/n/vprovadzhennya-sistemi-integrovanogo-upravlinnya-vodnimi-resursami-za-baseynovim-printsipom>.

108. Romashchenko M. I., Yatsyuk M. V., Dehtyar O. O. Conceptual principles of water management reform in Ukraine. *Bulletin of Agrarian Science*. 2018. (12). 789. DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk201812-02>.

109. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні Міністерства розвитку громад, територій та інфраструктури України. URL: <https://mtu.gov.ua/content/nacionalna-dopovid-pro-yakist-pitnoi-vodi-ta-stan-pitnogo-vodopostachannya-v-ukraini.html> (дата звернення: 23.03.2024).

110. Kozyra Jerzy, Grekov V. O., Krakovskaya S. V. Final report of the task of the Clima East Expert Support Service CEEF2016–083–UA «Development of the concept of the national policy of adaptation of agriculture of Ukraine to climate change». *Clima East*. 102. 2017. URL: http://1067656943.n159491.test.prositehosting.co.uk/wp-content-sec/uploads/2017/05/CEEF-083-UA-final-report-UKR_v7.pdf (дата звернення: 23.03.2024).

111. Під впливом стихії: міграція кліматичних зон України на північ, сонячні аномалії. Інформаційно–аналітичні новини. *Landlord Agricultural News Site*, 2019. URL: <https://landlord.ua/wp-content/page/pid-udarom-stykhii-iaak-mihruuiut-klimatychni-zony-v-ukraini/> (дата звернення: 23.03.2024).

112. Impacts of Climate Change – Ukraine: the report by the Met Office Hadley Centre on behalf of the Foreign & Commonwealth Office. Met Office. 2010. URL: <http://www.climateinfo.org.ua/library/Climate-change-report-Ukraine-eng.pdf> (дата звернення: 23.03.2024).

113. Стихійні метеорологічні явища на території України протягом останніх 20 років (1986–2005 pp.); за ред. В.М. Ліпінського, В.І. Осадчого, В.М. Бабійченка. Київ: Ніка–Центр. 2006. 312 с.

114. Протокол про воду та здоров'я до Конвенції про охорону та використання транскордонних водотоків та міжнародних озер. 1992. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_030#Text (дата звернення: 23.03.2024).

115. Національні цільові показники до Протоколу про воду та здоров'я в Україні та заходи їх досягнення. Водна ініціатива Європейського Союзу для країн Східного партнерства (EUWI+). Результат 1, 2019. URL: <https://www.euwipluseast.eu/ru/component/content/article/425-all-activities-2/activites-ukraine-6/reports-of-ukraine/718-ukrajina-natsionalni-tsilovi-pokazniki-do-protokolu-pro-vodu-ta-zdorov-ya-v-ukrajini-ta-zakhodi-jikh-dosyagnennya?Itemid=429> (дата звернення: 23.03.2024).

116. Гребінь В. В. Гідрографічне районування території України як передумова розробки планів інтегрованого управління річковими басейнами; за

ред. В. В. Гребінь, М. В. Яцюк, О. В. Чунарьов *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2012. Т. 2. С. 8–16. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/glghge_2012_2_3.

117. Хільчевський В. К., Гребінь В. В. Географічне та водогосподарське районування територій України, затверджене у 2016 році – реалізація положень ВРД ЄС. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2017. Т.1(44). С. 8–20. URL: https://www.researchgate.net/publication/317018623_Hydrographic_and_hydroeconomic_zoning_of_Ukraine's_territory_approved_in_2016_-_implementation_of_the_WFD_provisions_Gidrograficne_ta_vodogospodarske_rajonuвання_teritorii_Ukraini_zatverdzene_u_2016_r.

118. Євдокимов В. О та ін. Державне регулювання розвитку водогосподарського комплексу шляхом упровадження інтегрованого підходу управління водними ресурсами за басейновим принципом. *Актуальні проблеми державного управління*. 2015. № 1. С. 139–145. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/apdy_2015_1_20.

119. Андрушків Б., Мельник Л., Кирич Н., Погайдак О. Дефіцит води в Україні: безпекові, гуманітарні та еколого–економічні проблеми. *Соціально–економічні проблеми і держава*. 2020. Вип. 2 (23). С. 79–87. URL: <http://sepd.tntu.edu.ua/images/stories/pdf/2020/20abmeep.pdf>.

120. Yevtushenko O. T. Ecological issues of water resources of Ukraine and the ways of their solution. *Водні біоресурси та аквакультура*. 2023. 1(13). С. 136–157. DOI: <https://doi.org/10.32851/wba.2023.1.11>.

121. Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р., Кравчинський Р. Л., Чунарьов О. В. Основні засади управління якістю водних ресурсів та їхня охорона: навчальний посібник // за ред. В. К. Хільчевського. Київ: ВПЦ «Київський університет». 2015. 172 с.

122. Гриценко А. В., Васенко О. Г., Кресін В. С. Удосконалення правил охорони поверхневих вод України від забруднення зворотними водами. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*. 2016. №38. С. 3–13. URL: <http://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2018/4/4-23.pdf>.

123. Рябець К. А. Формування сутності поняття водне господарство України: наукові, політичні, правові чинники. *Вісник Національної академії державного управління при Президентові України*. Серія: Державне управління, 2018. (3), 19–25. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vnaddy_2018_3_5.

124. Терентьев Ю. О. Звіт про результати дослідження загальнодержавного ринку м'яса курячого 2016–2018 роки. Антимонопольний комітет України. 2019. 81 с. URL: <https://amcu.gov.ua/storage/app/sites/1/%20%D0%BA%D1%83%D1%80%D1%8F%D1%82%D0%B8%D0%BD%D0%B0.pdf> (дата звернення: 23.03.2024).

125. Мельник В. О. Екологічні проблеми сучасного птахівництва. *Міжвідомчий науковий тематичний збірник «Птахівництво»*. 2009. Випуск 63. С.1–15. URL: <http://avianua.com/archiv/ptahivnictvo/63/1.pdf>.

126. Про встановлення рамок заходів Співтовариства в галузі водної політики: Директива Європейського Парламенту і Ради 2000/60/ЄС від 23.10.2000 URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_962#Text (дата звернення: 23.03.2024).

127. Marine Strategy Framework Directive (Directive 2008/56/EC establishing a framework for Community action in the field of marine policy). URL: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/56/oj> (дата звернення: 23.03.2024).

128. Про очистку стічних вод: Директива Ради 91/271/ЄЕС від 21.05.1991. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_911#Text (дата звернення: 23.03.2024).

129. Flood Directive (Directive 2007/60 / EC on the assessment and management of flood risks). URL: <https://www.fao.org/faolex/results/details/en/c/LEX-FAOC074931/> (дата звернення: 23.03.2024).

130. Про якість води, призначеною для споживання людиною : Директива Ради 98/83/ЄС від 03.11.1998. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_963#Text (дата звернення: 23.03.2024).

131. Національна доповідь України «Цілі сталого розвитку: Україна». Міністерство економіки України. URL: <https://me.gov.ua/Documents/Detail?lang=uk-UA&id=6f446a44-9bba-41b0-8642-8db3593e696e&title=NatsionalnaDopovid-tsiliStalogoRozvitku-Ukraina> (дата звернення: 23.03.2024).

132. Геополітичне положення України. Geograf. URL: <http://www.geograf.com.ua/geoinfocentre/20-human-geography-ukraine-world/713-geopolitichne-polozhennya-ukrajini> (дата звернення: 23.03.2024).

133. Щодо захисту вод від забруднення, спричиненого нітратами від сільськогосподарських джерел : Директива Ради 91/676/ЄЕС від 12.12.1991. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/987_002-91#Text (дата звернення: 23.03.2024).

134. Про затвердження Методики віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод : Наказ Міністерства екології та природних ресурсів України №5 від 14.01.2019. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0127-19#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

135. Голубцов О., Біатов А., Селіверстов О., Садогурська С. Вода близько: підвищення рівня моря в Україні внаслідок зміни клімату (повний звіт за результатами дослідження). Центр екологічний ініціатив «Екодія». URL: https://ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2018/11/voda_blyzko_report_full-c.pdf (дата звернення: 23.03.2024).

136. Коржунова Н. Інституціональні передумови впровадження директиви 2008/56/ЄС про встановлення рамок діяльності співтовариства у сфері екологічної політики щодо морського середовища в Україні. *Економіка природокористування і охорони довкілля*. 2015. С. 44–53. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/epod_2015_2015_7.

137. Штогрин Г. С. Імплементація принципів інтегрального управління в системі галузевих підкомплексів водного господарства. *Економіка природокористування та охорони навколишнього середовища*. 2018. Випуск 19. С. 413–420. URL: http://www.market-infr.od.ua/journals/2018/19_2018_ukr/70.pdf.

138. Ромащенко М. І., Яцюк М. В., Жовтоног О. О. та ін. Наукові основи відновлення та розвитку зрошення в Україні в сучасних умовах. *Меліорація і водне господарство*. 2017. Вип. 106. С. 9–14. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Mivg_2017_106_4.

139. Закон України «Про внесення змін до Закону України «Про питну воду та питне водопостачання»»: відомості Верховної Ради України, 2017, № 29, ст.314. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2047-19#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

140. Про затвердження Методики розроблення карт загроз і ризиків затоплення: Наказ Міністерства внутрішніх справ України №153 від 28.02.1998. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0350-18#Text> (дата звернення: 23.03.2024).

141. Про схвалення Стратегії імплементації положень директив та регламентів Європейського Союзу у сфері міжнародного морського та внутрішнього водного транспорту («дорожньої карти»): Розпорядження Кабінету Міністрів України № 747-р від 11.10.2017. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/747-2017-%D1%80#Text> (дата звернення: 27.03.2024).

142. Технічний звіт: розробка проекту Плану управління річковим басейном Дніпра в Україні: фаза 1, крок 2. Визначення територій (зон), що підлягають охороні; пропозиції щодо екологічних цілей. Водна ініціатива Європейського Союзу для країн Східного партнерства (EUWI+). 2019. URL: https://www.euwipluseast.eu/images/2019/12/PDF/EUWI_UA_Dnipro_Protected_Areas_UA.pdf (дата звернення: 27.03.2024).

143. Унрод В. І., Хилик Я. О. Оцінка якості використання водних ресурсів в умовах забруднення навколишнього середовища. *Інноваційні технології в*

харчовій промисловості. 2019. С.157–162. URL: https://er.chdtu.edu.ua/bitstream/ChSTU/3421/1/%D0%9C%D0%B0%D1%82%D0%B5%D1%80%D1%96%D0%B0%D0%BB%D0%B8%2010%20%D0%BA%D0%BE%D0%BD%D1%84%D0%B5%D1%80%D0%B5%D0%BD%D1%86%D1%96%D1%97_%D0%A2%D0%BE%D0%BC%201.pdf#page=158.

144. Poonam T., Tanushree B. [et al.]. Water Quality Indices – Important tools for water quality assessment: a review. *International Journal of Advances in Chemistry*. 2015. Vol.1, No.1. 19–29. URL: <http://airccse.com/ijac/papers/1115ijac02.pdf>.

145. Abbasi T., Abbasi S. A. Water quality indices: *book*. Amsterdam: Elsevier Sci Ltd. 2012. 384 p.

146. Strokal V. P. Anthropogenic load on the state of water and land resources: problems of local territories of Ukraine. *Scientific and practical journal «Balanced nature management»*. 2020. No 2. 119–128 URL: <http://journals.uran.ua/bnusing/article/view/208822/213059>.

147. Strokal V. P., Kurochka T. L. Management of the Dniprovsk basin in the conditions of nitrate pollution. Proceedings of the II International Scientific and Practical Conference «Environmental Problems of the Environment and Environmental Management in the Context of Sustainable Development». Poltava. Poltava State Agrarian Academy. 2020. С. 61–64.

148. Li A., Strokal M., Bai Z., Kroeze C. & Ma L. How to avoid coastal eutrophication – a back-casting study for the North China Plain. *Science of The Total Environment*. 2019. 692. 676–690. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.306>.

149. Strokal M., Kahil T., Wada Y., Albiac J., Bai Z., Ermolieva T., ... & Kroeze C. Cost-effective management of coastal eutrophication: A case study for the Yangtze River basin. *Resources, Conservation and Recycling*. 2020. 154. 104635. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104635>.

150. Nazarov N., Cook H. F., & Woodgate G. Water pollution control issues in an independent Ukraine. *Water and Environment Journal*. 2000. 14(2), 117–123. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2000.tb00237.x>.

151. Stokal M., Kroeze C. Nitrogen and phosphorus inputs to the Black Sea in 1970–2050. *Regional Environmental Change*. 2013. 179–192. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10113-012-0328-z>.

152. Miladinova S., Macias D., Stips A., & Garcia–Gorriz E. Identifying distribution and accumulation patterns of floating marine debris in the Black Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 2020. 153. 110964. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110964>.

153. Stokal M., Spanier J. E., Kroeze C., Koelmans A. A., Flörke M., Franssen W., ... & Williams R.. Global multi–pollutant modelling of water quality: scientific challenges and future directions. *Current opinion in environmental sustainability*. 2019. 36. 116–125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.11.004>.

154. Строкаль В. П., Макаренко Н. А., Чорна Т. С., Ковпак А. В. Екологічне оцінювання токсичних сполук азоту для водних організмів за допомогою біот есту *Lemna minor* L. *Електронний науковий журнал «Наукові доповіді НУБіП України»*. Серія «Біологія, біотехнологія, екологія». 2021. № 6(94). URL: <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovidi/issue/view/675>.

155. Михайлик О. О. Дніпрові береги Києва: розвиток і трансформація в часі. *Науково–практичний журнал «Сучасні технології та методи розрахунків у будівництві»*. 2021. Випуск 16. DOI: [https://doi.org/10.36910/6775-2410-6208-2021-6\(16\)-13](https://doi.org/10.36910/6775-2410-6208-2021-6(16)-13).

156. Нестерова К. А., Копілевич В. А., Лаврик Р. В. Оцінка якості води для зрошення. International Conference «Challenges, threats and developments in biology, agriculture, ecology, geography, geology and chemistry». 2021. DOI: <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-111-4-31>.

157. Safecast map. Мобільний пристрій для вимірювання радіаційного фону. URL: <https://map.safecast.org/?y=50.52&x=31.65&z=8&l=0&m=0> (дата звернення: 27.03.2024).

158. Yakymenko A. N. Radiation Monitoring of the Surface Waters of the Kyiv Region. *Hydrobiological Journal*. 2013. Vol. 49, Issue 6. pp. 80–85. DOI: 10.1615/HydrobJ.v49.i6.80.

159. Хільчевський В. К. Водні та збройні конфлікти—класифікаційні ознаки: у світі та в Україні. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2022. 1(63), 6–19. DOI: <https://doi.org/10.17721/2306-5680.2022.1.1>.

160. Карта глибин Київського водосховища: FisherMap. URL: <https://ua.fishermapper.org/depth-map/kievskoe-vodohranilische/> (дата звернення: 27.03.2024).

161. Serdiuk V. V., Maksin V. I. Challenging in environmental monitoring of groundwater quality in rural areas of Kyiv's region. *Journal of water and water purification technologies. Scientific and technical news*. 2020. № 2(27). DOI: 10.20535/2218-93002722020203178.

162. Strokal V. P., Kovpak A. V. The basin approach for water resources management in Ukraine: the SWOT analysis. Scientific journal «*Biological Systems: Theory and Innovation*», 2020. Том 11(4). p. 35–56. URL: <http://dx.doi.org/10.31548/biologiya2020.04.004>.

163. Степова О., Рома В. Оцінка біогенного забруднення поверхневих водойм Полтавської області. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2016. С. 93–97.

164. Технічний звіт: опис характеристик району басейну річки Дніпро / Проєкт «Водна ініціатива Європейського Союзу Плюс для країн Східного Партнерства: Результати 2 і 3 (ENI/2016/372–403)», 2020. 40 с. URL: <https://euwipluseast.eu/images/2020/01/PDF/EUWI-UA-Dnipro-Characteristic-Summary-UA-2020.pdf> (дата звернення: 27.03.2024).

165. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод : підручник. Київ : Ніка–Центр. 2001. 264 с.

166. Формування вмісту та розподіл сполук фосфору у річках Тернопільщини – притоках Дністра у зв'язку із ступенем антропогенного навантаження. Грубінко Василь, Скиба Олена. URL:

https://ibn.idsi.md/sites/default/files/imag_file/55-59_19.pdf (дата звернення: 27.03.2024).

167. Юрченко В. О., Радіонов М. П., Мельнікова О. Г. Кінетичні характеристики нітрифікації у водоймі – джерелі питного водопостачання. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. 2019. Випуск 1 (24) том 1. С.121–126. URL: http://www.ecoj.dea.kiev.ua/archives/2019/1/part_1/23.pdf.

168. Дмитрієва О. О., Колдоба І. В., Хоренжая І. В. Концептуальні напрями дослідження умов життя населення в зоні евтрофованих водних об'єктів. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. 2019. Випуск 4 (27). С. 134–145. URL: <http://www.ecoj.dea.kiev.ua/archives/2019/4/22.pdf>.

169. Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів України / Офіційний сайт Державного управління водними ресурсами України. URL: <http://monitoring.davr.gov.ua/EcoWaterMon/GDKMap/Index> (дата звернення: 27.03.2024).

170. Інтерактивна карта забрудненості річок в Україні на основі даних Державного агентства водних ресурсів. URL: <https://texty.org.ua/water/> (дата звернення: 27.03.2024).

171. Водна ініціатива Європейського Союзу плюс для країн Східного партнерства. URL: <https://euwipluseast.eu/ru/euwi/strany-partnery/ukraina> (дата звернення: 27.03.2024).

172. Осадча Н. М., Ухань О. О., Чехній В. М., Голубцов О. Г. Оцінка емісій біогенних елементів та органічних речовин у поверхневій воді басейну річки Сіверський Донець від дифузних джерел. Київ: Ніко-центр, 2019. С. 192–201.

173. Ladyka M., Starodubtsev V. Water reservoirs and the war in Ukraine: environmental problems. *EUREKA: Life Sciences*, 2022. (6). 36–43. DOI: <https://doi.org/10.21303/2504-5695.2022.002664>.

174. Про затвердження Правил експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду : Наказ Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України

від 27.05.2022 р. № 210. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0704-22#Text> (дата звернення: 27.03.2024).

175. Про нормативи екологічно безпечного зрошення, осушення, управління поливами та водовідведенням : Постанова Кабінету Міністрів України від 02.09.2020 р. № 766. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/766-2020-%D0%BF#Text> (дата звернення: 27.03.2024).

176. Аналітична хімія поверхневих вод / Б. Й. Набиванець, В. І. Осадчий, Н. М. Осадча та ін. Київ : Наукова думка. 2007. 455 с.

177. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / А. В. Гриценко, О. Г. Васенко, Г. А. Верніченко та ін. Харків : УкрНДІЕП. 2012. 37 с.

178. Hadjisolomou E., Stefanidis K., Herodotou H., Michaelides M., Papatheodorou G., Papastergiadou E.. Modelling Freshwater Eutrophication with Limited Limnological Data Using Artificial Neural Networks. *Water*. 2021. 13(11). 1590. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13111590>.

179. Savic R., Stajic M., Blagojević B., Bezdan A. and et. all. Nitrogen and Phosphorus Concentrations and Their Ratios as Indicators of Water Quality and Eutrophication of the Hydro-System Danube-Tisza-Danube. *Agriculture*. 2022. 12(7). 935. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture12070935>.

180. Harvie H. P., Smith D. R., Norton L. R., Edwards F. K. and et. all. Phosphorus and nitrogen limitation and impairment of headwater streams relative to rivers in Great Britain: A national perspective on eutrophication. *The Science of the Total Environment*. 621. 849–862. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.128.

181. Wu Q., Li Q., Luo H., Chen Q., Chen H., Dong Y., & Li S.. Comparison in phytoplankton diversity–productivity–community stability between river–type reservoir and lake–type reservoir. *Journal of Oceanology and Limnology*, 40(4), 1485–1507. Shenghua Comparison in phytoplankton diversity–productivity–community stability between river–type reservoir and lake–type reservoir. *Journal of Oceanology and Limnology*. 2021. 40(4). 1485–1507. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00343-021-1175-x>.

182. Contreras E., Jurado-Ezqueta M., Pimentel R., Serrano L., Hidalgo C., Jiménez A., Polo M.J. Assessment of seasonal and annual patterns in phosphorus content in a monitored catchment through a partitioning approach based on hydrometeorological data, *Environmental Research*. 2024. Volume 242. 117501. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117501>.

183. Куровська А. В. Евтрофікація Київського водосховища: огляд питання. *Науковий журнал «Біологічні системи: теорія та інновації»*. Том 15(1). 2024. С. 61–72. DOI: [http://dx.doi.org/10.31548/biologiya15\(1\).2024.005](http://dx.doi.org/10.31548/biologiya15(1).2024.005).

184. Строкаль В. П., Куровська А. В. Інтегральна оцінка екологічного стану природних вод для різних видів водокористування : науково–методичні рекомендації. Київ : Редакційно–видавничий відділ НУБіП України, 2024. 64 с.

185. Hnativ R., Cherniuk V., Khirivskyi P., Kachmar N., Lopotych N., Hnativ I. Processes of natural self-cleaning of small watercourses with increasing anthropogenic load in the Dniester River basin. *Journal of Ecological Engineering*. 2023. №24(2), 12–18. DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/156914>.

186. Romashchenko M. I., Shevchenko A. M., Savchuk D. P., Shevchenko I.A., Kozytsky O.M., Bozhenko R. P. Prospects and problems of using local water resources for irrigation in the basins of small rivers of the forest-steppe of Ukraine. *Журнал «Меліорація і водне господарство»*. 2023. №1. С.75–84. DOI: <https://doi.org/10.31073/mivg202301–351>.

187. Atkins, J. P., Burdon, D., Elliott, M., & Gregory, A. J. (2011). Management of the marine environment: integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine pollution bulletin*, 62(2), 215-226. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.012>

188. EEA, 1995. Europe's Environment: the Dobris Assessment. European Environmental Agency, Copenhagen, 676 pp. URL: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/19961901262>

189. Elliot, M., Burdon, D., Hemingway, K.L., 2006. Marine ecosystem Structure, Functioning, Health and Management and Potential Approaches to Marine Ecosystem Recovery: a Synthesis of Current Understanding. Institute of Estuarine and

Coastal Studies, University of Hull, 122 pp. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.05.034>

190. EEA, 2003. Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting. European Environment Agency, 20 pp.

191. Kelble, C. R., Loomis, D. K., Lovelace, S., Nuttle, W. K., Ortner, P. B., Fletcher, P., ... & Boyer, J. N. (2013). The EBM-DPSER conceptual model: integrating ecosystem services into the DPSIR framework. *PloS one*, 8(8), e70766. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070766>

192. Atkins, J. P., Burdon, D., Elliott, M., & Gregory, A. J. (2011). Management of the marine environment: integrating ecosystem services and societal benefits with the DPSIR framework in a systems approach. *Marine Pollution Bulletin*, 62(2), 215-226. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.012>

193. Gari, S. R., Newton, A., & Icely, J. D. (2015). A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. *Ocean & coastal management*, 103, 63-77. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.013>

194. Загвойська, Л. Д., Пелюх, О. Р. (2016). DPSIR-модель взаємодії соціальної та екологічної систем: феномен всихання ялинових деревостанів в українських Карпатах. *Вісник Одеського національного університету. Серія: Економіка*, (21, Вип. 8), 82-88.

195. Shi, S., Tao, X., Chen, X., Chen, H., Fitri, A., & Yang, X. (2021, October). Evaluation of urban water security based on DPSIR model. In *IOP conference series: Earth and environmental science* (Vol. 880, No. 1, p. 012023). IOP Publishing. DOI: 10.1088/1755-1315/880/1/012023

196. Sun, S., Wang, Y., Liu, J., Cai, H., Wu, P., Geng, Q., & Xu, L. (2016). Sustainability assessment of regional water resources under the DPSIR framework. *Journal of Hydrology*, 532, 140-148. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.11.028>

197. Vannevel, R. (2018). Using DPSIR and balances to support water governance. *Water*, 10(2), 118. DOI: <https://doi.org/10.3390/w10020118>

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А.1

Концентрації гідрохімічних показників якості води водойми Київського водосховища (сезонна оцінка) та метеорологічні дані

№	Показники якості води	III декада 2021	IV декада 2021	I декада 2022	II декада 2022
Пункт спостереження 1 (Дніпровсько-Тетерівський заповідник, с. Сухолуччя)					
1	Водневий показник (рН)	7,97±0,12	7,85±0,17	7,15±0,23	7,42±0,11
2	Гідрокарбонат-іони (НСО ₃ ⁻), мг/дм ³	189,1±3,03	208,2±2,73	197,6±2,53	198,1±2,7
3	Концентрація розчиненого кисню, мгО ₂ /дм ³	8,6±0,73	12,2±0,29	12,0±0,29	12,6±0,29
4	Азот амонійний (NH ₄ ⁺), мгN/дм ³	1,05±0,05	0,79±0,03	0,77±0,03	0,45±0,02
5	Азот нітратний (NO ₃ ⁻), мгN/дм ³	0,52±0,02	1,05±0,03	2,0±0,03	1,8±0,03
6	Азот нітритний (NO ₂ ⁻), мгN/дм ³	0,098±0,001	0,023±0,001	0,030±0,001	0,023±0,001
7	Фосфати (PO ₄ ³⁻), мгP/дм ³	0,146±0,01	0,092±0,01	0,091±0,01	0,128±0,01
8	Сухий залишок, мг/дм ³	176,0±8,64	181,0±8,84	174,0±8,20	170,0±8,24
9	Середньомісячна температура води, °С*	22,9±3,4	12,1±3,6	4,1±1,3	10,4±5,2
10	Середньомісячна температура повітря, °С**	21,3±3,2	8,8±2,2	-0,7±1,2	8,2±1,3
Пункт спостереження 2 (с. Козаровичі, Вишгородський р-н, Київська обл.)					
1	Водневий показник (рН)	8,61±0,29	7,62±0,09	7,82±0,09	7,98±0,07
2	Гідрокарбонат-іони (НСО ₃ ⁻), мг/дм ³	186,1±2,08	152,4±0,69	176,9±1,72	164,7±1,57
3	Концентрація розчиненого кисню, мгО ₂ /дм ³	7,9±0,29	11,2±0,28	12,8±0,29	12,8±0,29
4	Азот амонійний (NH ₄ ⁺), мгN/дм ³	1,30±0,02	0,80±0,02	0,75±0,02	0,89±0,03
5	Азот нітратний (NO ₃ ⁻), мгN/дм ³	0,59±0,02	0,53±0,02	0,72±0,02	0,98±0,02
6	Азот нітритний (NO ₂ ⁻), мгN/дм ³	0,092±0,001	0,089±0,001	0,060±0,001	0,023±0,001
7	Фосфати (PO ₄ ³⁻), мгP/дм ³	0,167±0,01	0,211±0,01	0,112±0,01	0,134±0,01
8	Сухий залишок, мг/дм ³	253,0±1,21	268,0±8,81	238,0±7,81	240,0±7,23

9	Середньомісячна температура води, °С*	22,9±3,4	12,1±3,6	4,1±1,3	10,4±5,2
10	Середньомісячна температура повітря, °С**	21,3±3,2	8,8±2,2	-0,7±1,2	8,2±1,3
Пункт спостереження 3 (с. Лютіж, Вишгородський р-н, Київська обл.)					
1	Водневий показник (рН)	8,55±0,31	7,68±0,05	7,51±0,03	7,91±0,05
2	Гідрокарбонат-іони (HCO ₃ ⁻), мг/дм ³	173,8±1,25	168,2±2,45	146,4±2,10	157,3±2,10
3	Концентрація розчиненого кисню, мгО ₂ /дм ³	8,6±0,29	11,2±0,29	14,1±0,28	12,8±0,29
4	Азот амонійний (NH ₄ ⁺), мгN/дм ³	8,27±0,11	6,63±0,06	2,97±0,03	1,59±0,03
5	Азот нітратний (NO ₃ ⁻), мгN/дм ³	7,41±0,05	7,40±0,05	7,02±0,05	4,0±0,05
6	Азот нітритний (NO ₂ ⁻), мгN/дм ³	0,233±0,02	0,066±0,001	0,082±0,001	0,059±0,001
7	Фосфати (PO ₄ ³⁻), мгP/дм ³	0,244±0,02	0,121±0,01	0,119±0,01	0,102±0,01
8	Сухий залишок, мг/дм ³	270,0±6,42	245,0±6,52	252,0±6,56	225,0±6,80
9	Середньомісячна температура води, °С*	22,9±3,4	12,1±3,6	4,1±1,3	10,4±5,2
10	Середньомісячна температура повітря, °С**	21,3±3,2	8,8±2,2	-0,7±1,2	8,2±1,3
Пункт спостереження 4 (с. Нові Петрівці, Вишгородський р-н, Київська обл.)					
1	Водневий показник (рН)	8,01±0,06	8,27±0,08	7,94±0,35	8,08±0,21
2	Гідрокарбонат-іони (HCO ₃ ⁻), мг/дм ³	236,2±2,03	222,3±0,68	245,8±1,87	237,3±2,4
3	Концентрація розчиненого кисню, мгО ₂ /дм ³	6,2±0,28	8,2±0,28	10,2±0,28	11,4±0,26
4	Азот амонійний (NH ₄ ⁺), мгN/дм ³	1,88±0,05	1,05±0,04	0,88±0,03	0,92±0,02
5	Азот нітратний (NO ₃ ⁻), мгN/дм ³	3,67±0,05	3,51±0,07	3,18±0,05	2,69±0,05
6	Азот нітритний (NO ₂ ⁻), мгN/дм ³	0,232±0,02	0,139±0,02	0,069±0,001	0,048±0,001
7	Фосфати (PO ₄ ³⁻), мгP/дм ³	0,241±0,02	0,219±0,02	0,123±0,01	0,180±0,01
8	Сухий залишок, мг/дм ³	255,0±6,10	280,0±6,24	248,0±6,42	260,0±6,43
9	Середньомісячна температура води, °С*	22,9±3,4	12,1±3,6	4,1±1,3	10,4±5,2
10	Середньомісячна температура повітря, °С**	21,3±3,2	8,8±2,2	-0,7±1,2	8,2±1,3

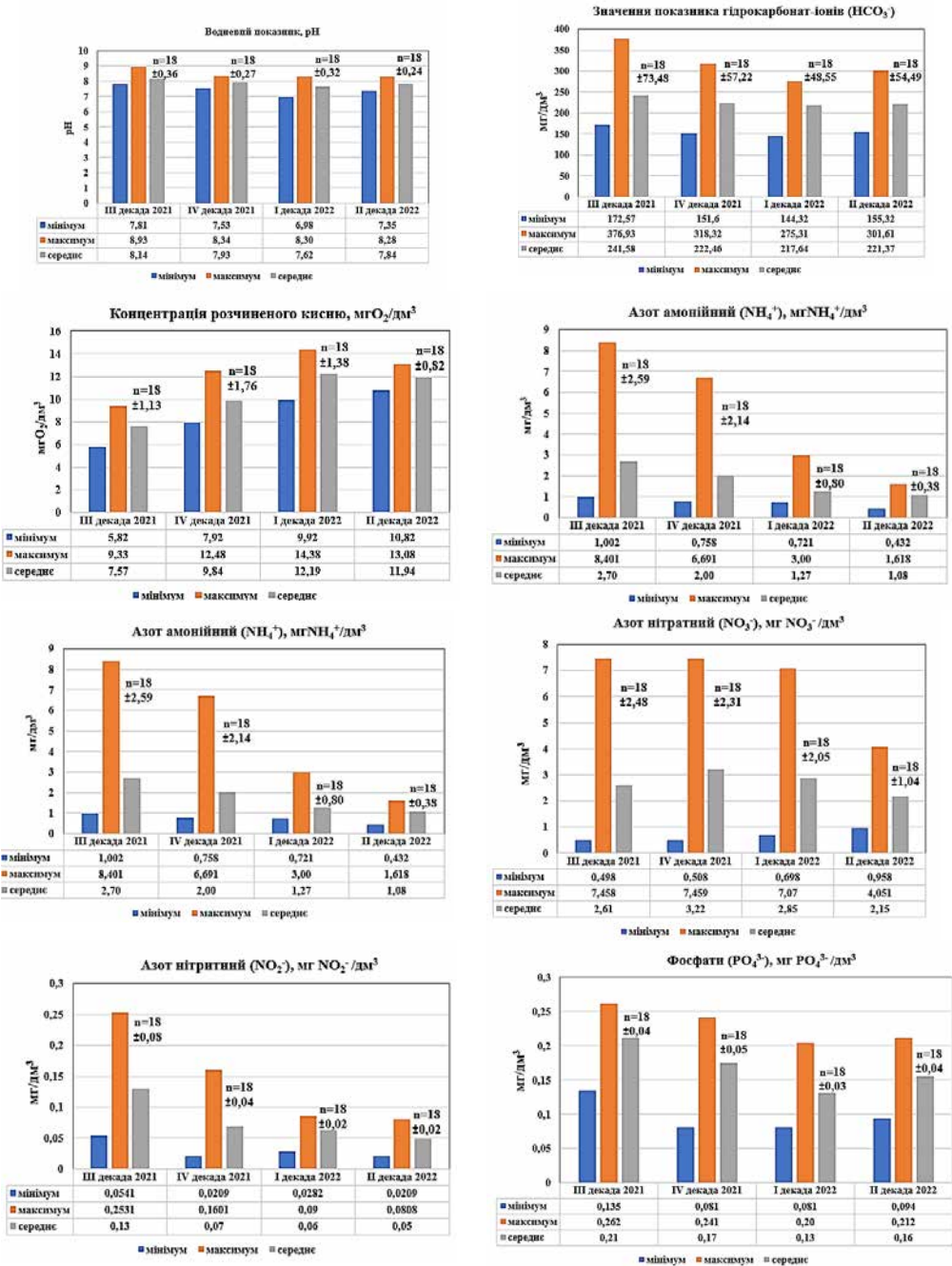
Пункт спостереження 5 (м. Вишгород, Київська обл.)					
1	Водневий показник (рН)	7,81±0,02	8,26±0,07	7,49±0,19	7,68±0,05
2	Гідрокарбонат-іони (НСО ₃ ⁻), мг/дм ³	375,2±1,73	312,2±5,63	271,4±3,9	301,2±0,42
3	Концентрація розчиненого кисню, мгО ₂ /дм ³	6,1±0,28	8,2±0,28	11,0±0,28	11,2±0,25
4	Азот амонійний (NH ₄ ⁺), мгN/дм ³	2,13±0,09	1,35±0,05	0,97±0,04	1,23±0,04
5	Азот нітратний (NO ₃ ⁻), мгN/дм ³	1,16±0,02	2,91±0,04	2,04±0,04	1,18±0,02
6	Азот нітритний (NO ₂ ⁻), мгN/дм ³	0,056±0,001	0,039±0,001	0,056±0,001	0,059±0,001
7	Фосфати (PO ₄ ³⁻), мгP/дм ³	0,241±0,01	0,195±0,02	0,156±0,01	0,198±0,01
8	Сухий залишок, мг/дм ³	276,0±6,05	281,0±6,20	274,0±6,21	270,0±5,16
9	Середньомісячна температура води, °С*	22,9±3,4	12,1±3,6	4,1±1,3	10,4±5,2
10	Середньомісячна температура повітря, °С**	21,3±3,2	8,8±2,2	-0,7±1,2	8,2±1,3
Пункт спостереження 6 (від с. Хотянівка до с. Лебедівка)					
1	Водневий показник (рН)	7,85±0,03	7,91±0,04	7,80±0,09	7,96±0,05
2	Гідрокарбонат-іони (НСО ₃ ⁻), мг/дм ³	289,0±1,51	271,5±1,58	267,8±1,53	269,6±1,53
3	Концентрація розчиненого кисню, мгО ₂ /дм ³	8,2±0,23	8,2±0,18	13,2±0,22	11,0±0,18
4	Азот амонійний (NH ₄ ⁺), мгN/дм ³	1,59±0,04	1,37±0,05	1,30±0,03	1,39±0,03
5	Азот нітратний (NO ₃ ⁻), мгN/дм ³	2,31±0,05	3,92±0,06	2,18±0,04	2,27±0,04
6	Азот нітритний (NO ₂ ⁻), мгN/дм ³	0,069±0,001	0,057±0,001	0,078±0,001	0,079±0,001
7	Фосфати (PO ₄ ³⁻), мгP/дм ³	0,235±0,02	0,210±0,02	0,186±0,02	0,192±0,02
8	Сухий залишок, мг/дм ³	185,0±5,81	212,0±4,47	170,0±5,44	182,0±5,66
9	Середньомісячна температура води, °С*	22,9±3,4	12,1±3,6	4,1±1,3	10,4±5,2
10	Середньомісячна температура повітря, °С**	21,3±3,2	8,8±2,2	-0,7±1,2	8,2±1,3

*Статистичні дані (<http://www.cgo-sreznevskyi.kyiv.ua/uk/diialnist/hidrolohichna?id=152>)

**Статистичні дані (<https://meteopost.com/weather/climate/>)

ДОДАТОК А.2

Статистичний аналіз отриманих результатів аналітичних досліджень гідрохімічних показників.



ДОДАТОК Б

Загальна характеристика методів хімічного та мікробіологічного аналізу зразків води

№	Показник	Нормативний документ	Метод виконання	Чутливість методу за стандартом (діапазон вимірювання)	Погрішність вимірювання
1	Водневий показник (рН)	ДСТУ 4077-2001 Якість води. Визначання рН (ISO 10523:1994, MOD)	Електрохімічний	$\pm 0,1$ одиниць рН	$\pm 0,05$ одиниць рН
2	Вміст нітратного азоту (нітрагів)	ДСТУ 4078-2001 Якість води. Визначання нітрату. Частина 3. Спектрометричний метод із застосуванням сульфосаліцилової кислоти (ISO 7890-3:1998, MOD)	Фотометричний	0,05 мг/дм ³	5 % (відн.)
3	Вміст нітритного азоту (нітритів)	ДСТУ ISO 6777:2003 Якість води. Визначання нітритів спектрометричним методом молекулярної абсорбції (ISO 6777:1984, IDT)	Фотометричний	0,001 мг/дм ³	8 % (відн.)
4	Вміст амонійного азоту (амонію)	ДСТУ ISO 7150-1:2003 Якість води. Визначання амонію. Частина 1. Ручний спектрометричний метод (ISO 7150-1:1984, IDT)	Фотометричний	0,005 мг/дм ³	5 % (відн.)
5	Вміст фосфору	ДСТУ ISO 6878:2008 Якість води. Визначання фосфору. Спектрометричний метод із застосуванням амонію молибдату (ISO 6878:2004, IDT)	Фотометричний	0,005 мг/дм ³	10 % (відн.)
6	Вміст хлоридів	ДСТУ 4079-2001 Якість води. Визначання загального вмісту хлоридів. Титрування нітратом срібла із застосуванням хромату як індикатора (метод Мора) (ISO 9297:1989, MOD)	Титриметричний	0,1 мг/дм ³	0,2 % (відн.)
7	БСК ₅	ДСТУ ISO 5815-1:2009 Якість води. Визначення біохімічного споживання кисню після п днів (БСКп). Частина 1. Метод розведення та засівання з додаванням алілітосечовини (ISO 5815-1:2003, IDT)	Мікробіологічний	3-6000 мг О/дм ³	0,5 мг О/дм ³
	Сума іонів (загальна мінералізація)	ГОСТ 18164-72 Вода питна. Метод визначення вмісту сухого залишку	Гравіметричний	2 мг/дм ³	0,5 % (відн.)

Продовження додатку Б					
Ca^{2+} , Mg^{2+}	ДСТУ ISO 6058:2003 Якість води. Визначання кальцію. Титриметричний метод із застосуванням етилендіамінтетраоцтової кислоти; ДСТУ ISO 6059:2003 Визначання сумарного вмісту кальцію та магнію. Титриметричний метод із застосуванням етилендіамінтетраоцтової кислоти	Титриметричний	0,05 ммоль/дм ³	± 0,04 ммоль/дм ³	
Вміст сульфатів	ГОСТ 4389–72. Вода питна. Методи визначення вмісту сульфатів	Гравіметричний	0,5 мг/дм ³	0,1 % (відн.)	
HCO_3^-	ДСТУ ISO 9963–1:2007 Якість води. Визначення лужності. Частина 1. Визначення загальної та часткової лужності (ISO 9963–1:1994, IDT); ДСТУ ISO 9963–2:2007. Якість води. Визначення лужності. Частина 2. Визначення карбонатної лужності (ISO 9963–2:1994, IDT)	Титриметричний	0,4–20 ммоль/дм ³	0,1 % (відн.)	
Розчинений кисень мг O_2 /дм ³	ДСТУ ISO 5814:2003 Якість води. Визначання розчиненого кисню. Електрохімічний метод із застосуванням зонду (ISO 5814:1990, IDT)	Електрохімічний	0,5–15 мг O_2 /дм ³	± 0,2 O_2 мг/дм ³	
Загальне залізо	ДСТУ ISO 6332:2003 Якість води. Визначання заліза. Спектриметричний метод із використанням 1,10–фенантроліну (ISO 6332:1988, IDT)	Фотометричний	0,005 – 10 мг/дм ³	10 % (відн.)	
Мідь, цинк, свинець, кадмій	Методика виконання вимірювання масової концентрації свинцю, міді, цинку, кадмію у воді методом інверсійної хронопотенціометрії :	Електрохімічний	0,001 мг/дм ³	20 % (відн.)	
Індекс лактопозитивних кишкових паличок в 1 дм ³ води E–coli	ДСТУ ISO 9308–1:2005 Якість води. Виявлення та підрахування Escherichia coli та коліформних бактерій. Частина 1. Метод мембранного фільтрування (ISO 9308–1:2000, IDT)	Мікробіологічний	Менше 100 КУО/дм ³	1 КУО/дм ³	

ДОДАТОК В

Алгоритм проведення оцінки якісного стану води Київського водосховища для водної екосистеми за використання екологічного індексу (I_Е)

№	Показники для оцінювання	Етапи виконання	Зведена оцінка
	Оцінювання для водної екосистеми		
	Екологічний індекс для водойми – I _E		
	Методика: Керівний нормативний документ: КНД 211.1.4.010–94 «Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України. Методика. 1994. 37 с.»		
	I ₁ – індекс сольового складу води		
1	Сума іонів	1 етап: проводимо співставлення із критеріями за класом та категорією якості води за кожним показником. 2 етап: розраховуємо індекс за сольовим складом (I ₁) для кожного пункту спостережень за формулою: $I_1 = \frac{\sum_{категорій} n_i}{n_i},$ Σ категорій _i – сума категорій якості за i показником; n _i – кількість показників 3 етап: співставляємо отримані індекси I ₁ із критеріями за класом та категорією якості води	Розраховуємо середні та максимальні значення індексу I ₁ 1) I _{1сер} – індекс за показниками мінералізації води (за сольовим складом) за середніми значеннями: $I_{1сер} = \frac{I_{11} + \dots + I_{1n}}{N},$ I ₁ ... I _{1n} – показники сольового складу за кожним пунктом спостереження; N – кількість пунктів спостереження 2) I _{1max} – індекс за показниками мінералізації води (за сольовим складом) за максимальними значеннями. Знаходимо за найгіршим I ₁ відповідного пункту спостереження
	Уміст хлоридів		
	Уміст сульфатів		
2	I ₂ – індекс трофо–сапробіологічного стану води		Розраховуємо середні та максимальні значення індексу I ₂ 1) I _{2сер} – індекс за показниками трофо–сапробіологічного стану води за середніми значеннями: $I_{2сер} = \frac{I_{21} + \dots + I_{2n}}{N},$
	Водневий показник (рН)		
	Уміст нітратного азоту (нітратів)		
	Уміст нітритного азоту (нітритів)		
	Уміст амонійного азоту (амонію)		
	Уміст фосфору		
Розчинений кисень мгО ₂ /дм ³			
	БСК ₅		

% насичення киснем (розрахунково) $O_2\% = \frac{C_x \times 100}{C_0},$ C_x – концентрація кисню, визначена експериментально, mgO_2/dm^3; C_0 – нормальна концентрація кисню за певної температури та атмосферного тиску (760 мм рт.ст.), виміряної при взятті проб, mgO_2/dm^3 Клас сапробності води Визначається за показниками прозорості води, O_2, % насичення води, БСК₅ Співставлення із класом сапробності	$I_2 = \frac{\sum \text{категорій}_i}{n_i},$ $\sum$ категорій_{<i>i</i>} – сума категорій якості за <i>i</i> показником; n_i – кількість показників 3 етап: співставляємо отримані індекси I_2 із критеріями за класом та категорією якості води	$I_2 \dots I_n$ – показники трофо-сапробіологічного стану води за кожним пунктом спостереження; N – кількість пунктів спостереження 2) I_{2max} – індекс трофо-сапробіологічного стану води за максимальними значеннями. Знаходимо за найгіршим I_2 відповідного пункту спостереження	Розраховуємо середні та максимальні значення індексу I_3 1) $I_{3сер}$ – індекс за показниками токсичної дії за середніми значеннями: $I_{3сер} = \frac{I_3 + \dots + I_n}{N},$ $I_3 \dots I_n$ – показники токсичної дії за кожним пунктом спостереження; N – кількість пунктів спостереження 2) I_{3max} – індекс за показниками токсичної дії за максимальними значеннями. Знаходимо за найгіршим I_3 відповідного пункту спостереження
3 Загальне залізо Мідь Цинк Свинць Кадмій	1 етап: проводимо співставлення із критеріями за класом та категорією якості води за кожним показником. 2 етап: розраховуємо індекс за показниками токсичної дії (I_3) для кожного пункту спостережень за формулою: $I_3 = \frac{\sum \text{категорій}_i}{n_i},$ $\sum$ категорій_{<i>i</i>} – сума категорій якості за <i>i</i> показником; n_i – кількість показників 3 етап: співставляємо отримані індекси I_3 із критеріями за класом та категорією якості води	Розраховуємо середні та максимальні значення індексу I_3 1) $I_{3сер}$ – індекс за показниками токсичної дії за середніми значеннями: $I_{3сер} = \frac{I_3 + \dots + I_n}{N},$ $I_3 \dots I_n$ – показники токсичної дії за кожним пунктом спостереження; N – кількість пунктів спостереження 2) I_{3max} – індекс за показниками токсичної дії за максимальними значеннями. Знаходимо за найгіршим I_3 відповідного пункту спостереження	Розраховуємо середні та максимальні значення індексу I_3 1) $I_{3сер}$ – індекс за показниками токсичної дії за середніми значеннями: $I_{3сер} = \frac{I_3 + \dots + I_n}{N},$ $I_3 \dots I_n$ – показники токсичної дії за кожним пунктом спостереження; N – кількість пунктів спостереження 2) I_{3max} – індекс за показниками токсичної дії за максимальними значеннями. Знаходимо за найгіршим I_3 відповідного пункту спостереження

ДОДАТОК Г

Алгоритм проведення оцінки якісного стану води Київського водосховища для рибогосподарських цілей за використання екологічного індексу (I_E) із лімітуючою ознакою шкідливості

№	Показники для оцінювання	Етапи виконання	Зведена оцінка
Оцінювання води для рибогосподарських цілей			
	Екологічний індекс для водойми – I_E з урахуванням ефекту сумарної дії лімітуючої ознаки шкідливості (ЛЮШ)		
	Методика: «Вдосконалення методики комплексної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» (Юрасов С. М., Колісник А. В. та ін., Одеський державний екологічний університет України (ОДЕКУ), 2009 р.)		
	I_M – індекс мінералізації води		
1	Сума іонів Сума хлоридів Сума сульфатів	1 етап: проводимо співставлення із критеріями за класом та категорією якості води за кожним показником. 2 етап: розраховуємо показник мінералізації (I_M) для кожного пункту спостережень за формулою: $I_{M1} = \frac{\sum \text{категорій}_i}{n_i},$ $\sum$ категорій_i – сума категорій якості за i показником; n_i – кількість показників 3 етап: співставляємо отримані індекси I_M із критеріями за класом та категорією якості води	Розраховуємо середні та максимальні значення індексу I_M 1) $I_{M \text{ сер.}}$ – індекс за показниками мінералізації води (за сольовим складом) за середніми значеннями: $I_{M \text{ сер.}} = \frac{I_{M1} + \dots + I_{Mn}}{N},$ $I_{M1} \dots I_{Mn}$ – показники мінералізації за кожним пунктом спостереження; N – кількість пунктів спостереження 2) $I_{M \text{ max.}}$ – індекс за показниками мінералізації води (за сольовим складом) за максимальними значеннями. Знаходимо за найгіршим I_M відповідного пункту спостереження
2	Водневий показник (рН) Уміст фосфору БСК ₅ Розчинений кисень мгО ₂ /дм ³ % насичення киснем (розрахунково)	$I_{\text{троф.}}$ – індекс за показниками трофо-сапробіологічного стану води 1 етап: проводимо співставлення із критеріями за класом та категорією якості води за кожним показником. 2 етап: розраховуємо індекс трофо-сапробіологічного стану води ($I_{\text{троф.}}$) для кожного пункту спостережень за формулою:	Розраховуємо середні та максимальні значення індексу $I_{\text{троф.}}$ 1) $I_{\text{троф.сер.}}$ – індекс трофо-сапробіологічного стану води за середніми значеннями: $I_{\text{троф.сер.}} = \frac{I_{\text{троф.1}} + \dots + I_{\text{троф.n}}}{N},$

	$O_2\% = \frac{C_x \times 100}{C_0},$ C_x – концентрація кисню, визначена експериментально, мгО₂/дм³; C_0 – нормальна концентрація кисню за певної температури та атмосферного тиску (760 мм рт.ст.), виміряної при взятті проб, мгО₂/дм³ Клас сапробності води. Визначається за показниками: прозорість води, О₂, % насичення води, БСК₅. Співставлення із класом сапробності	$I_{\text{троф.1}} = \frac{\sum \text{категорій}_i}{n_i},$ Σ категорій – сума категорій якості за i показником; n_i – кількість показників 3 етап: співставляємо отримані індекси $I_{\text{троф}}$ із критеріями за класом та категорією якості води	$I_{\text{троф.1}} \dots I_{\text{троф.n}}$ – показники трофо-сапробіологічного стану води за кожним пунктом спостереження; N – кількість пунктів спостереження 2) $I_{\text{троф.max}}$ – індекс трофо-сапробіологічного стану води за максимальними значеннями – знаходимо за найгіршим $I_{\text{троф}}$ відповідного пункту спостереження
	$I_{\text{токс}}$ – індекс за показниками з токсичною лімітуючою ознакою шкідливості		
3	Уміст нітритного азоту (нітритів) Уміст амонійного азоту (амонію) Загальне залізо Мідь Цинк Свинець Кадмій	I етап: проводимо співставлення наявних значень показників із їхньою гранично-допустимою концентрацією для води рибогосподарського призначення за формулою: $x = \frac{C_i}{ГДК_i},$ C_i – наявна концентрація i показника у воді $ГДК_i$ – гранично-допустима концентрація i показника у воді для рибогосподарських цілей. ГДК відповідали галузевому стандарту України – СОУ 05.01–37–385:2006 Вода сільськогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми 2 етап: проводимо визначення $I_{\text{токс}}$ для кожного пункту спостереження за формулою: $I_{\text{токс}} = \frac{\sum x}{n},$ x – значення за кожним i показником; n – кількість показників 3 етап: співставляємо отримані індекси $I_{\text{токс}}$ із критеріями за класом та категорією якості води	Розраховуємо середні та максимальні значення індексу $I_{\text{токс}}$ 1) $I_{\text{токс.сер}}$ – індекс за показниками з токсичною лімітуючою ознакою шкідливості за середніми значеннями: $I_{\text{токс.сер}} = \frac{I_{\text{токс.1}} + \dots + I_{\text{токс.n}}}{N},$ $I_{\text{токс.1}} \dots I_{\text{токс.n}}$ – показники за показниками з токсичною лімітуючою ознакою шкідливості за кожним пунктом спостереження; N – кількість пунктів спостереження 2) $I_{\text{токс.max}}$ – індекс за показниками з токсичною лімітуючою ознакою шкідливості за максимальними значеннями – знаходимо за найгіршим $I_{\text{токс}}$ відповідного пункту спостереження

ДОДАТОК Д

Алгоритм проведення оцінки якісного стану води Київського водосховища для сільськогосподарських цілей (зрошення)
за агрономічними та екологічними критеріями показників

	Показники для оцінювання	Умови виконання	Зведена оцінка
Оцінювання води для зрошення			
Екологічні показники: з метою попередження негативного впливу на с.г. рослини та ґрунти			
1	Методика: ДСТУ 7286:2012 Якість природної води для зрошення. Екологічні критерії (або ВНД 33–5.502–97 Вода для зрошення. Екологічні критерії)		За оцінкою води для зрошення виділяють 2 класи води: I клас – придатна для зрошення II клас – обмежено придатна для зрошення
	Мідь (Cu), мгCu/дм³	Проводимо співставлення із визначеними критеріями води для зрошення відповідно до відомчого нормативного документа. Визначаємо клас якості води	I клас – менше 0,08 мг/дм³ II клас – 0,08–0,2 мг/дм³
	Цинк (Zn), мгZn/дм³		I клас – менше 0,5 мг/дм³ II клас – 0,5–1,0 мг/дм³
	Свинець (Pb), мгPb/дм³		I клас – менше 0,02 мг/дм³ II клас – 0,02–0,05 мг/дм³
	Кадмій (Cd), мгCd/дм³		I клас – менше 0,005 мг/дм³ II клас – 0,005–0,01 мг/дм³
Агрономічні показники: з метою визначення осолоднювання ґрунтів			
2	Методика: 1. Мінералізація – за ДСТУ 2730:2015 Захист довкілля. Якість природної води для зрошення. Агрономічні критерії		I клас – придатна для поливу II клас – обмежено придатна для поливу III клас – непридатна для поливу
	Загальний вміст солей, мг/дм³	Проводимо співставлення із визначеними критеріями води для зрошення відповідно. Визначаємо клас якості води	I клас – менше 400,0 мг/дм³ II клас – 400,0–1000,0 мг/дм³ III клас – 1000,0–3000,0 мг/дм³
3	Методика: 2. Показник SAR (натрієво-абсорбційне співвідношення) – розроблений департаментом сільського господарства США		Ранжування величини SAR та визначення типів води: 0–10: слоболужні з малою небезпечкою осолоднювання; 10–18: середньолужні з середньою небезпечкою осолоднювання; 18–26: сильнолужні з високою небезпечкою осолоднювання; >26: сильнолужні з дуже високою небезпечкою осолоднювання
	Na ⁺ мекв/дм³	1 етап: для кожного пункту спостереження розраховуємо показник SAR за формулою: $SAR = \frac{[Na^{+}]}{\sqrt{\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{2}}}$	
	Ca ²⁺ мекв/дм³		
	Mg ²⁺ мекв/дм³		
	2 етап: визначаємо тип води		

ДОДАТОК Е

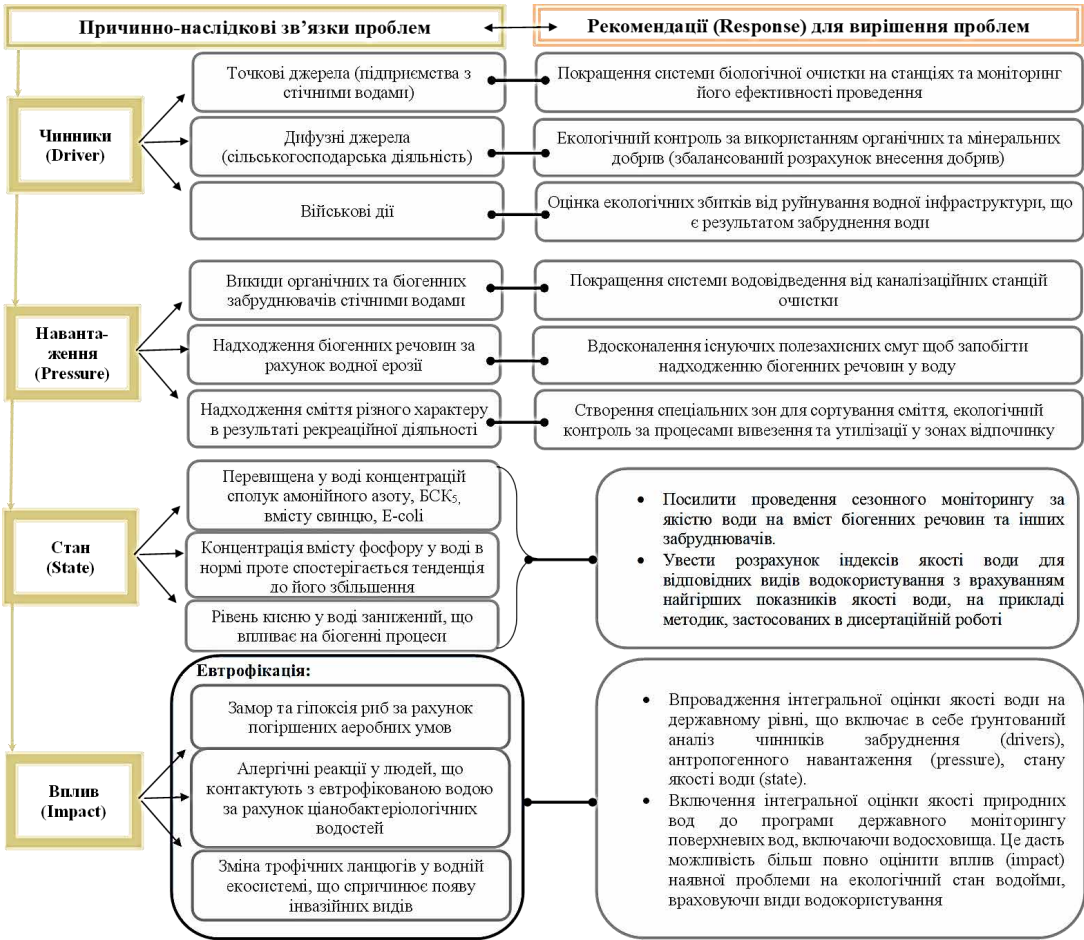
Алгоритм проведення оцінки якісного стану води Київського водосховища для питних та культурно-побутових потреб за ваговим арифметичним індексом якості води (удосконалено під умови дослідження)

Показники		Умови виконання		Зведена оцінка	
Оцінювання води для питних та культурно–побутових цілей					
Ваговий арифметичний Індекс Якості Води – WQI (WAWQI – Weighted Arithmetic Index methods for Water quality)		<i>1 етап:</i> розрахунок одиничних вагових коефіцієнтів (W_n) для кожного показника за формулою: $W_n = \frac{K}{S_n},$ W_n – ваговий фактор для кожного n параметра S_n – стандартне значення n параметрів якості води. K – константа пропорційності. Для розрахунку константи пропорційності (K) використовуємо формулу: $K = \frac{1}{1/S_1 + 1/S_2 + 1/S_3 \dots + 1/S_n} = \frac{1}{\sum \frac{1}{S_n}},$ $S_1 \dots S_n$ – стандартні значення параметрів $1 \dots n$. Важливою умовою при розрахунку вагового коефіцієнту $\sum W_n = 1$ для всіх показників.			
Метод зваженого арифметичного індексу якості води (WAWQI) класифікує якість води відповідно до ступеня чистоти, використовуючи параметри якості води, які найбільш суттєво впливають на якість води для питних та рекреаційних цілей. На відміну від інших індексів якості води, ця методика дозволяє використовувати показники які нам потрібні для оцінювання. Методика передбачає використання 9 найбільш вагомих показників.		<i>2 етап:</i> визначення рейтингу якості для n -го параметра якості води (Q_n) за формулою: $Q_n = \frac{[(V_n - V_0)]}{[(S_n - V_0)]} * 100,$ Q_n – рейтинг якості для n -го параметра якості води. V_n – фактичне значення n -го параметра. V_0 – ідеальне значення n -го параметра в чистій воді. S_n – стандартне значення n -го параметрів якості води.			
Визначені показники якості води		Дані для розрахунку WQI			
		S_n – стандартне значення	W_n – ваговий фактор	V_0 – ідеальне значення	
1	Каламутність	Не більше 1,0	0,40326	0	
2	pH	8,5	0,04744	7	

3	NH_4^+ , мг/ NH_4^+ /дм ³	2,0	0,20163	0	Згідно з методикою значення $V_0=0$ для всіх показників окрім рН та вміст розчиненого кисню. $V_0=0$ означає, що забруднення у воді відсутнє, всі параметри відповідають нормативам. Проте для таких показників як рН води та <i>вміст розчиненого кисню</i> – згідно методики дане значення потрібно розраховувати, враховуючи умови, що V_0 для рН становить 7,0, V_0 для параметра розчиненого кисню становить – 14. З етап: розрахунок загального індексу якості води (WAWQI) $WQI = \frac{\sum W_n * Q_n}{\sum W_n},$ Q_n – рейтинг якості або субіндекс для n-го параметра якості води – W_n – ваговий фактор для кожного n параметра Ранжування індексу: WQI – 0–25 – відмінна якість води (клас А); WQI – 25–50 – добра якість води (клас В); WQI – 51–75 – низька якість води (клас С); WQI – 76–100 – дуже низька якість води (клас D); WQI > 100 – найгірша якість води (клас E)
4	NO_3^- , мг/ NO_3^- /дм ³	45,0	0,00896	0	
5	NO_2^- , мг/ NO_2^- /дм ³	3,3	0,12220	0	
6	PO_4^{3-} , мг/ PO_4^{3-} /дм ³	3,5	0,11522	0	
7	Загальний вміст солей, мг/дм ³	До 1000	0,00040	0	
8	Розчинений кисень, мг/дм ³	Не менше 4,0	0,10081	14	
9	Індекс лактопозитивних кишкових паличок в 1дм ³ води (<i>E. Coli</i>)	До 5000	0,00008	0	

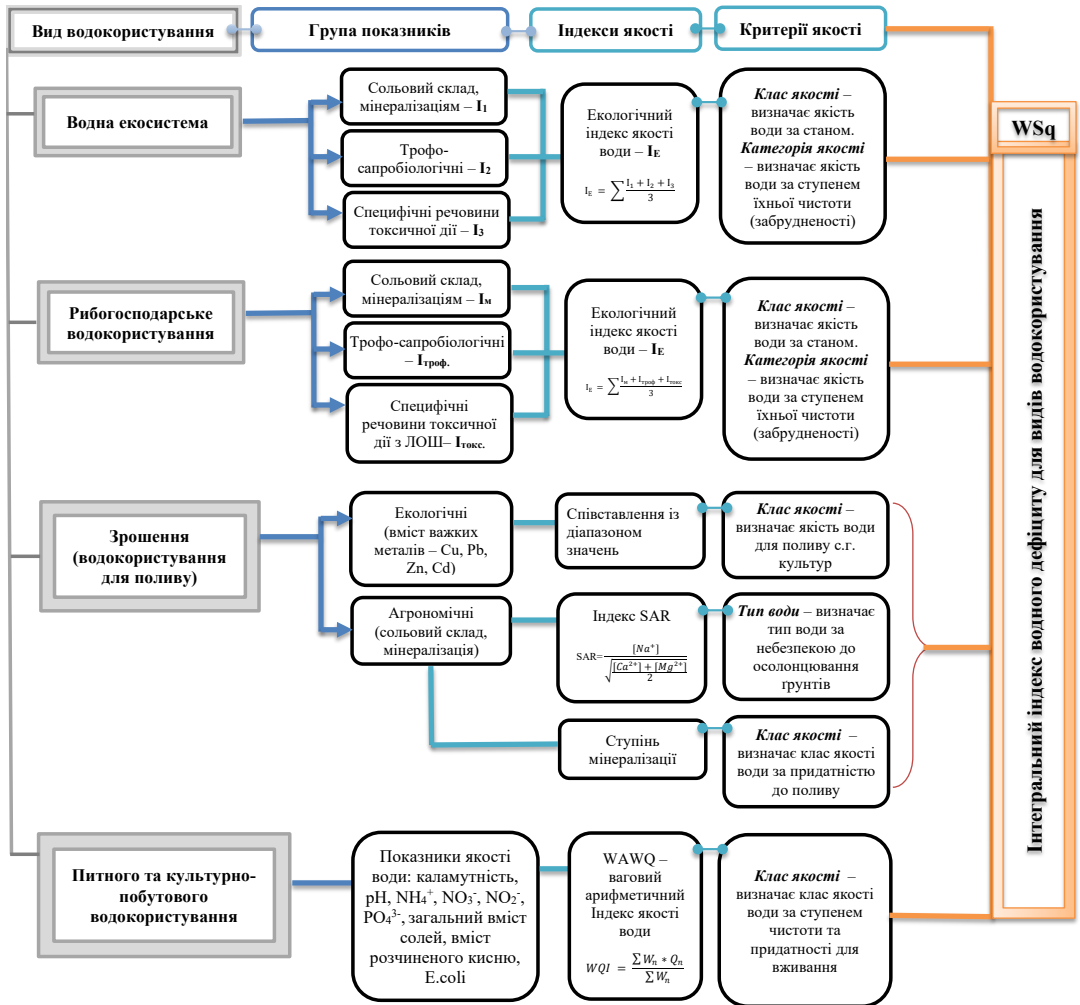
ДОДАТОК Ж

Модель DPSIR: рекомендації для покращення екологічного стану та якості води у Київському водосховищі на основі моделі DPSIR, що відображає ключову водну проблему – евтрофікацію (власна розробка)



ДОДАТОК И

Методологічне підґрунтя для інтегрального оцінювання екологічного стану природних вод (власна розробка)



ДОДАТОК К

Оптимальні значення показників якості води для рибогосподарський цілей (враховуючи категорію риб – Коропові)

№	Показники	Одиниця вимірювання	Значення	Коротка характеристика для функціонування риб
1.	Уміст катіонів*:			
2.	Кальцій (Ca^{2+})	мгСа/дм ³	50,0–70,0	Вміст в межах від 50 до 60 мг/дм ³ може забезпечити гідробіонтам повноцінний ріст та розвиток [24]. Кальцій є основним катіоном у водоймі Київського водосховища, оскільки вода належить до гідрокарбонатного класу групи кальцію ($\text{C}_{II}^{\text{Ca}}$). Високий вміст кальцію у воді підвищує буферні властивості водної системи і робить її більш стійкою до полютантів [23]
3.	Магній (Mg^{2+})	мгMg/дм ³	30,0	Вміст магнію у воді водосховища в межах 30,0–50,0 мг/дм ³ може забезпечити нормальне функціонування [24].
4.	Натрій (Na^{+})	мгNa/дм ³	50,0	Середні значення вмісту їх становлять на рівні 35,0 та 55,0 мг/дм ³ , що є допустимими значеннями для гідробіонтів [24].
5.	Калій (K^{+})	мгK/дм ³	($\text{Na}^{+} + \text{K}^{+}$)	
6.	Уміст аніонів*:			
7.	Гідрокарбонати (HCO_3^{-})	мг/дм ³	300,0–400,0	Аніонний склад водойми формують мінералізацію води та визначають групу та тип води. Для гіпо-та олігогалінних вод, оптимальними значеннями вважаються значення Cl^{-} до 75 мг/дм ³ , від 76 до 200 мг/дм ³ водойму вважають забрудненою, >200 мг/дм ³ – брудною [1]. В більшості випадків вміст SO_4^{2-} є оптимальним до 100 мг/дм ³ , від 101 до 200 мг/дм ³ водойму вважають забрудненою, >200 мг/дм ³ – брудною [1].
8.	Хлориди (Cl^{-})	мг/дм ³	50,0–70,0	
9.	Сульфати (SO_4^{2-})	мг/дм ³	50,0–70,0	
10.	Уміст біогенних речовин*:			
11.	Азот амонійний (NH_4^{+})	мгN/дм ³	≤1,0	Показники, які є індикаторами антропогенного навантаження – біогенного забруднення води (від точкових джерел – стоки від підприємств, дифузних – поверхневі стоки від с.г. територій, сільського населення, ерозії), що посилює процеси евтрофікації водойми [4, 16]. Відносно невеликі концентрації їх можуть викликати гостре отруєння риб. Вони є отрутами для риб комбінованої дії, призводячи до нервово-паралітичної зміни органів та подальшої загибелі популяції риб [35–36]. За концентрації $\text{NH}_4^{+} - 0,5 \text{ мгN/дм}^3$ кількість мертвої ікри коропа становила до 80% [44].
12.	Азот нітратний (NO_3^{-})	мгN/дм ³	≤2,0	Загалом, стан водойми вважається задовільним для гідробіонтів та всіх живих організмів (без речовин наявного забруднення), якщо значення показників знаходяться в межах: $\text{NH}_4^{+} - 0,10-0,50 \text{ мгN/дм}^3$, $\text{NO}_3^{-} - 0,20-0,70 \text{ мгN/дм}^3$, $\text{NO}_2^{-} - 0,002-0,02 \text{ мгN/дм}^3$, $\text{PO}_4^{3-} - 0,015-0,1 \text{ мгN/дм}^3$ [1].
13.	Азот нітритний (NO_2^{-})	мгN/дм ³	0,1	
14.	Фосфати (PO_4^{3-})	мгP/дм ³	0,5	

15.	Показники кисневого балансу*:			Показник, який є індикатором наявності органічних речовин у воді, які сприяють швидкому розмноженню аеробних бактерій (чим більший його вміст – тим більша кількість органічних речовин) [4]. Завищені значення можуть зумовити дисбаланс кисню, зменшуючи його у воді, чим самим створити гіпоксичні умови для риби [35]. Найбільш оптимальними для природної водойми є значення БСК ₅ в межах 0,5–2,0 мгО ₂ /дм ³ , що відповідають нормальному розмноженню популяції риби [1, 7]. Водойма вважається не забрудненою органічними речовинами, якщо вміст БСК ₅ становить до 1,6
16.	БСК ₅	мгО ₂ /дм ³	<3,0	Показник який є індикатором аеробного дихання риби (підтримка метаболізму та росту, функціонування гідробіонтів) та біологічної активності (фотосинтезу) живих організмів у воді [35–37]. Концентрація його залежить від температурних режимів води й повітря, атмосферного тиску та сезонності [35]. Різні категорії риби по різному реагують на кількість розчиненого кисню у воді (холодноводні риби як лососеві вимагають більшої концентрації для їхнього існування – більше 9 мгО ₂ /дм ³ ; тепловодні риби як коропові є менш вибагливими, можуть нормально себе почувати з концентрацією від 5,0 мгО ₂ /дм ³) [24, 35]. Якщо концентрація показника сягає нижче 5–6 мгО ₂ /дм ³ для холодноводних і нижче 2 мгО ₂ /дм ³ для тепловодних – гідробіонти можуть перейти в стан гіпоксії, що загрожує втраті їх чисельності [38].
17.	Концентрація розчиненого кисню	мгО ₂ /дм ³	>5,0	
18.	Уміст важких металів – токсичних речовин:			
19.	Мідь (Cu)***	мкгCu/дм ³ – мгCu/дм ³	1,0 – 0,01	Важкі метали, що є показниками, які відносяться до індикаторів хімічного забруднення води небезпечними токсичними речовинами (джерелом надходження є недостатньо очищені або неочищені стічні води від господарств та підприємств) [7]. Наявність навіть незначної концентрації важких металів у природній водоймі може бути токсичною для гідробіонтів. Вони можуть виступати канцерогенами (отруйними речовинами) для риби [14, 15].
20.	Цинк (Zn)***	мкгZn/дм ³ – мгZn/дм ³	10,0 – 0,10	
21.	Свинець (Pb)**	мкгPb/дм ³ – мгPb/дм ³	10,0 – 0,10	
22.	Кадмій (Cd)**	мкгCd/дм ³ – мгCd/дм ³	0,5 – 0,005	
23.	Залізо (Fe)**	мкгFe/дм ³ – мгFe/дм ³	10,0 – 0,10	

*Оптимальні значення відповідно до галузевого стандарту СОУ 05.01–37–385:2006 [24]; **Оптимальні значення відповідно до нормативів водойм що оцінюються для рибогосподарського призначення [45–46]; ***Оптимальні значення відповідно до нормативів рибогосподарських водойм [17]

ДОДАТОК Л

Клас якості водойми за показником розчиненого кисню для природних вод рибогосподарського призначення (розроблено на основі літературних джерел [17–18, 23–25, 34–39])

Клас якості водойми	Значення вмісту розчиненого кисню у водоймі, мгО ₂ /дм ³		Якість води за ступенем їхньої чистоти (забрудненості)	Якість води за їхнім станом (стан водойми)	Діапазон толерантності риб (за вимогами до літнього періоду)
	Літній період	Зимовий період			
I	>9,0	>13,0	Дуже чисті	Відмінний	Толерантність висока: умови, що підтримують рясну популяцію риб. Дані концентрації показника та умови притаманні категорії лососевих, вони є найбільш вибагливі і при нижчих концентраціях їхній діапазон толерантності зменшується
II	8,9–8,0	12,9–11,0	Чисті	Добрий	Толерантність достатня: умови, що підтримують нерест риб (для менш вимогливих риб – підтримують рясну популяцію).
III	7,9–6,0	10,9–9,0	Помірно забруднені	Задовільний	Толерантність середня: умови, що підтримують нерест риб. Дані концентрації є оптимальними для риб родини Коропові, Щукові, Окуневі. Для них цей діапазон толерантності створює сприятливі умови для їхнього нересту та розмноження. Проте для родини Лососевих – цей діапазон не дозволяє нормальному нересту.
IV	5,9–4,0	8,9–4,0	Забруднені	Поганий	Толерантність низька: умови, що можуть посилити гіпоксію у риб, створити стресові умов (для менш вимогливих риб – підтримують нерест)
V	3,9–2,0	3,9–1,0	Брудні	Дуже поганий	Толерантність дуже низька: умови, що посилюють процеси гіпоксії, нерест риб унеможливується при цих умовах

ДОДАТОК М

Алгоритм проведення оцінки якісного та кількісного стану води Київського водосховища за інтегральними індикатором водного дефіциту (удосконалено під умови дослідження)

Показники		Умови виконання	Пояснення та зведена оцінка												
Визначення інтегрального індикатора якісного та кількісного стану водойми WSq (Water Scarcity including quality)															
Індикатор водного дефіциту води WSq (Water Scarcity including quality) . Індикатор дозволяє визначити дефіцит якісної води для різних видів водокористування та для самої водної екосистеми, враховуючи кількісну та якісну характеристику водойми.		$WSq = \frac{\sum_{j=1}^n (D_j + dq_{i,j})}{Q}$ D_j – загальне споживання води за сектором <i>j</i> (видом водокористування), визначається для кожного виду водокористування окремо (км³/рік). dq_{i,j} – додаткова кількість чистої води, яка необхідна для розбавлення забрудненої води до відповідної якості води для сектора <i>j</i> (виду водокористування) з урахуванням забруднювача <i>i</i> (км³/с), розрахункова величина Q – загальна кількість води у водному об'єкті (літературні та статистичні дані)													
Методика: методика розрахунку індикатора водного дефіциту розроблена європейськими вченими (van Vliet, M.T. et. al, 2017). van Vliet, M. T., Flörke, M., & Wada, Y. (2017). Quality matters for water scarcity. Nature Geoscience, 10(11), 800–802. URL: https://www.nature.com/articles/ngeo3047		1 етап <table> <tr> <th>Потреби / водокористування</th><th>Метод оцінки</th><th>q – показник якості води</th><th>Обґрунтування</th></tr> <tr> <td>1 Водна екосистема (загалом)</td><td>I_E</td><td>БСК₅, мгО₂/дм³</td><td>Індикатор органічного забруднення</td></tr> <tr> <td>2 Водойма рибогосподарського призначення</td><td>I_E+ЛОШ</td><td>Розчинений кисень, мгО₂/дм³</td><td>Забезпечує аеробні властивості риб</td></tr> </table>		Потреби / водокористування	Метод оцінки	q – показник якості води	Обґрунтування	1 Водна екосистема (загалом)	I _E	БСК ₅ , мгО ₂ /дм³	Індикатор органічного забруднення	2 Водойма рибогосподарського призначення	I _E +ЛОШ	Розчинений кисень, мгО ₂ /дм³	Забезпечує аеробні властивості риб
Потреби / водокористування	Метод оцінки	q – показник якості води	Обґрунтування												
1 Водна екосистема (загалом)	I _E	БСК ₅ , мгО ₂ /дм³	Індикатор органічного забруднення												
2 Водойма рибогосподарського призначення	I _E +ЛОШ	Розчинений кисень, мгО ₂ /дм³	Забезпечує аеробні властивості риб												
		Показник dq_{i,j} розраховується на основі стандарту певного показника якості води за формулою → C_i ≤ C_{max,i,j}													

$dq_{i,j} = \begin{cases} 0, & \text{якщо } C_i > C_{max\,i,j} \\ \left(\frac{Q * C_i}{C_{max\,i,j}} - Q \right), & \text{якщо } C_i < C_{max\,i,j} \end{cases}$ C_i – фактична концентрація i показника якості води для певного сектору (виду водокористування) (одиниця вимірювання залежить від розглянутого параметра якості води). $C_{max\,i,j}$ – максимальне (нормативне) значення i показника якості води для певного сектору (виду водокористування) (одиниця вимірювання залежить від розглянутого параметра якості води). Q – загальна кількість води у водному об’єкті (км³). Якщо концентрація i показника (забруднювача) не перевищує встановленим нормативним значенням, $dq_{i,j} = 0$. Якщо концентрація i показника (забруднювача) перевищує встановлені нормативні значення, розрахунок $dq_{i,j}$ проводимо за формулою вище. Якщо за умовами якості води вважається кращою якщо концентрація i показника перевищує нормативне значення, тоді проводимо розрахунок $dq_{i,j}$ як для умови – $C_i > C_{max\,i,j}$, використовуючи формулу вище. D_j – загальне споживання води за сектором j (видом водокористування), визначається для кожного виду водокористування окремо в км³/рік (літературні та статистичні дані) 3 етап: розраховуємо індикатор водного дефіциту $WSq = \frac{Q}{\sum_{j=1}^n (D_j + dq_{i,j})}$ Ранжування WSq: 0–0,2 – низький рівень дефіциту якісної води; 0,2–0,4 – середній рівень дефіциту; 0,4–0,6 – високий рівень дефіциту; більше 0,6 – дуже високий рівень дефіциту якісної води для певного виду водокористування.					Показує осолоднювання ґрунтів	
Показник епідемічної безпеки води						
2 та 3 етапи						
Потреби / водокористування		Величини для обрахунку			WSq,j	
		Q	Dj	Ci Cmax,i,j dq _{i,j}		
1	Водна екосистема (загалом)	3,7	1,20	24,10 1,6	52,0 14,39	
2	Водойма рибгосподарського призначення	3,7	1,20	3,27 5,0	1,28 0,67	
3	Вода для зрошення	3,7	0,19	340,67 400,0	0 0,05	
4	Вода для питних та культурно-побутових цілей	3,7	0,08	2767,0 5000	0 0,02	

ДОДАТОК Н

Порівняння значень нормативів якості води для рибогосподарського призначення

Показник	Одиниці вимір.	ЄС [31]: Директива 78/659/ЄС		Грузія [17]		Україна				Нормативи відповідно до Наказу Мін-агрополітики [26]	Стандарт 1990 р. [17]
		I – лососеві	II – карпові	I – лососеві	II – інші види	Лососеві	Осетрові (коропові)	Карпові (коропові)			
Гідрохімічні показники якості води											
Уміст катіонів:	кальцій (Ca ²⁺)	–	–	–	–	40,0	150,0	50,0–70,0	–	–	180,0
	магній (Mg ²⁺)	–	–	–	–	15,0	30,0	30,0	–	–	50,0
	натрій (Na ⁺)	–	–	120,0	–	20,0	200,0 (Na ⁺ + K ⁺)	50,0 (Na ⁺ + K ⁺)	–	–	120,0
	калій (K ⁺)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	50,0
Уміст аніонів:											
Гідрокарбонати (HCO ₃ ⁻)	мг/дм ³	–	–	–	–	150,0	400,0	300,0–400,0	–	–	–
	Хлориди (Cl ⁻)	–	–	300,0	300,0	50,0	150,0	50,0–70,0	–	–	300,0
	Сульфати (SO ₄ ²⁻)	–	–	100,0	100,0	40,0	200,0	50,0–70,0	–	–	100
Уміст біогенних речовин:											
Азот амонійний (NH ₄ ⁺)	мгN/дм ³	≤0,005	≤0,005	0,39	0,39	0,5	0,5	1,0	0,5–1,0	–	0,39
	Азот нітратний (NO ₃ ⁻)	–	–	–	–	1,0	≤2,0	≤2,0	–	–	9,1
	Азот нітритний (NO ₂ ⁻)	≤0,01	≤0,03	–	–	0,1	0,1	0,1	–	–	0,02
Фосфати (PO ₄ ³⁻)	мгP/дм ³	0,2	0,4	–	–	0,3	0,5	0,5	0,7	–	0,2

– відсутні значення показників

Показник	Одиниці вимір.	ЄС [31]: Директива 78/659/ЄС		Грузія [17]		Україна				Стандарт 1990 р. [17]
		I – лососеві	II – карпові	I – лососеві	II – інші види	СОУ 05.01–37–385:2006 [24]	карпові	осетрові	Нормативи відповідно до Наказу Мін–агрополітики [26]	
Показники кисневого балансу:										
БСК ₅	мгО ₂ /дм ³	≤3,0	≤6,0	3,0	6,0	2,0	3,0	3,0	3,0	2,0
Концентрація розчиненого кисню	мгО ₂ /дм ³	9,0	8,0	>6,0	>6,0 (>4,0 взимку)	7,0–8,0	>5,0	>6,0	–	>6,0
Гідроекотолігічні показники якості води										
Уміст важких металів:										
Мідь (Cu)	мкгCu/дм ³	<0,4	<0,04	1,0	1,0	–	–	–	–	1,0
Цинк (Zn)	мкгZn/дм ³	300,0	1000,0	10,0	10,0	–	–	–	–	10,0
Свинець (Pb)	мкгPb/дм ³	–	–	100,0	100,0	–	–	–	–	10,0
Кадмій (Cd)	мкгCd/дм ³	–	–	5,0	5,0	–	–	–	–	5,0

– відсутні значення показників

ДОДАТОК П

Евтрофікування Київського водосховища [183]

Природна евтрофікація		Антропогенна евтрофікація	
Причина: Затоплення або перенесення поживних речовин: сезони повені та паводки, які спричинили переміщення поживних речовин до водойми, та відкладення їх на дні водосховища, утворюючи осади.		Причина: Сільськогосподарський дренаж: с.г. практика передбачає використання добрив, багатих сполуками азоту та фосфору, які під час дощу змиваються з полів до води водосховища.	
Наявність проблеми:	Прогнозуємо що це відбувається на правій стороні водосховища, оскільки на цій території присутні обвали та осипи (від с. Сухолуччя до с. Старі Петрівці), наявні абразійно-зсувні та абразійно-обвальні процеси абразії (від меж с. Міжгір'я до с. Старі Петрівці) [22]. Під час досліджень спостерігали абразійні процеси.	Наявність проблеми:	Уздовж правого берега водосховища розміщені сільськогосподарські господарства (с. Нові Петрівці, с. Старі Петрівці, с. Лютіж, с. Демидів, с. Козаровичі, с. Димер, с. Глібівка), в яких ведеться локальна сільськогосподарська діяльність [4]. Відповідно не передбачено ніяких контролюючих заходів щодо використання добрив селянами.
Наслідки:	Сповільнення русла річки (швидкості течії) Накопичення біомаси на дні річки (зменшується глибина русла).	Наслідки:	Неконтрольоване надходження поживних речовин у воду водосховища.
Причина: Зміна клімату та температури: збільшення кількості нерівномірних опадів за останні 10 років, коливання температур (від дуже високих до низьких, або наявність безморозного періоду, як це було у 2021 році).		Причина: Міський дренаж: у містах та сільських населених пунктах утворюється значна кількість стічних вод, дощових стоків і промислових відходів, які багаті поживними речовинами та забруднювачами.	
Наявність проблеми:	Київське водосховище має транзитну (стокові види течій – правий берег водосховища) та нетранзитну зону течій (водні маси – лівий берег водосховища) [22]. За даними [7] з 2016 р. спостерігається підвищення температури повітря в середньому на +1,7 °C вище норми. Залежність від температури повітря прослідковується за показниками поживних речовин у воді. Зокрема, в період із високими	Наявність проблеми:	Уздовж правого берега водосховища 75% присадибних приватних ділянок не мають централізованого водовідведення [4]. Відповідно вивіз комунальних стічних вод з вигрібних ям не контролюється, наявність облаштованих вигрібних ям згідно з вимогами не контролюється. На правому березі знаходяться с.г. та промислові підприємства (ТОВ «Чіпси Люкс», ТОВ «Агромас»). Ліва сторона водосховища представлена зеленою лісосмугою та базами відпочинку [4]. Нажаль упродовж досліджень (2020–2023 рр.) ми не змогли отримати

	температурами повітря (влітку) процеси евтрофікації посилюються. Зберігається тенденція до збільшення інтенсивності опадів (грудень 2019 р випало півторамісячні норми опадів [7]) та появи нетипової посухи [95].		інформацію про наявність системи очистки стічних вод на підприємствах які безпосередньо скидають стічні води. Також вздовж лівої сторони спостерігали несанкціоновані сміттєзвалища, які розміщені були за 50–100 м від води.
Наслідки:	Відбулися зміни в моделях циркуляції води, що спричинили до зменшення швидкості течій, тим самим зумовивши процеси зарегульованості водосховища [7].	Наслідки:	У пробах води, які були відібрані біля підприємств та вздовж лівого берегу водосховища за 2021 – 2022 рр. спостерігали значне перевищення поживних речовин та наявність сміття у водоймі (пластику) [4]. Прогнозуємо, що така ситуація сприяла збільшенню біогенного навантаження у воді, оскільки в одній із точок відбору проб (с. Козаровичі, 2021 р.) спостерігався мор риби. В іншій точці (за 10 км від Київської ГЕС) у 2021 році спостерігали наявність замулення, появи незначної кількості ціанобактерій, проте восени 2023 року – наявність водоростей збільшилися у воді суттєво і ми бачили значні посилені процеси евтрофікації.
Причина: Військові дії: руйнування водної інфраструктури, що призводить до масових затоплень територій, виносу поживних речовин та різного роду забруднювачів до води; спричинює появу водного дефіциту для всіх видів народного господарства.			
		Наявність проблеми:	Варто зазначити, що з початку повномасштабного вторгнення росії прибережні зони водосховища, дамби, гідротехнічні споруди постійно зазнають впливу. Для захисту м. Києва, 25 лютого 2022 року був зруйнований шлюз, що захищав долину р. Ірпінь від затоплення. Відповідно, після руйнування відбулося значне затоплення с. Демидів і частково с. Козаровичі, у тому числі – затоплені меліоровані угіддя. Затоплені ділянки й досі знаходяться під водою, тобто ситуація з 2022 року до 2023 року включно не змінилася. На цих ділянках спостерігали вилов риби населенням [10].
		Наслідки:	Із полів відбувся змив великої кількості органічних, біогенних речовин, відходів

		різного характеру (покришки, пластикові пляшки, скло, тверді побутові відходи) [10]. Підтвердженням цього є наявність лабораторних досліджень, в яких порівняно із 2021 роком (до руйнування шлюзу) [9] уміст поживних речовин збільшився до 3 разів.
Загальні наслідки:		
Для водної біоти (екосистема):	• <i>Зміни</i> у видовому складі (трофічних зв'язках) водної біоти • <i>Загибель</i> риби внаслідок зменшення кількості розчиненого кисню у воді • <i>Зменшення</i> біорізноманіття за рахунок пригнічення їх росту за рахунок активного цвітіння водоростей	
Для галузей народного господарства (види водокористування)	• <i>Погіршення</i> естетичної цінності водойми. Зокрема надмірний ріст водоростей може призвести до помутніння та каламутності води, появи неприємного запаху і зміни кольору, що може зробити воду непридатною для рекреаційних заходів. • <i>Погіршення</i> якості води та її доступності. Вміст поживних речовин зумовлює біогенне забруднення водойми, що створює загрозу для використання даної води у галузях сільського господарства (рослинництво та тваринництво) та в рибній галузі.	
Для водної екосистеми та в сферах господарства	• <i>Токсичність води</i> – поява токсинів ціанобактерій (мікроцистини) є шкідливими для водної флори та фауни та становлять небезпеку для здоров'я людини у разі потрапляння в середину або через прямий контакт із забрудненою водою. Також токсичність води спричинює дефіцит води в усіх галузях господарства. • <i>Зниження</i> розчиненого кисню, що пригнічує розвиток та розмноження водної біоти, а також впливає на рибну галузь господарства. У міру зростання популяції водоростей товстий шар на поверхні води може блокувати сонячне світло, що заважає зануреним водним рослинам фотосинтезувати та виробляти кисень	

Строкаль В. П., Куровська А. В.

Інтегральне оцінювання екологічного стану води Київського водосховища

МОНОГРАФІЯ

Підписано до друку 24.10.24 Формат 70х100\16
Ум. друк. арк. 18,4 Наклад 100 прим. Зам. № 240632

Видавець і виготовлювач Національний університет біоресурсів
і природокористування України,
вул. Героїв Оборони, 15, м. Київ, 03041.
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 4097 від 17.06.2011