

УДК: 556.18:628.1(043.5)

*В. Л. Безсонний<sup>1</sup>, к.т.н., доцент, доц. каф. (ORCID 0000-0001-8089-7724)**Р. В. Пономаренко<sup>2</sup>, д.т.н., професор, нач. фак. (ORCID 0000-0002-6300-3108)**О. В. Третяков<sup>3</sup>, д.т.н., професор, проф. каф. (ORCID 0000-0002-0457-9553)**Є. В. Іванов<sup>2</sup>, к.т.н., викл. каф. (ORCID 0000-0001-6781-9238)**П. Ю. Бородич<sup>2</sup>, к.т.н., доцент, доц. каф. (ORCID 0000-0001-9933-8498)**Т. О. Луценко<sup>2</sup>, к.держ.упр., ст. викл. каф. (ORCID: 0000-0001-7373-4548)*<sup>1</sup>*Харківський національний університет міського господарства ім. О. М. Бекетова, Харків, Україна*<sup>2</sup>*Національний університет цивільного захисту України, Харків, Україна*<sup>3</sup>*Національний авіаційний університет, Київ, Україна*

## ІНТЕГРАЛЬНА ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ДНІПРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Обґрунтовано вибір пріоритетного показника якості поверхневої води для інтегральної оцінки екологічного стану Дніпровського водосховища. Використано процедуру отримання комбінаторного індексу забруднення води, проаналізовано багаторічну динаміку основних забруднювачів Дніпровського водосховища. Розрахунок значення комбінаторного індексу забрудненості води та відносна оцінка екологічного стану поверхневих вод проводилися у два етапи: спочатку за кожною окремою досліджуваною речовиною і показником екологічного стану поверхневих вод, потім розглядався одночасно весь комплекс забруднюючих речовин та виводилася результуюча оцінка. Це зроблено для мінімізації витрат та зусиль при проведенні моніторингу поверхневих вод у звичайних (неаварійних) умовах. В результаті досліджень встановлено, що якість води нижче за течією має більш високі значення комбінаторного індексу забрудненості води, що обумовлено значним антропогенним впливом на водний об'єкт. Встановлено кореляційний зв'язок між комплексним індексом забруднення води та показником біохімічного споживання кисню. Визначено пріоритетний показник для інтегральної оцінки екологічного стану водного об'єкту – БСК<sub>5</sub> через тісний зв'язок з величиною комплексного індексу забрудненості води. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає від 0,92 до 0,96. Зв'язок, що існує між величиною комбінаторного індексу забрудненості води і величиною біохімічного споживання кисню, робить показник біохімічного споживання кисню важливим для інтегральної оцінки забруднення вод різними органічними речовинами. Тому в якості пріоритетного показника для характеристики стану водотоку та проведення оперативного моніторингу, обрано показники кисневої характеристики. Ці дані є корисними та важливими, оскільки дозволять оптимальніше використовувати обмежені ресурси при здійсненні моніторингу поверхневих вод та покращити управління басейном річки.

**Ключові слова:** екологічна безпека поверхневих вод, інтегральний показник якості води, комплексний індекс якості води

### 1. Вступ

В останні роки спостерігається загострення проблем у сфері екологічної безпеки поверхневих вод, що спричинено незадовільним станом водних ресурсів. Серед причин цього слід відмітити відсутність дієвих механізмів управління водними ресурсами, контролю та відповідальності. Ця ситуація обумовлена історичним розвитком та розташуванням об'єктів промисловості.

Основні забруднювачі поверхневих джерел питного водопостачання знаходяться на одній території (області), а підготовка до виробництва питної води та її споживання здійснюються на іншій території. Дніпро є найбільшою річкою на найважливішим джерелом прісної води України. Басейн річки займає більше половини території України і в значній своїй представляє собою урбанізований регіон з високим рівнем розвитку промисловості та сільського господарства. Структура водокористування, що склалася у басейні р. Дніпро, представлена усіма ви-

дами водокористування, в тому числі з великим обсягом споживання води та екологічно небезпечними виробництвами. Інтегральна оцінка екологічного стану поверхневих вод – це комплексна процедура, яка включає в себе ряд хімічних аналізів води. В Україні визначено дев'ять річкових басейнів, а моніторинг якості води здійснюється за одинадцятьма хімічними показниками. Площа річкових басейнів досить значна і коливається від десятків тисяч до сотень тисяч квадратних кілометрів [1]. На якість поверхневих вод впливає діяльність людини. Діяльність промислових підприємств, гірничодобувної промисловості та інших завжди певною мірою впливає на навколишнє середовище.

Таким чином, якісний і кількісний аналіз поверхневих вод безпосередньо залежить від антропогенних впливів. Наприклад, якщо в районі басейну річки є діюче родовище важких металів, то такі важкі метали повинні бути включені в список контрольованих хімічних показників [2]. Якщо об'єкт хімічної промисловості розташований в районі басейну річки, то також повинні бути включені конкретні хімічні речовини, що вироблені цим об'єктом. З огляду на нерівномірний розподіл промислових підприємств територіями річкових басейнів України, моніторинг якості поверхневих вод за одинадцятьма показниками не дозволяє оцінити реальний стан води.

Аналізуючи вищесказане, доцільно підібрати необхідні хімічні показники для моніторингу якості поверхневих вод відповідно до попереднього аналізу антропогенного впливу, спричиненого на басейн конкретної річки. Таким чином, список контрольованих хімічних показників для води бажано складати індивідуально, в залежності від виду антропогенної діяльності [3,4]. Процес моніторингу якості поверхневих вод, включаючи систематичне виконання хімічних аналізів води, завжди пов'язаний із фінансовими витратами. Якщо на території басейну річки є різні промислові підприємства, то необхідність збільшення кількості контрольованих хімічних показників очевидна. У свою чергу, це призводить до збільшення витрат на моніторинг.

Однак, якщо не буде антропогенного впливу на басейн річки, то кількість контрольованих хімічних показників якості води можна зменшити. Це дозволить знизити витрати на моніторинг якості води такої річки або цілого басейну. Важливо, що при такому підході зниження витрат на моніторинг такого річкового басейну дозволить збільшити витрати на моніторинг басейну річки з високим антропогенним впливом. Існують різні індекси, що використовуються для оцінки та моніторингу якості води у водних об'єктах [5, 6].

Однією з перших систем, розроблених Хортоном [7], було створення загальних показників, що дозволяють систематизувати різні параметри якості води. Потім ця методологія була вдосконалена Національним фондом санітарії США, що призвело до появи відомого індексу якості води [8]. Це такий індекс, який показує рівень кумулятивного впливу обраних параметрів на загальну якість води як єдине числове значення [9, 10]. Ця концепція широко використовується для оцінки якості води в усьому світі [11, 12].

У багатьох країнах впроваджена система моніторингу та оцінки якості поверхневих вод, окремих ділянок водних об'єктів точки зору їх хімічних, біологічних і поживних компонентів. Загальні індекси використовуються як комплексні інструменти оцінки, які допомагають оцінити якість води на ранній стадії та надати дані та інформацію для прийняття управлінських рішень. Оцінка показників якості води дає можливість встановити відповідність або невідповідність води певно-

го водного об'єкту нормативно встановленим вимогам. Індекс має перевагу перед іншими методами, оскільки визначає загальну якість води без інтерпретації окремих факторів [13]. Використання методу, який об'єднує вхідні параметри в єдиний отриманий індекс, має як переваги, так і обмеження. Перевага полягає в тому, що інтерпретація вхідних змінних зводиться до єдиного числа, що полегшує розуміння ситуації. Обмеження методу обумовлено неможливістю оцінки окремих факторів, а також взаємозалежності між ними [14].

Крім того, при численних факторах і даних розрахунок індексу може бути складним і зайняти багато часу. Тому різні математичні моделі заслуговують розгляду в якості альтернативних інструментів для оцінки якості води [15].

У зв'язку з цим, інтегральна оцінка якості природних водних об'єктів за допомогою комплексних індексів є важливою та актуальною проблемою.

## 2. Аналіз літературних даних і постановка проблеми

Проблемі екологічного стану річки Дніпро присвячено ряд досліджень, зокрема, У статті [16] проведено розрахунок блокових індексів та надано екологічну оцінку якості води Запорізького водосховища згідно з «Методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Встановлено, що оцінка якості води за деякими критеріями забруднення компонентами сольового складу свідчить про те, що на більшості досліджуваних точок ситуація у водному об'єкті «добра», але у дослідженні не розглядається комплексний підхід до оцінки екологічного стану. У роботі [17] запропоновано концептуальну модель екологічно-раціональної експлуатації території транскордонного басейну, обґрунтована ієрархічна модель організації геоінформаційно-аналітичної системи моніторингу та управління басейновим природокористуванням, але вона в недостатній мірі розглядає інтегральні показники якості води як складові управління басейном.

Авторами [18] виконана оцінка екологічного стану вод за методикою розрахунку комплексних показників екологічного стану для пониззя річки Дніпро відповідно до рибогосподарських нормативів за період спостережень 2013–2016 років. Проведений аналіз здатності водної екосистеми пониззя Дніпра до саморегуляції і самовідновлення (екологічна надійність) в часі та просторі (за довжиною річки), але не взято до уваги значення кисневих показників, як індикаторів екологічної безпеки водойми.

У роботі [19] на підставі проведених розрахунків розроблено математичні моделі впливу на формування інтегральних показників стану водойм важких металів. Встановлено умови міграції та концентрування сполук важких металів, складено рівняння розрахунку концентрації рухомих форм сполук важких металів, але не встановлено, які саме сполуки є визначальними у формуванні інтегральних показників. Інтегральні оцінки екологічного стану водного середовища можуть базуватися на абсолютних вимірах системи моніторингу, показниках ступеня зміни в просторі та часі якісного стану водних об'єктів, визначенні ступеня впливу на реципієнтів, впливу та антропогенного навантаження на водне середовище, критеріальних показниках стану водної екосистеми.

Водним об'єктам призначається клас чи категорія якості відповідно до величин кратності перевищення фактичного рівня концентрацій речовин їхніх гранично-допустимих концентрацій (ГДК) чи екологічних нормативів, відношенням фактичного рівня до фонового, середнього або абсолютною різницею між цими рівнями [20], але не розглядається питома вага кожної із забруднюючих речовин у

формуванні показника стану водної екосистеми.

Відомі два основних підходи до інтегральної оцінки якості навколишнього середовища, у тому числі водних об'єктів: гігієнічний та екологічний. Принципова відмінність підходів полягає в тому, що метою гігієнічної регламентації є захист здоров'я населення, а мета екологічного нормування – збереження середовища життя з умовою дотримання стійкості природних екосистем. Ця принципова відмінність унеможливує застосування методології гігієнічної регламентації в екологічному нормуванні. Як екологічне, так, і санітарно-гігієнічне нормування, базуються на знанні ефектів, що спричиняють різноманітні впливи на живі організми. Однак, науково-обґрунтований гігієнічний норматив може застосовуватися повсюдно, тому що адаптаційні можливості окремих індивідуумів можуть бути різні в залежності від соціально-економічних і інших факторів, але в цілому захисні властивості організму людини практично однакові. У дослідженні [21] автори наголошують, що екосистеми мають унікальні властивості, з абіотичними і біотичними характеристиками, різною стійкістю до антропогенного навантаження, тому екологічні нормативи повинні розроблятися територіально диференційовано, але не розглядаються особливості застосування екологічних оцінок при реалізації комплексного підходу до управління водними ресурсами.

На теперішній час в Україні та в інших країнах світу розроблена досить велика кількість критеріїв інтегральної оцінки екологічного стану водних об'єктів. Деякі класифікації базуються на оцінці бактеріологічних та фізико-хімічних показників, в основу інших покладена гідробіологічна оцінка забрудненості вод. Кожен із критеріїв дає змогу отримувати важливу інформацію, а при їх застосуванні разом – оцінювати водне середовище з екологічних позицій.

Інтегральна оцінка показників екологічної безпеки поверхневих вод за хімічними показниками вважається досить трудомістким завданням, оскільки воно базується на порівнянні середніх концентрацій, які спостерігаються в пунктах контролю якості вод, з встановленими нормами гранично допустимих концентрацій (ГДК) для кожної речовини.

Більшість із запропонованих сьогодні інтегральних показників отримано шляхом об'єднання та узагальнення численних комплексних показників у один інтегруючий, який дає змогу характеризувати різні становища водних об'єктів. Нині існує ряд спроб характеризувати ступінь забрудненості води за допомогою одного узагальненого показника (індексу забрудненості  $I_z$ ), який дорівнює середньому арифметичному відношенню [22], для речовин зі значенням  $C_i/\text{ГДК}_i > 1$ :

$$I_z = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{\text{ГДК}_i}, \quad (1)$$

де  $C_i$  – фактична концентрація  $i$ -го хімічного показника,  $\text{мг}/\text{м}^3$ ;  $\text{ГДК}_i$  – гранично допустима концентрація  $i$ -го хімічного компонента,  $\text{мг}/\text{м}^3$ ;  $n$  – кількість речовин.

Головна небезпека полягає у прояві синергізму, коли присутність однієї речовини посилює токсичність іншої або коли дві токсичні речовини створюють сполуку, токсичність якої значно вища, ніж початкові (наприклад, сполуки іонів важких металів і деяких органічних кислот).

У [22] пропонується визначати комплексний екологічний індекс стану річкових екосистем  $I$  в залежності від значення різних параметрів:

$$I = \sum_{i=1}^n \frac{C_{i_{\text{факт}}} / C_{i_{\text{норм}}}}{n}, \quad (2)$$

де  $C_{i_{\text{факт}}}$  – фактична концентрація  $i$ -го гідрохімічного або трофосапробіологічного фактора, мг/м<sup>3</sup>;  $C_{i_{\text{норм}}}$  – нормативна концентрація  $i$ -го гідрохімічного фактора, мг/м<sup>3</sup>.

Крім того, оцінку якісного стану природних вод проводять за комплексними показниками: індексом забрудненості вод (ІЗВ) [23] та коефіцієнтом забрудненості (КЗ) [24]. Порівняння цих двох комплексних показників щодо ризику створів показало перевагу КЗ. Для використання в системі Мінекоресурсів затверджено методику розрахунку КЗ природних вод. КЗ – є узагальненим показником, що характеризує рівень забрудненості сукупно по низці показників якості вод, які багаторазово виміряні у кількох пунктах (створах) спостережень водних об'єктів. Крім того використовується екологічна оцінка якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Вона дозволяє провести порівняльну оцінку екологічного стану поверхневих вод різних водних об'єктів (незалежно від вмісту різних забруднюючих речовин), виявити тенденцію її якості за роками, спростити і значно поліпшити форму представлення інформації, в тому числі у вигляді мап.

Проблема вибору показників, що використовуються для оцінки екологічного стану поверхневих вод, докладно освітлена в [25]. Те, що пропонується по цій проблемі, автори ділять на три групи:

- використання всіх показників, для яких встановлені ГДК;
- застосування невеликого числа нормованих показників;
- облік деяких нормованих показників, а також сполук, які характеризують процеси, що впливають на якість води.

Реалізація показників першої групи була б кращим варіантом, але практично не здійсненна. Пропозиції другої групи знайшли відбиття в дослідженнях та нормативних документах. У цілому коло обов'язкових показників обмежується в межах від десяти до двадцяти п'яти. Показники третьої групи базуються не тільки на необхідності оцінки, але й на необхідності прогнозування зміни екологічного стану поверхневих вод. При цьому до уваги приймаються такі показники, зміна концентрації яких у силу фізичних, хімічних і біологічних причин автоматично впливає на значення інших показників.

Комбінаторний індекс забрудненості води, що обраховується згідно з [26], та рекомендований в даний час до використання [27], що дозволяє отримати інтегральну оцінку екологічного стану поверхневих вод, ґрунтуючись на кратності перевищень ГДК окремих речовин, буде розглянуто нижче більш докладно.

Практика та регулярна діяльність, пов'язані з моніторингом поверхневих вод, вказує на необхідність мінімізації ресурсів для отримання інтегральної оцінки екологічної безпеки водного об'єкту. Тому виникає необхідність вибору одного-двох показників, які б давали інтегральну оцінку екологічного стану водного об'єкту в цілому, без необхідності проведення численних аналізів.

Таким чином, невирішеною частиною проблеми при інтегральній оцінці екологічного стану поверхневих вод є визначення пріоритетних показників, що характеризують екологічний стан.

### 3. Мета і завдання дослідження

Метою роботи є інтегральна оцінка екологічного стану ділянки водного об'єкту на прикладі Дніпровського водосховища.

Для досягнення поставленої мети необхідно вирішити наступні завдання:

- 1) провести інтегральну оцінку екологічного стану водного об'єкту;
- 2) визначити пріоритетний показник для інтегральної оцінки екологічного стану водного об'єкту.

### 4. Матеріали і методи досліджень

Основними джерелами забруднення Дніпровського водосховища є: скиди стічних вод у річку без належної обробки; самовільне скидання стічних вод; недотримання режиму в прибережних смугах і водоохоронних зонах; ерозія узбережжя. Отже, антропогенний фактор має найбільший вплив на функціонування річкової екосистеми, порушуючи природний стан водотоку та впроваджуючи незвичайні компоненти, що погіршують якість води в річці Дніпро та Дніпровському водосховищі. Надходження забруднюючих речовин стічними водами в Дніпро ускладнює процес очищення води і вимагає збільшення на неї енергетичних витрат. У зв'язку з цим важливим є встановлення причин, джерел і масштабів забруднення поверхневих вод в цій річці та її притоках, оскільки навіть скиди води, обробленої за стандартною схемою, в невеликі річки супроводжуються різким погіршенням якості води, що створює загрозу для здоров'я населення. Моніторинг екологічного стану поверхневих вод, що є джерелом питного водопостачання, є важливим завданням в природоохоронній діяльності.

Для цього дослідження використовувалися відкриті дані Державного агентства водних ресурсів України, яке проводить систематичний моніторинг якості поверхневих вод, за період 2003–2020 рр.

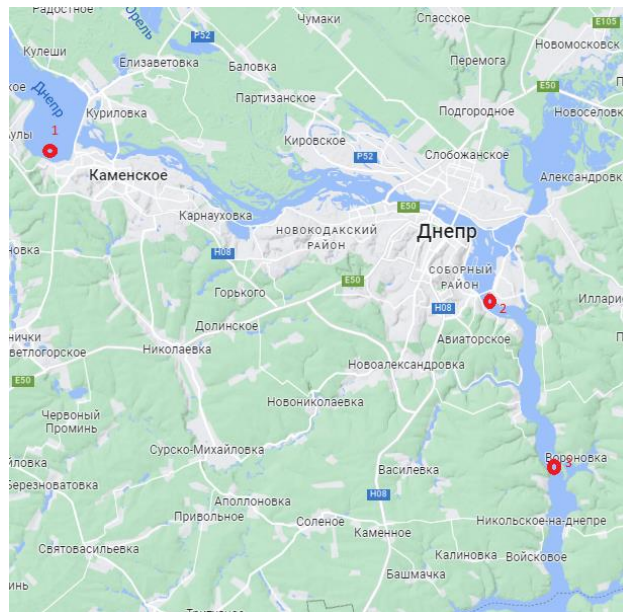


Рис. 1. Пости спостереження

Для достовірної оцінки антропогенного впливу використано дані з трьох постів спостереження, розташованих по Дніпровському водосховищу (рис. 1): до агломерації міст Кам'янське–Дніпро, на виході з м. Дніпро та наступний за цим: пункт спостережень біля с. Воронове.

## 5. Проведення інтегральної оцінки екологічного стану водного об'єкту

Задля виявлення реального впливу великих промислових центрів на якість води Дніпровського водосховища досліджувалася різниця вмісту забруднюючих компонентів у воді нижче і вище розташування промислових центрів (рис. 2–4).

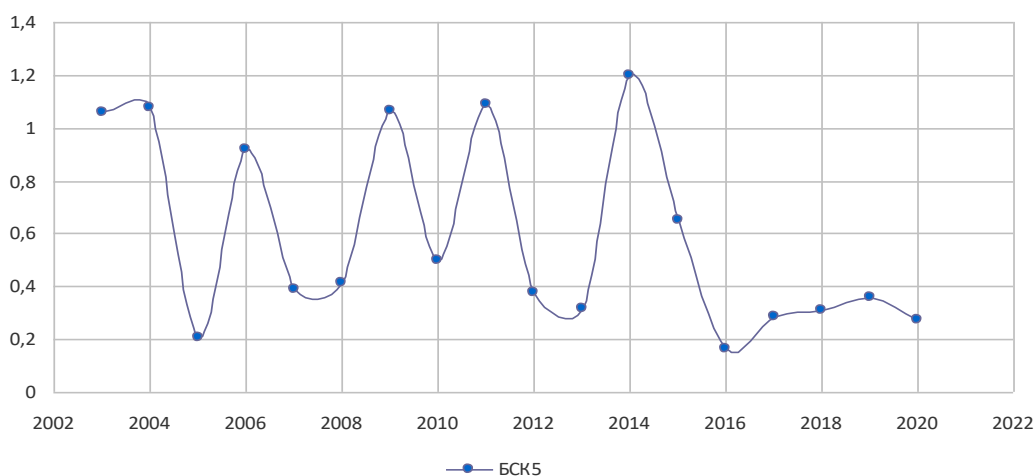


Рис. 2. Багаторічна динаміка різниці за постами спостережень БСК<sub>5</sub>

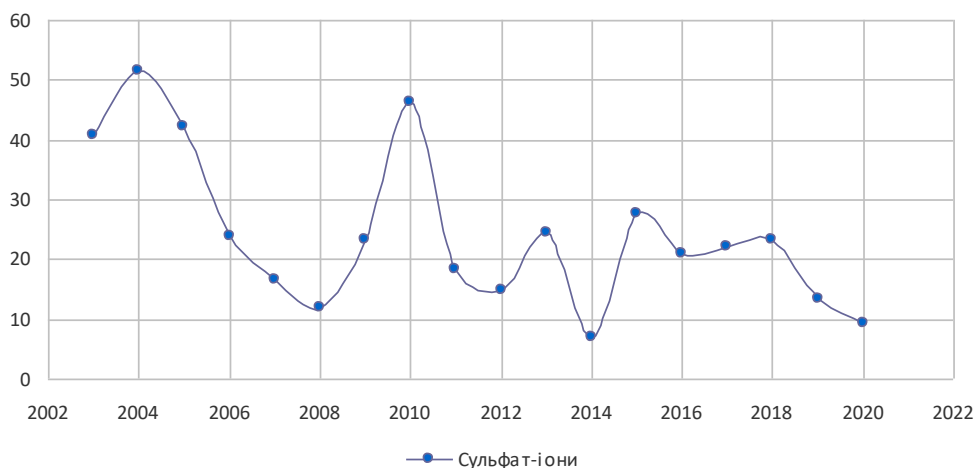


Рис. 3. Багаторічна динаміка різниці за постами спостережень сульфат - іонів

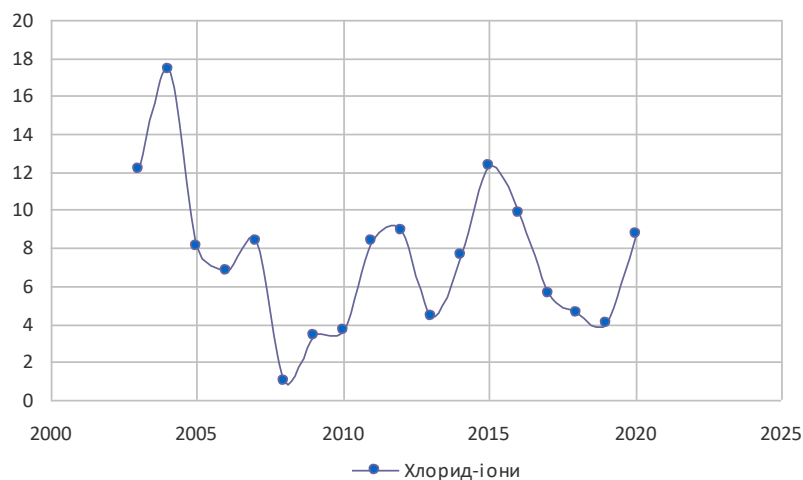


Рис. 4. Багаторічна динаміка різниці за постами спостережень хлорид - іонів

Як видно з наведених графіків, спостерігається позитивна різниця значень основних забруднюючих воду речовин. Також слід відзначити і практично щорічну позитивну динаміку зростання цих показників на досліджуваній ділянці (рис. 5–8).

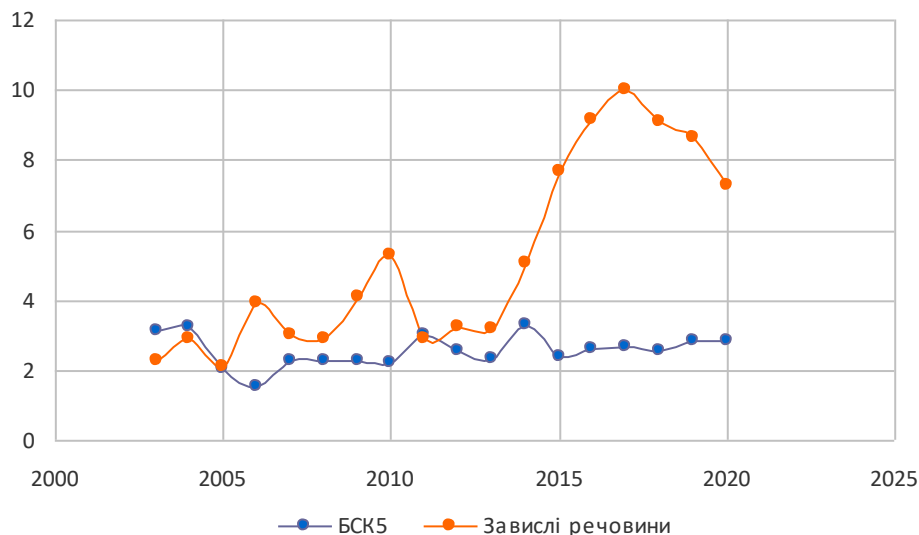


Рис. 5. Багаторічна динаміка БСК<sub>5</sub> та завислих речовин

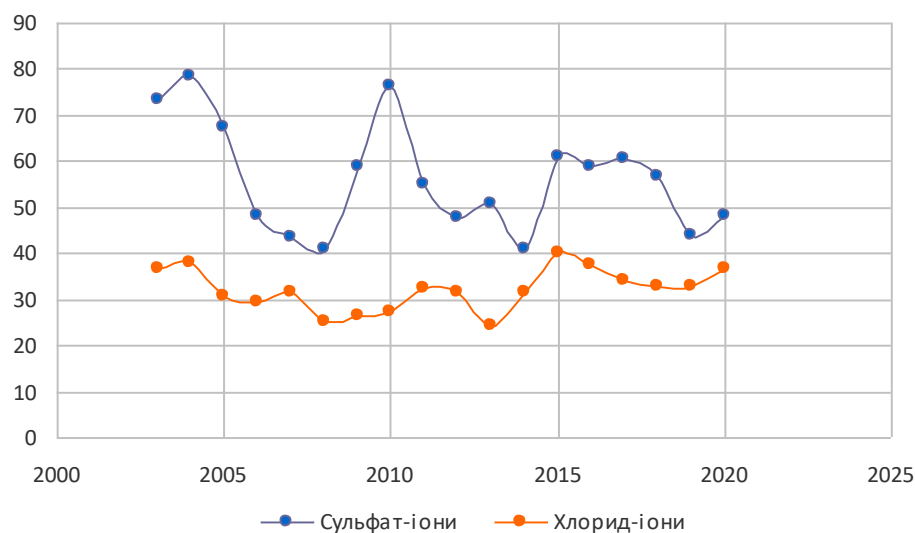


Рис. 6. Багаторічна динаміка сульфат- та хлорид- іонів

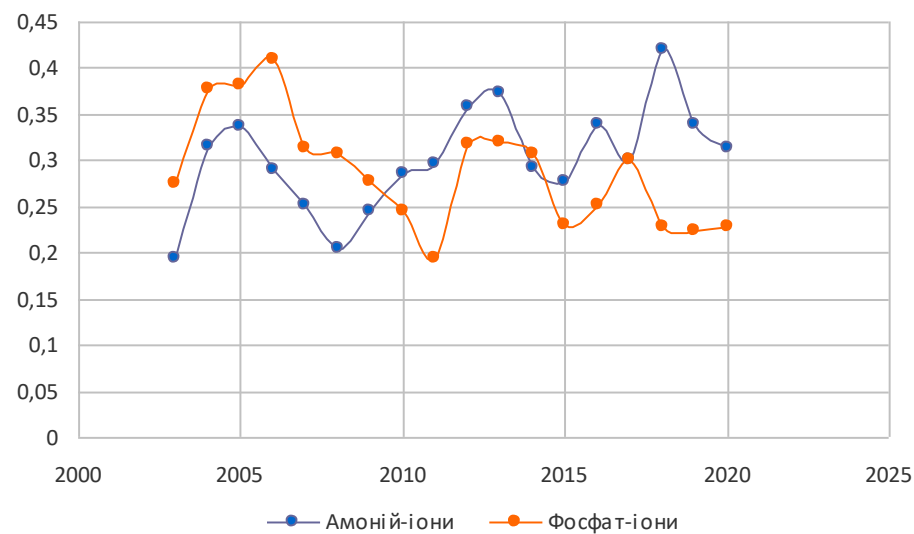


Рис. 7. Багаторічна динаміка амоній - та фосфат - іонів



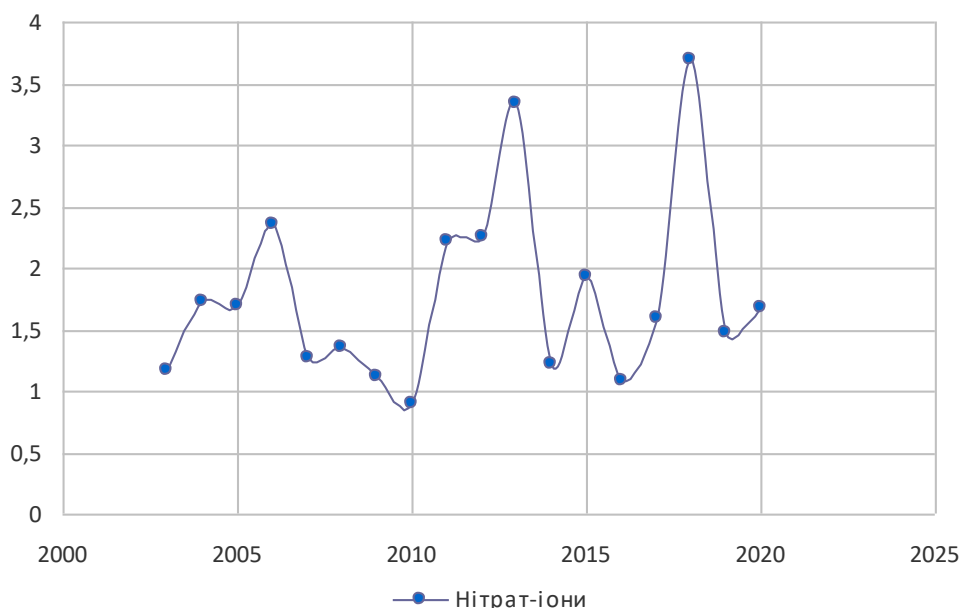


Рис. 8. Багаторічна динаміка нітрат- іонів

Методи інтегральної оцінки забруднення поверхневих вод, що існують на сьогодні, принципово розділяються на дві групи: до першої відносять методи, що дозволяють оцінювати якість води за сукупністю гідрохімічних, гідрофізичних, гідробіологічних, мікробіологічних показників; до другої – методи, пов'язані з розрахунком комплексних індексів забрудненості води. До найбільш поширених відноситься комбінаторний індекс забрудненості води, що обраховується згідно з [26], та рекомендований в даний час до використання [27], який дозволяє отримати інтегральну оцінку екологічного стану поверхневих вод, ґрунтуючись на кратності перевищень ГДК окремих речовин. За допомогою комбінаторного індексу забрудненості води оцінюється ступінь її забрудненості за комплексом забруднюючих речовин. Індекс може бути розрахований для будь-якого створу або пункту спостереження за станом поверхневих вод, для ділянки або для водного об'єкту в цілому. Інформативність та репрезентативність індексу при наявності достатнього обсягу інформації висока.

До початку розрахунків устанавлюється період узагальнення інформації, що залежить від цілей оцінки та достатності обсягу вихідних даних. Комбінаторний індекс забрудненості води може бути розрахований для будь-якого періоду часу: доби, декади, місяця, кварталу, півріччя, року, багаторічного періоду за наявності достатнього числа проб. Розрахунок значення комбінаторного індексу забрудненості води (КІЗВ) та відносна оцінка екологічного стану поверхневих вод проводилися у два етапи: спочатку за кожною окремою досліджуваною речовиною і показником екологічного стану поверхневих вод, потім розглядався одночасно весь комплекс забруднюючих речовин та виводилася результуюча оцінка.

За кожною речовиною за розрахунковий період часу для обраного об'єкту дослідження визначено наступні характеристики:

1) повторюваність випадків забрудненості  $\alpha_{ij}$ , тобто частота виявлення концентрацій, що перевищують ГДК [26]:

$$\alpha_{ij} = \frac{n'_{ij}}{n_{ij}} \cdot 100\%, \quad (1)$$

де  $n_{ij}$  – кількість результатів хімічного аналізу за  $i$ -ю речовиною в  $j$ -му створі за період часу, що розглядається, в яких їх вміст чи значення перевищують відповідні ГДК;  $n_{ij}$  – загальна кількість результатів хімічного аналізу за період часу, що розглядається, за  $i$ -ю речовиною в  $j$ -му створі.

За значеннями повторюваності визначають характер забруднення води за стійкістю забруднення у відповідності з табл. 1.

**Табл. 1. Класифікація води водних об'єктів за значеннями повторюваності випадків забрудненості**

Повторюваність, %	Характеристика забрудненості води	Частинний оціночний бал за повторюваністю, $S_{aij}$	Доля частинного оціночного балу, що приходить на 1 % повторюваності
[1*; 10)	Одиничне	[1; 2)	0,11
[10; 30)	Нестійке	[2; 3)	0,05
[30; 50)	Характерне	[3; 4)	0,05
[50; 100)	Стійке	4	–

Примітка. При значеннях повторюваності менше одиниці приймаємо  $S_{aij} = 0$ . Інтервали позначені наступним чином: число справа – початок інтервалу; число зліва – кінець інтервалу; кругла скобка показує, що число, яке стоїть при ній в інтервал не входить; квадратна скобка – значення входить.

2) середнє значення кратності перевищення ГДК  $\bar{\beta}'_{ij}$ , розраховане тільки за результатами аналізу проб, де таке перевищення спостерігається. Результати аналізу проб, у яких концентрація забруднюючої речовини була нижчою за ГДК, до розрахунку не включалися. Розрахунок здійснювався за формулою:

$$\bar{\beta}'_{ij} = \frac{\sum_{f=1}^{n'_{ij}} \beta_{ijf}}{n'_{ij}}, \quad (2)$$

де  $\beta_{ijf} = C_{ijf}/ГДК_i$  – кратність перевищення ГДК за  $i$ -ю речовиною в  $f$ -му результаті хімічного аналізу для  $j$ -го створу;  $C_{ijf}$  – концентрація  $i$ -ї речовини в  $f$ -му результаті хімічного аналізу для  $j$ -го створу, мг/дм<sup>3</sup>.

Визначення кратності порушення нормативу для розчиненого у воді кисню здійснювалося за формулою:

$$\beta_{O_2,fi} = \frac{ГДК_{O_2}}{C_{O_2,fi}}, \quad (3)$$

За значеннями кратності перевищення ГДК визначають рівень забрудненості води відповідно до табл. 1.

За значеннями середньої кратності перевищення ГДК  $\bar{\beta}'_{ij}$  та даними табл. 2 розраховувався частинний оціночний бал за кратністю перевищення  $S_{\beta'ij}$ . Визначення балів проводилося з використанням лінійної інтерполяції.

Для розчиненого у воді кисню використовуються наступні умовні градації кратності рівня забрудненості: (1; 1,5] – низький; (1,5; 2] – середній; (2; 3] – високий; (3; ∞] – екстремально високий. Якщо концентрація розчиненого у воді кисню у пробі дорівнює 0, для розрахунку умовно приймаємо її рівною 0,01 мг/дм<sup>3</sup>.

Табл. 2. Класифікація води водних об'єктів за кратністю перевищення ГДК

Кратність перевищення ГДК	Характеристика рівня забрудненості	Частинний оціночний бал за кратністю перевищення ГДК, $S_{\beta ij}$	Доля частинного оціночного балу, що приходить на одиницю кратності перевищення ГДК
(1; 2)	Низький	[1; 2)	1,00
[2; 10)	Середній	[2; 3)	0,125
[10; 50)	Високий	[3; 4)	0,025
[50; $\infty$ ]	Екстремально високий	4	–

Примітка. Інтервали позначені наступним чином: число справа – початок інтервалу; число зліва – кінець інтервалу; кругла скобка показує, що число, яке стоїть при ній в інтервал не входить; квадратна скобка – значення входить.

3) узагальнений оціночний бал  $S_{ij}$  за кожною речовиною розраховувався як добуток частинних оціночних балів за повторюваністю випадків забруднення та середньої кратності перевищення ГДК:

$$S_{ij} = S_{aij} \cdot S_{\beta ij}, \quad (4)$$

де  $S_{aij}$  – частинний оціночний бал за повторюваністю випадків забруднення  $i$ -ї речовиною в  $j$ -му створі за період часу, що розглядається;  $S_{\beta ij}$  – частинний оціночний бал за кратністю перевищення ГДК  $i$ -ю речовиною в  $j$ -му створі за період часу, що розглядається. Узагальнений оціночний бал дає можливість врахувати одночасно значення досліджуваних концентрацій та частоту виявлення випадків перевищення ГДК за кожною речовиною. Значення узагальненого оціночного балу за кожною речовиною окремо може коливатися для різних вод від 1 до 16. Більшому його значенню відповідає більш високий ступінь забруднення води. Далі визначається комбінаторний індекс забрудненості води за наступною формулою:

$$S_j = \sum_{i=1}^{N_j} S_{ij} \cdot w_i, \quad (5)$$

де  $S_j$  – комбінаторний індекс забрудненості води в  $j$ -му створі;  $N_j$  – кількість речовин, що враховуються в оцінці,  $w_i$  – вагові коефіцієнти, що враховують значимість  $i$ -ї речовини, в даному розрахунку  $w_i = 1/N$ .

Результати дослідження сезонної динаміки КІЗВ представлені на рис. 9.

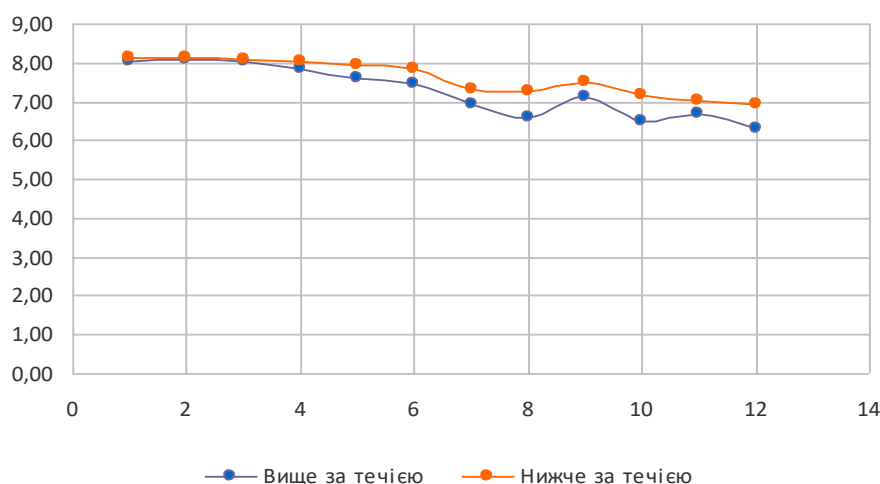


Рис. 9. Сезонна середньорічна динаміка КІЗВ вище та нижче за течією

Дослідження сезонної динаміки КІЗВ показує різницю між значеннями показника вище та нижче за течією, окрім періоду зимової межени.

## **6. Визначення пріоритетного показника для інтегральної оцінки екологічного стану водного об'єкту**

Встановимо наявність взаємозв'язку між КІЗВ та БПК.

Оптимальні умови розвитку більшості мікроорганізмів, рослин і тварин залежать не тільки від наявності їжі, але й від комбінації абіотичних факторів водного середовища: температури, рН-середовища, солоності, мутності води, освітленості, аеробних умов.

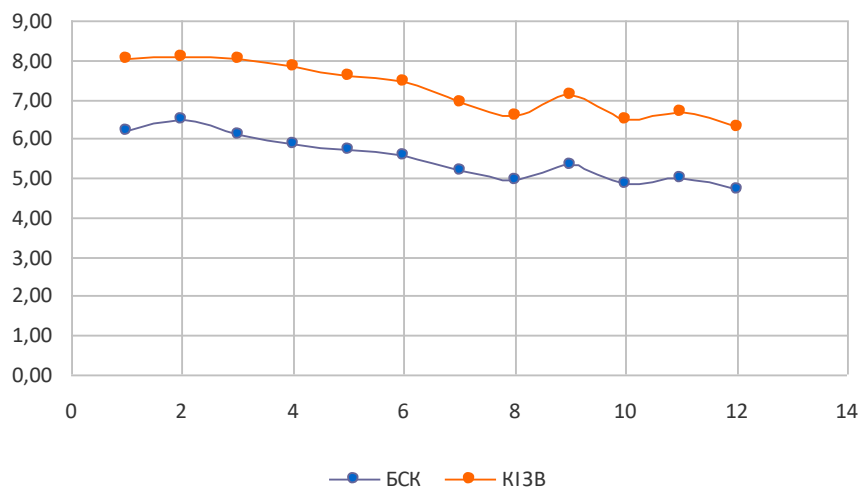
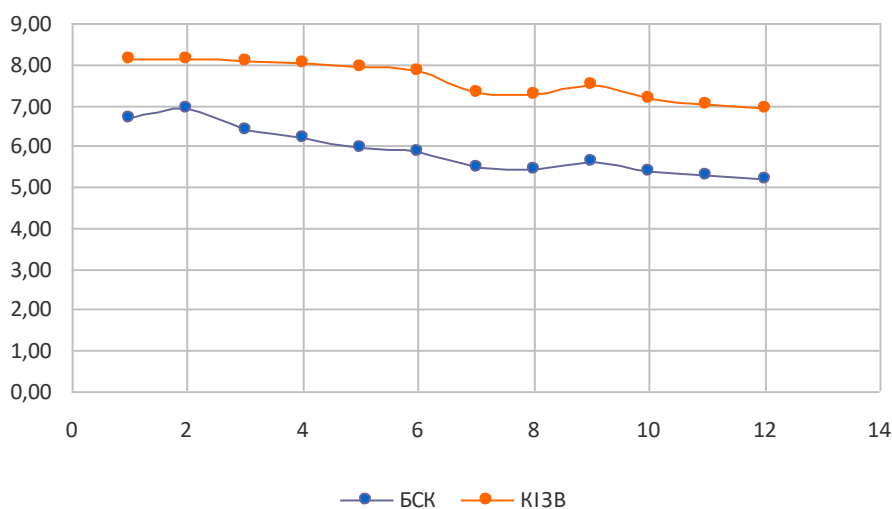
У значній мірі життєдіяльність водних організмів визначається вмістом розчиненого кисню у воді. Наприклад, мінімальний зміст РК, що забезпечує нормальний розвиток риби, становить близько 5 мг/дм<sup>3</sup>. Зниження його до 2 мг/дм<sup>3</sup> викликає масову загибель риби. Несприятливо позначається на їх стані і перенасичення (вище 120 %) води киснем. Слід зазначити, що при оцінці екологічного благополуччя водного середовища відносний вміст кисню рідко береться до уваги. Однак перенасичення води киснем виникає, як правило, при концентраціях, далеких від критичних, наприклад, 11 мг/дм<sup>3</sup> при температурі води 15 °С або 10 мг/дм<sup>3</sup> при температурі води 22 °С.

Концентрація кисню у воді залежить від її фізичних характеристик (температури й солоності), а також від біохімічних факторів (фотосинтезу й споживання кисню при аеробному окисненні органічних речовин). Інтенсивність фотосинтезу залежить від освітленості і температури, а окиснення – від кількості органіки, мікроорганізмів і, знову ж, від температури. Крім розглянутих механізмів, зміна концентрації кисню у воді може відбуватися під впливом гідродинамічних факторів – переносу (адвекції) течіями, вертикального хвильового перемішування та ін.

Надходження кисню у водний об'єкт обмежується його розчинністю у воді. При певній температурі води і тиску в воді може розчинитися строго певна кількість кисню. Концентрація РК у воді залежить також від споживання його при окисненні органічної речовини, тобто від біохімічних факторів. В аеробному середовищі біохімічне окиснення органічних речовин відбувається під впливом бактерій за схемою: органічні речовини + кисень → вода + діоксид вуглецю + інші речовини. Розкладання органічної речовини можна вважати еквівалентним реакції окиснення, що приводить до зниження РК у воді та до порушення екологічної рівноваги. Критерієм, що характеризує сумарний вміст у воді органічних речовин, є показник біохімічного споживання кисню, що виражає кількість кисню (мг), необхідну для біохімічного окиснення органічних речовин, що втримуються у воді, за певний проміжок часу. Нормованим показником є БСК<sub>5</sub> – кількість кисню, витрачена за п'ять діб в процесі біохімічного окиснення органічних речовин, що містяться в аналізованій воді. Розраховують БСК<sub>5</sub> (мг О/л) як різницю у вмісті кисню в момент взяття проби та через 5 діб.

Тому є всі підстави обрати показники кисню у водотоці, а саме БСК<sub>5</sub> та пов'язаний з ним показник розчиненого кисню як індикаторні (сигнальні) показники екологічного стану поверхневих вод.

Для підтвердження цього допущення перевіримо наявність кореляційного зв'язку між показниками КІЗВ та БСК<sub>5</sub>. Проведемо порівняння за двома пунктами спостережень, нижче та вище за течією (рис. 10, 11).

Рис. 10. Сезонна динаміка середньорічних показників БСК<sub>5</sub> та КІЗВ вище за течієюРис. 11. Сезонна динаміка середньорічних показників БСК<sub>5</sub> та КІЗВ нижче за течією

На графіках (рис. 10) зображено сезонну динаміку середньорічних показників БСК<sub>5</sub> та КІЗВ вище за течією. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає 0,96. На графіках (рис. 11) зображено сезонну динаміку середньорічних показників БСК<sub>5</sub> та КІЗВ нижче за течією. Коефіцієнт кореляції між вказаними значеннями складає 0,92.

## 7. Обговорення результатів інтегральної оцінки екологічного стану Дніпровського водосховища

Результати, що були отримані в роботі, пояснюються географічним розташуванням об'єкту дослідження – Дніпровське водосховище розташоване в середній течії р. Дніпро в оточенні потужної промислової агломерації, що спричиняє формування екологічного стану поверхневої води. Дослідження щорічної сезонної динаміки різниці значень КІЗВ нижче та вище за течією показує, що спостерігається постійна позитивна різниця значень, окрім окремих випадків. Як видно з наведених графіків, графіків (рис. 9), якість води нижче за течією має більш високі значення індексу забрудненості. Наведені графіки показують також сезонні коливання різниці значень КІЗВ, від 0,05–0,08 у зимові місяці до 0,4–0,6 у теплу пору року, що може бути пов'язано зі збільшенням поверхневого стоку за рахунок сніготанення на весні та за рахунок дощів восени, і відповідно збільшення обсягу забруднених стічних вод від очисних споруд.

Особливості запропонованого методу і отриманих результатів в порівнянні з існуючими полягають у обґрунтуванні наявності зв'язку між сезонною динамікою показників БСК<sub>5</sub> та КІЗВ (рис. 10, 11). Слід зазначити, що вирішальне значення на формування КІЗВ нижче за течією відіграє саме показник БСК<sub>5</sub>, що і підтверджується коефіцієнтами кореляції. До обмежень, притаманних цьому дослідженню можна віднести те, що БСК характеризує забруднення легкоокислюваними органічними сполуками, і в умовах наявності мінерального забруднення необхідні додаткові дослідження. Недоліком даного дослідження є специфічність застосування даного підходу до певних гідрохімічних і гідробіологічних умов. В перспективі це можна усунути шляхом більш глибокого попереднього аналізу водного об'єкту з метою визначення пріоритетних забруднювачів.

Розвиток даного дослідження може полягати у застосуванні прогнозних моделей для дослідження динаміки як кожної із забруднюючих речовин, так і комплексного індексу забруднення води. Це пов'язано як з труднощами математичного, так і експериментального характеру, оскільки для розробки адекватної прогнозної моделі потрібні великі обсяги даних, що в свою чергу ускладнює математичні обчислення.

## 8. Висновки

1. В результаті проведення інтегральної оцінки екологічного стану водного об'єкту встановлено, що якість води нижче за течією має більш високі значення комплексного індексу забрудненості води, що обумовлено значним антропогенним впливом на водний об'єкт. Представлені результати дослідження показують також сезонні коливання різниці значень КІЗВ, від 0,05–0,08 у зимові місяці до 0,4–0,6 у теплу пору року, що може бути пов'язано зі збільшенням поверхневого стоку за рахунок сніготанення на весні та за рахунок дощів восени, і відповідно збільшення обсягу забруднених стічних вод від очисних споруд.

2. Визначено пріоритетний показник для інтегральної оцінки екологічного стану водного об'єкту – БСК<sub>5</sub>. Доведено, що вирішальне значення у формуванні якості води має саме біохімічне споживання кисню – як критерій, що характеризує сумарний вміст у воді органічних речовин. Встановлено тісний зв'язок з величиною комплексного індексу забрудненості води. Коефіцієнт кореляції між значеннями БСК<sub>5</sub> та КІЗВ вище за течією складає 0,96. Коефіцієнт кореляції між значеннями БСК<sub>5</sub> та КІЗВ нижче за течією складає 0,92. Обмеження, що характерні для дослідження пов'язані з тим, що БСК характеризує забруднення легкоокислюваними органічними сполуками, і в умовах наявності мінерального забруднення потрібно проводити додаткові дослідження.

## Література

1. Podgorski J., Berg M. Global analysis and prediction of fluoride in groundwater. *Nature Communications*. 2022. Vol. 13(1). doi: 10.1038/s41467-022-31940-x
2. Trach Y., Tytkowska-Owerko M., Reczek, L., Michel M. Comparison the Adsorption Capacity of Ukrainian Tuff and Basalt with Zeolite–Manganese Removal from Water Solution. *J. Ecol. Eng.* 2021. Vol. 22. P. 161–168. doi: 10.12911/22998993/132605
3. Khilchevskiy V., Zabokrytska M., Sherstyuk N. Hydrography and Hydrochemistry of the Transboundary River Western Bug on the Territory of Ukraine. *J. Geol. Geogr. Geoecol.* 2018. Vol. 27. P. 232–243. doi: 10.15421/111848
4. Trach Y. Metoda perspektywna usuwania metali ciężkich z wód pod-

ziemnych zachodniej Ukrainy. *Acta Sci. Pol. Archit. Bud.* 2020. 19. P. 85–92. doi: 10.22630/ASPA.2020.19.1.9

5. 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. 2019. doi: 10.1007/978-981-13-2221-1\_60

6. Grinberga L., Grabuža D., Grīnfelds I., Lauva D., Celms A.; Sas, W., Gļuchowski A., Džeļciņš J. Analysis of the Removal of BOD<sub>5</sub>, COD and Suspended Solids in Subsurface Flow Constructed Wetland in Latvia. *Acta Sci. Polonorum. Archit.* 2021. Vol. 20. P. 8. doi: 10.22630/ASPA.2021.20.4.31

7. Paun I., Cruceru L., Chiriac F.L., Niculescu M., Vasile G., Marin N. Water quality indices - methods for evaluating the quality of drinking water. 2016. P. 395–402. doi: 10.21698/simi.2016.0055

8. Shwetank, Suhas, Chaudhary, J.K. A Comparative Study of Fuzzy Logic and WQI for Groundwater Quality Assessment. *Procedia Comput. Sci.* 2020171. P. 1194–1203. doi: 10.1016/j.procs.2020.04.128

9. Pandey R., Pattanaik L. A. Fuzzy QFD Approach to Implement Reverse Engineering in Prosthetic Socket Development. *Int. J. Ind. Syst. Eng.* 2014. Vol. 17. P.1–14. doi: 10.1504/IJISE.2014.060819

10. Rezaei A., Hassani H., Hassani S., Jabbari N., Fard Mousavi S.B., Rezaei S. Evaluation of Groundwater Quality and Heavy Metal Pollution Indices in Bazman Basin, Southeastern Iran. *Groundw. Sustain. Dev.* 2019. Vol. 9. P. 100245. doi: 10.1016/j.gsd.2019.100245

11. Li R., Zou Z., An Y. Water Quality Assessment in Qu River Based on Fuzzy Water Pollution Index Method. *J. Environ. Sci.* 2016. Vol. 50. P. 87–92. doi: 10.1016/j.jes.2016.03.030

12. Rezaei A., Hassani H., Hayati M., Jabbari N., Barzegar R. Risk Assessment and Ranking of Heavy Metals Concentration in Iran's Rayen Groundwater Basin Using Linear Assignment Method. *Stoch Environ. Res. Risk Assess.* 2018. Vol. 32. P. 1317–1336. doi: 10.1007/s00477-017-1477-x

13. Pesce S. Use of Water Quality Indices to Verify the Impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia River. *Water Res.* 2000. Vol. 34. P. 2915–2926. doi: 10.1016/S0043-1354(00)00036-1

14. Jha M. K., Shekhar A., Jenifer M. A. Assessing Groundwater Quality for Drinking Water Supply Using Hybrid Fuzzy-GIS-Based Water Quality Index. *Water Res.* 2020. Vol. 179. P. 115867. doi: 10.1016/j.watres.2020.115867

15. Scholten H., Kassahun A., Refsgaard J. C., Kargas T., Gavardinas C., Beulens A. J. M. A Methodology to Support Multidisciplinary Model-Based Water Management. *Environ. Model. Softw.* 2007. Vol. 22. P. 743–759. doi: 10.1016/j.envsoft.2005.12.025

16. Nikolenko Y., Fedonenko O. Ecological assessment of the zaporizhzya (Dnirovsky) reservoir. *Scientific Reports Of NULES Of Ukraine. Series: Biology, biotechnology, ecology.* 2021. Vol. 4 (92). doi: 10.31548/dopovidi2021.04.004

17. Pichura V. I., Potravka L. O. Ecological condition of the Dnipro river basin and improvement of the mechanism of organization of nature use on the water catchment territory. *Aquatic Bioresources and Aquaculture.* 2001. Vol. 1. P. 170–200. doi: 10.32851/wba.2021.1.14

18. Шахман І. О. Оцінка екологічного стану та екологічної надійності пониззя річки Дніпро. *Екологічні науки. Науково-практичний журнал.* № 1(24). Т. 1. С. 117–120. doi: 10.32846/2306-9716-2019-1-24-1

19. Buts Y., Asotskyi V., Kraynyuk O., Ponomarenko R., Kovalev P. Dynamics of migration property of some heavy metals in soils in Kharkiv region under the influence of the pyrogenic factor. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2019(28)(3). P. 409–416. doi: 10.15421/111938
20. Inyinbor Adejumoke A., Adebisin Babatunde O., Oluyori Abimbola P., Adelanlani-Akande Tabitha A., Dada Adewumi O., Oreofe Toyin A. Water Pollution: Effects, Prevention, and Climatic Impact. In (Ed.), *Water Challenges of an Urbanizing World*. Intech Open. 2018. doi: 10.5772/intechopen.72018
21. Scrase James & Sheate William. Integration and Integrated Approaches to Assessment: What do they mean for the environment?. *Journal of Environmental Policy & Planning - J Environ Pol Plan*. 2002. Vol. 4. P. 275–294. doi: 10.1002/jep.117
22. Bezsonnyi V. Selection of indicative indicators of ecological condition of surface source of water supply. *Municipal Economy of Cities*. 2022. Vol. 3(170). P. 26–34. doi: 10.33042/2522-1809-2022-3-170-26-34
23. Bezsonnyi V. L., Ponomarenko R. V., Tretyakov O. V., Asotskyi V. V., Kalynovskyi A. Y. Regarding the choice of composite indicators of ecological safety of water in the basin of the Siversky Donets. *Journ. Geol. Geograph. Geoecology*. 2021. Vol. 30(4). P. 622–631. doi: 10.15421/112157
24. Nika C. E., Gusmaroli L., Ghafourian M., Atanasova N., Buttiglieri G., Katsou E. Nature-based solutions as enablers of circularity in water systems: A review on assessment methodologies, tools and indicators, *Water Research*. 2020. Vol. 183. P. 115988. doi: 10.1016/j.watres.2020.115988
25. Buchelnikov M. A., Bik Y. I., Kofeeva V. N., Bereza I. G. An integral method for assessing the impact of dredging on the ecological state of river water resources. Paper presented at the IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2021. Vol. 867(1). doi: 10.1088/1755-1315/867/1/012035
26. Khilchevskiy V., Netrobchuk I., Sherstyuk N., Zabokrytska M. Environmental assessment of the quality of surface waters in the upper reaches of the Pripjat basin in Ukraine using different methods. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2022. Vol. 31(1). P. 71–80. doi: 10.15421/112207
27. Zhuk V. M., Korobkova G. V. The integrated assessment of a current state of the Siversky Donets river within the Kharkiv region. *Man and Environment. Issues of Neoecology*. 2015. Vol. 1–2(23). P. 103–109. <https://periodicals.karazin.ua/humanenviron/article/view/3909>

*V. Bezsonnyi*<sup>1</sup>, PhD, Associate Professor, Associate Professor of the Department

*R. Ponomarenko*<sup>2</sup>, DSc, Professor, Head of the Faculty

*O. Tretyakov*<sup>3</sup>, DSc, Professor, Professor of the Department

*Y. Ivanov*<sup>2</sup>, PhD, Lecturer of the Department

*P. Borodych*<sup>2</sup>, PhD, Associate Professor, Associate Professor of the Department

*T. Lutsenko*<sup>2</sup>, PhD, Senior Lecturer of the Department

<sup>1</sup>Kharkiv National University of Urban Economy named after O. M. Beketova, Kharkiv, Ukraine

<sup>2</sup>National University of Civil Defence of Ukraine, Kharkiv, Ukraine

<sup>3</sup>National Aviation University, Kyiv, Ukraine

#### INTEGRATED ASSESSMENT OF THE ENVIRONMENTAL STATE OF THE DNIPRO RESERVOIR

The choice of a priority indicator of surface water quality for an integral assessment of the ecological state of the Dnieper reservoir is substantiated. The procedure for obtaining a combinatorial index of water pollution was used, the long-term dynamics of the main pollutants of the Dnieper reservoir was analyzed. The calculation of the value of the combinatorial index of water pollution and



the relative assessment of the ecological state of surface waters were carried out in two stages: first, for each individual test substance and an indicator of the ecological state of surface waters, then the whole complex of pollutants was considered simultaneously and the resulting assessment was derived. This is done to minimize costs and efforts when monitoring surface waters under normal (non-emergency) conditions. As a result of research, it was established that the quality of water downstream has higher values of the combinatorial index of water pollution, due to the significant anthropogenic impact on the water body. A correlation between the complex index of water pollution and the indicator of biochemical oxygen consumption has been established. The priority indicator for the integral assessment of the ecological state of the water body – BSC<sub>5</sub> due to the close relationship with the value of the complex index of water pollution is determined. The correlation coefficient between these values ranges from 0,92 to 0,96. The relationship that exists between the value of the combinatorial index of water pollution and the value of biochemical oxygen consumption makes the indicator of biochemical oxygen consumption important for the integral assessment of water pollution by various organic substances. Therefore, as a priority indicator for characterizing the state of the watercourse and conducting operational monitoring, the indicators of oxygen characteristics are selected. This data is useful and important because it will allow for more optimal use of limited resources when monitoring surface waters and improve river basin management.

**Keywords:** ecological safety of surface waters, integrated water quality indicator, complex water quality index

### References

1. Podgorski, J., Berg, M. (2022). Global analysis and prediction of fluoride in groundwater. *Nature Communications*, 13(1). doi: 10.1038/s41467-022-31940-x
2. Trach, Y., Tytkowska-Owerko, M., Reczek, L., Michel, M. (2021). Comparison the Adsorption Capacity of Ukrainian Tuff and Basalt with Zeolite–Manganese Removal from Water Solution. *J. Ecol. Eng*, 22, 161–168. doi: 10.12911/22998993/132605
3. Khilchevskiy, V., Zabokrytska, M., Sherstyuk, N. (2018). Hydrography and Hydrochemistry of the Transboundary River Western Bug on the Territory of Ukraine. *J. Geol. Geogr. Geoecol*, 27, 232–243. doi: 10.15421/111848
4. Trach, Y. (2020). Metoda perspektywne usuwania metali ciężkich z wód podziemnych zachodniej Ukrainy. *Acta Sci. Pol. Archit. Bud*, 19, 85–92. doi: 10.22630/ASPA.2020.19.1.9
5. Podlasek, A., Koda, E., Markiewicz, A., Osinski, P. (2019). Identification of Processes and Migration Parameters for Conservative and Reactive Contaminants in the Soil-Water Environment: Towards a Sustainable Geoenvironment. doi: 10.1007/978-981-13-2221-1\_60
6. Grinberga, L., Grabuža, D., Grīnfelde, I., Lauva, D., Celms, A., Sas, W., Głuchowski, A., Dziecioł, J. (2021) Analysis of the Removal of BOD<sub>5</sub>, COD and Suspended Solids in Subsurface Flow Constructed Wetland in Latvia. *Acta Sci. Polonorum. Archit*, 20(4), 21–28. doi: 10.22630/ASPA.2021.20.4.31
7. Paun, I., Cruceru, L., Chiriac, F. L., Niculescu, M., Vasile, G., Marin, N. (2016). Water quality indices - methods for evaluating the quality of drinking water, 395–402. doi: 10.21698/simi.2016.0055
8. Shwetank, S., Chaudhary, J. (2020). A Comparative Study of Fuzzy Logic and WQI for Groundwater Quality Assessment. *Procedia Comput. Sci*, 171, 1194–1203. doi: 10.1016/j.procs.2020.04.128
9. Pandey, R., Pattanaik, L. (2014). A Fuzzy QFD Approach to Implement Reverse Engineering in Prosthetic Socket Development. *Int. J. Ind. Syst. Eng*, 17, 1–14. doi: 10.1504/IJISE.2014.060819
10. Rezaei, A., Hassani, H., Hassani, S., Jabbari, N., Fard Mousavi, S., Rezaei, S.

(2019). Evaluation of Groundwater Quality and Heavy Metal Pollution Indices in Bazman Basin, Southeastern Iran. *Groundw. Sustain. Dev.*, 9, 100245. doi: 10.1016/j.gsd.2019.100245

11. Li, R., Zou, Z., An, Y. (2016). Water Quality Assessment in Qu River Based on Fuzzy Water Pollution Index Method. *J. Environ. Sci.*, 50, 87–92. doi: 10.1016/j.jes.2016.03.030

12. Rezaei, A., Hassani, H., Hayati, M., Jabbari, N., Barzegar, R. (2018). Risk Assessment and Ranking of Heavy Metals Concentration in Iran's Rayen Groundwater Basin Using Linear Assignment Method. *Stoch Environ. Res. Risk Assess*, 32, 1317–1336. doi: 10.1007/s00477-017-1477-x

13. Pesce, S. (2000). Use of Water Quality Indices to Verify the Impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. *Water Res.*, 34, 2915–2926. doi: 10.1016/S0043-1354(00)00036-1

14. Jha, M. K., Shekhar, A., Jenifer, M. A. (2020). Assessing Groundwater Quality for Drinking Water Supply Using Hybrid Fuzzy-GIS-Based Water Quality Index. *Water Res.*, 179, 115867. doi:10.1016/j.watres.2020.115867

15. Scholten, H., Kassahun, A., Refsgaard, J. C., Kargas, T., Gavardinas, C., Beulens, A. J. M. (2007). A Methodology to Support Multidisciplinary Model-Based Water Management. *Environ. Model. Softw.*, 22, 743–759. doi: 10.1016/j.envsoft.2005.12.025

16. Nikolenko, Y., Fedonenko, O. (2021). Ecological assessment of the zaporizhzya (Dniprovsky) reservoir. *Cientific Reports Of NULES Of Ukraine. Series: Biotechnology, biotechnology, ecology*, 4 (92). doi: 10.31548/dopovidi2021.04.004

17. Pichura, V. I., Potravka, L. O. (2001). Ecological condition of the Dnipro river basin and improvement of the mechanism of organization of nature use on the water catchment territory. *Aquatic Bioresources and Aquaculture*, 1, 170–200. doi: 10.32851/wba.2021.1.14

18. Shahman, I. O. (2019). Assessment of the ecological state and ecological reliability of the lower reaches of the Dnipro River. *Environmental sciences. Scientific and practical journal*, 1(24), 1, 117–120. doi: 10.32846/2306-9716-2019-1-24-1-20

19. Buts, Y., Asotskyi, V., Krainyuk, O., Ponomarenko, R., Kovalev, P. (2019). Dynamics of migration property of some heavy metals in soils in Kharkiv region under the influence of the pyrogenic factor. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 28(3), 409–416. doi: 10.15421/111938

20. Inyinbor, A. A., Adebesein, B. O., Oluyori, A. P., Adelani-Akande T. A., Dada, A. O., Orefo, T. A. (2018). Water Pollution: Effects, Prevention, and Climatic Impact. In (Ed.), *Water Challenges of an Urbanizing World*. Intech Open. doi: 10.5772/intechopen.72018

21. Scrase, James, Sheate, William. (2002). Integration and Integrated Approaches to Assessment: What do they mean for the environment? *Journal of Environmental Policy & Planning - J Environ Pol Plan*, 4, 275–294. doi: 10.1002/jep.117

22. Bezsonnyi, V. (2022). Selection of indicative indicators of ecological condition of surface source of water supply. *Municipal Economy of Cities*, 3(170), 26–34. doi: 10.33042/2522-1809-2022-3-170-26-34

23. Bezsonnyi, V. L., Ponomarenko, R. V., Tretyakov, O. V., Asotskyi, V. V., Kalynovskyi, A. Y. (2021). Regarding the choice of composite indicators of ecological safety of water in the basin of the Siversky Donets. *Journ. Geol. Geograph. Geoecology*, 30(4), 622–631. doi: 10.15421/112157

24. Nika, C., Gusmaroli, L., Ghafourian, M., Atanasova, N., Buttiglieri, G., Katsou, E. (2020). Nature-based solutions as enablers of circularity in water systems: A review on assessment methodologies, tools and indicators, *Water Research*, 183, 115988. doi: 10.1016/j.watres.2020.115988

25. Buchelnikov, M. A., Bik, Y. I., Kofeeva, V. N., Bereza, I. G. (2021). An integral method for assessing the impact of dredging on the ecological state of river water resources. Paper presented at the IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 867(1). doi: 10.1088/1755-1315/867/1/012035

26. Khilchevskyi, V., Netrobchuk, I., Sherstyuk, N., Zabokrytska, M. (2022). Environmental assessment of the quality of surface waters in the upper reaches of the Pripyat basin in Ukraine using different methods. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 31(1), 71–80. doi: 10.15421/112207

27. Zhuk, V. M., Korobkova, G. V. (2015). The integrated assessment of a current state of the Siversky Donets river within the Kharkiv region. *Man and Environment. Issues of Neocology*, (1–2(23)), 103–109. Retrieved from <https://periodicals.karazin.ua/humanenviron/article/view/3909>

Надійшла до редколегії: 22.04.2022

Прийнята до друку: 17.06.2022