



Національний університет
водного господарства
та природокористування

Міністерство освіти і науки України
Національний університет водного господарства та
природокористування

**Клименко М.О., Прищепя А.М.,
Клименко О.М., Стецюк Л.М.**



Національний університет
водного господарства
та природокористування

**ОЦІНЮВАННЯ СТАНУ
ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ
ЗА ПОКАЗНИКАМИ БІОТЕСТУВАННЯ**

Монографія

Рівне - 2014



Національний університет
водного господарства
та природокористування

УДК 574.58

ББК 28.082

О-94

*Рекомендовано вченою радою Національного університету водного господарства та природокористування.
(Протокол № 9 від 23 жовтня 2013 року)*

Рецензенти:

Вознюк С.Т., д.с.-г.н., професор кафедри агрохімії та ґрунтознавства Національного університету водного господарства та природокористування, м. Рівне;

Лико Д.В., д.с.-г.н., професор, завідувач кафедри екології та збалансованого природокористування Рівненського державного гуманітарного університету, м. Рівне;

Сондак В.В., д.б.н., професор Національного університету водного господарства та природокористування, м. Рівне.

**Клименко М.О., Прищеп А.М., Клименко О.М.,
Стецюк Л.М.**

О-94 Оцінювання стану водних екосистем за показниками біотестування: Монографія. – Рівне: НУВГП, 2014. – 170 с.

ISBN 978-966-327-275-7

Монографія присвячена вивченню стану водних екосистем за показниками біотестування та розроблено методику (КОСВЕ).

**УДК 574.58
ББК 28.082**

ISBN 978-966-327-275-7

© Клименко М.О., Прищеп А.М.,
Клименко О.М., Стецюк Л.М., 2014.
© Національний університет
водного господарства
та природокористування, 2014



ЗМІСТ

Вступ	
РОЗДІЛ 1. ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОДОЙМ (огляд літературних джерел)	8
РОЗДІЛ 2. ПРИРОДНІ УМОВИ, ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	25
2.1. Загальна характеристика регіону досліджень	25
2.2. Об'єкти досліджень	26
2.3. Методи досліджень	46
Висновки до розділу 2	52
РОЗДІЛ 3. ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ	53
3.1. Оцінка впливу структури водозбору на формування якості води	53
3.2. Особливості формування якості поверхневих вод	55
3.3. Оцінка якості води за показниками сольового блоку	68
3.4. Оцінка якості води за трофо-сапробіологічним блоком	72
3.5. Оцінка якості води за специфічними показниками	76
3.6. Екологічна індексація якості води	81
3.7. Особливості динаміки показників якості поверхневих вод за середніми та найгіршими значеннями у період 1964-2008 рр.	87
Висновки до розділу 3	96
РОЗДІЛ 4. БІОІНДИКАЦІЯ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ТА СТАНУ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА	97
4.1. Біоіндикація якості поверхневих вод із використанням вищих водних рослин	97
4.2. Біоіндикація поверхневих вод за допомогою зообентосу (хірономід – <i>Chironomus dorsalis</i>)	101
Висновки до розділу 4	120
РОЗДІЛ 5. ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД З ВИКОРИСТАННЯМ МЕТОДІВ БІОТЕСТУВАННЯ	121
5.1. Оцінка токсичності води за допомогою тест-об'єктів	121
5.2. Комплексна оцінка стану водної екосистеми	132
5.3. Місцевий план дій для покращення стану водних екосистем	144



Національний університет

водного господарства

Висновки до розділу 5	150
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	153
ДОДАТКИ	167
ДОДАТОК А	168
ДОДАТОК Б	169
ДОДАТОК В	170
ДОДАТОК Г	171



Національний університет
водного господарства
та природокористування



- ГДК – гранично допустима концентрація;
ЕН – екологічний норматив;
 I_E – інтегральний екологічний індекс;
 I_A – індекс забруднення поверхневих вод компонентами сольового складу;
 I_B – індекс трофо-сапробіологічних показників;
 I_C – індекс забруднення поверхневих вод специфічними показниками токсичної дії;
ФЕ – фітотоксичний ефект;
ВВР – вища водна рослинність;
ПТН – показник техногенного навантаження;
 $P_{\text{КЕСЛ}}$ – коефіцієнт екологічної стійкості ландшафтів.





Актуальність теми. На початку ХХІ століття стан забруднення водних систем визначається тенденцією до його інтенсивного зростання. Сутність окресленої небезпеки полягає в тому, що в багатьох районах забруднення рік та озер перевищує їхню здатність до самоочищення, що зумовлює, природно, зменшення ресурсів прісної води.

Науковці (В. К. Хільчевський, В. І. Пелешенко, О. Ободовський та ін.) називають першопричиною загрозливих змін водного середовища антропогенний вплив, оскільки людина внаслідок нераціонального ведення господарства змінила не лише властивості води, але й її функції. Особливо показовим у контексті негативного втручання людини є стан поверхневих вод. Для вирішення назрілих проблем покращення якості водних ресурсів на V Пан-Європейській конференції „Довкілля для Європи” (Київ, 2004) було прийнято декларацію про сталий розвиток суспільства та, зокрема, визнано пріоритетними питання водопостачання, раціонального керування водною інфраструктурою та водними ресурсами. Згідно з положеннями Водної Рамкової Директиви (2006 р.) завданням держави є забезпечення доброго стану водних екосистем [1].

Начальність проблеми забрудненості водних ресурсів у масштабах України детермінована тим, що багато внутрішніх водойм України забруднено до стану повної деградації їхніх екосистем і, відповідно, до втрати ними господарської та ландшафтної цінності (В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, М. О. Клименко, Й. В. Гриб та ін.) [2; 3; 4]. Критична ситуація склалася щодо стану малих водойм у Рівненській області: якість води у водоймах області погіршується, що призводить до зменшення їхньої продуктивності. Один із засобів санітарної охорони водойм від антропогенного забруднення – це контроль і управління якістю води, які здійснюють відповідні екологічні служби на основі обмеженого переліку гідрохімічних показників, за якими не завжди можна всебічно характеризувати стан водойми та визначити специфічні види забруднення. Для виявлення антропогенного забруднення, крім хіміко-аналітичних, широко



Національний університет

водного господарства
та природокористування

застосовують методи біотестування, які дають змогу встановити якість води та її токсичність.

Попри те, що в сучасній науці розроблено теорію дослідження антропогенного забруднення водойм, констатуємо нестачу наукових студій, які містили б комплексний аналіз визначення якості води із використанням тест-об'єктів. З огляду на це дослідження проблеми оцінювання стану водних екосистем за показниками біотестування видається актуальним.



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Водні ресурси Землі утворюють одну із найбільш потужних оболонок нашої планети – гідросферу. Гідросфера охоплює всі води земної кулі: океани, моря, поверхневі води суші, підземні води, лід і сніг Арктики й Антарктиди, а також атмосферну воду й воду, яка входить до складу живих організмів.

Води гідросфери знаходяться у постійній взаємодії: перехід з однієї форми в іншу становить складний кругообіг води на земній кулі. Унікальність водного середовища полягає передусім у тому, що саме з гідросферою пов'язане зародження життя на Землі, оскільки вода входить до складу складних хімічних сполук, які зумовили виникнення органічного життя та формування високоорганізованих організмів.

На початку 60-х років минулого століття людство уперше стикнулося з необхідністю усвідомлення глобальності назрілих екологічних проблем: реальністю стали забруднення води, повітря, ґрунтів, продуктів харчування токсинами та іншими шкідливими хімічними речовинами і патогенними мікроорганізмами, вимирання багатьох видів рослин і тварин, зниження біорізноманітності внаслідок діяльності зростаючого народонаселення планети.

На сучасному етапі – початку XXI століття – екологічні проблеми планети знаходяться в епіцентрі уваги світової громадськості загалом та учених всіх країн зокрема. З огляду на зазначене наукове обґрунтування заходів, спрямованих на покращення екологічного стану гідросфери – найважливішого елемента біосфери, – постає як одне із актуальних на часі завдань.

Екологічний стан водних екосистем особливо показовий в аспекті наслідків негативного антропогенного втручання. Науковці (В. Д. Романенко, Й. В. Гриб, В. М. Жукинський, А. В. Яцик та ін.), стверджують, що багато внутрішніх водойм забруднені настільки, що це призводить до повної деградації їхніх екосистем і відповідно до втрати ними господарської і ландшафтної цінності [5 – 15]. Особливо загрозливим є антропогенне евтрофування водосховищ, детерміноване значним надходженням біогенних елементів, оскільки внаслідок цього порушується рівновага між процесами утворення первинної продукції органічної речовини та її



деструкцією. Уповільнення процесів деструкції супроводжується погіршенням санітарного стану водних екосистем та гігієнічної якості води. Саме цій проблемі приділено значну увагу у «Порядку денному на XXI століття», який було прийнято у червні 1992 року у Ріо-де-Жанейро на конференції ООН з проблеми навколишнього середовища і розвитку, відомій як саміт «Планета Земля».

Пошук шляхів вирішення глобальних водно-екологічних проблем певною мірою зумовлений поширенням такого політичного мислення, що базується на пріоритеті загальнолюдських цінностей, усвідомленні якісно нової ситуації, яка склалася в сучасному світі пов'язана з його цілісністю і взаємозалежністю. Особливо чітко простежуються екологічні, економічні та політичні взаємозв'язки на прикладі міжнародних річкових басейнів (МРБ), яких у світі нараховують 214 (66% з них розміщено в тропіках і субтропіках). До МРБ належить майже половина річок світу. Із 214 МРБ 155 знаходяться на території двох країн, 36 – трьох, 25 – розташовані на площі від 4 до 12 країн. Майже у 50 країнах світу в МРБ проживає більше 75% населення, зокрема у 8 країнах (Бурунді, Непалі, Парагваї, Руанді, Уганді, Замбії та Зімбабве) ця територія повністю входить до МРБ. На сьогодні від екологічного стану МРБ залежать життєві інтереси 40% населення світу, що проживає у їхніх межах.

Одним із виявів актуальної на сучасному етапі світової глобалізаційної політики є проголошення стратегічною метою розвитку України на початку XXI століття входження її до Європейського співтовариства. У рамках Плану дій «Україна – ЄС» Міністерство охорони навколишнього природного середовища України ініціює заходи спрямовані на адаптацію українського природоохоронного законодавства до законодавства Європейського Союзу, впровадження європейських моделей управління й охорони природних ресурсів. Зокрема, надзвичайно важливим регламентовано реформування сфери управління водними ресурсами [11].

У прийнятій 2000 р. Водній Рамковій Директиві ЄС визначено основні принципи управління водними ресурсами та шляхи досягнення задовільної якості води і безпечного стану річок і водойм. Одним із найбільш вагомих принципів, викладених у Водній Рамковій Директиві ЄС, є інтегрована басейнова модель



управління водними ресурсами, що передбачає спільні дії усіх держав, які знаходяться у басейнах річок [1].

Положення водної Рамкової Директиви регламентують такі дії:

- комплексний підхід до захисту всіх вод – річок, озер, прибережних і підземних вод;
- досягнення «задовільного» стану всіх водних об'єктів;
- управління водними ресурсами за басейновим принципом;
- посилення транскордонного співробітництва прибережних країн;
- ефективне використання водних ресурсів за принципом «забруднювач платить»;
- широкомасштабне залучення громадян;
- удосконалення законодавства.

З огляду на зазначене констатуємо актуальність раціонального використання водних ресурсів та їхньої охорони, оскільки останки мають ключове значення для досягнення стійкого розвитку.

Згідно зі статтею 3 Водного кодексу України усі води (водні об'єкти) на території України становлять її водний фонд [11].

До водного фонду України належать:

1) поверхневі води: природні водойми (озера); водотоки (річки, струмки); штучні водойми (водосховища, ставки) і канали; інші водні об'єкти;

2) підземні води та джерела;

3) внутрішні морські води та територіальне море.

Особливості водних екосистем були предметом наукового зацікавлення співробітників науково-дослідних установ водо- та рибогосподарського профілю. Під час дослідження встановлено, що зусилля науковців у середині ХХ століття були зосереджені переважно на вивченні специфіки великих і середніх водойм.

Проблему антропогенного впливу на водні екосистеми в аспекті раціонального використання їхніх вод і біоресурсів опрацювали такі учені екологи, як В. В. Метелев, В. Д. Романенко, М. О. Клименко, Ю. В. Пилипенко, М. А. Хвесик, Н. М. Вознюк, Я. О. Мольчак, І. І. Статник, О. О. Бедункова, В. В. Поліщук, С. М. Новиков, В. Є. Водогрецький, Ю. Р. Гроховська та ін. [12; 13].

На сьогодні гідросфера знаходиться під значним антропогенним пресом, що діє на всі рівні існування біологічної матерії – від клітинного до екосистемного. Масштабність



негативного впливу антропогенного фактора окреслене тим, що замість природної води до водного середовища повертаються десятки кубічних кілометрів слабкоочищених чи взагалі неочищених стічних вод, що мають небезпечні властивості, зокрема й мутагенні, які можуть змінювати генофонд людини. У «Водному кодексі України» [11] (1995) критерієм якості середовища для людини прийнято вважати рівень здоров'я населення, з огляду на що доцільність визначення стану і забезпечення контролю за якістю води у водоймах різного типу є безсумнівною і її визнано пріоритетним напрямом гідроекологічних досліджень.

Під час аналізу літературних джерел теми дослідження було встановлено, що проблема якості води була предметом наукових пошуків здебільшого учених ХХ століття. Так, було опрацьовано окремі дані про хімічний склад води водних об'єктів України, отримані в другій половині 19 ст. (по р. Дніпро у районі м. Києва, публікація М. М. Кублі, 1907), і дещо узагальнені дані, отримані на початку 20 ст. (по р. Рось, Ф. Ф. Кіркор, 1907). Втім початком систематичних гідрохімічних досліджень слід назвати 20-ті рр. ХХ ст. Загалом в історії гідрохімічних, а згодом гідроекологічних досліджень в Україні можна виокремити три періоди: 1) 20–50 рр. 2) 50–70 рр. 3) 70 р. до наших днів [14–17].

Перший період (20–50 рр.) – початок систематичних гідрохімічних досліджень поверхневих вод України. Функції дослідного центру у довоєнні роки виконувала Дніпропетровська біологічна станція, реорганізована 1939 р. в Інститут гідробіології АН України. У цей період (1938 р.) було започатковано регулярні спостереження за гідрохімічним режимом на мережі пунктів Гідрометслужби на річках басейнів Дніпра, Дністра, Південного Бугу, річках Криму, дані яких узагальнено О. О. Альокінім (1948 р.). На цей період припадають також дослідження гідрохімічного режиму Дніпровського (С. А. Гусинська, 1937–1938 рр.) [18–27].

Другий період (50–70 рр.). У післявоєнні роки було розгорнуто комплексні гідрохімічні та гідробіологічні дослідження водних об'єктів. У гідрологічних щорічниках, які виходили друком з ініціативи гідрометслужби, було значно збільшено кількість пунктів, за якими формували таблиці даних щодо хімічного складу

поверхневих водних об'єктів України. В Інституті гідробіології АН України організовано відділ гідрохімії (1947 р.), в якому проводили дослідження гідрохімічного режиму поверхневих вод України: основних водних артерій країни – Дніпра, Дунаю, Дністра, Південного Бугу та їхніх приток, водосховищ, пригирлових ділянок річок, лиманів (О. М. Алмазов, О. І. Денисова, 1955 р.; О. М. Алмазов, 1962 р.), а також каналів малих річок і ставків (Г. Д. Коненко, 1952 р.; Г. Д. Коненко, Л. М. Підгайко, Д. А. Радзимовський, 1961 р.; Г. Д. Коненко, Н. М. Кузьменко, 1967 р.).

У 50-ті роки було розгорнуто масштабні гідрохімічні дослідження на р. Дніпро, зумовлені створенням Каховського водосховища та Інгулецької зрошувальної системи (О. І. Денисова, О. М. Алмазов, 1961 р.; О. І. Денисова, Ю. Г. Майстренко, 1962 р.). Крім того, у вказаний період достатньо багато уваги науковці приділяли вивченню гідрохімічному режиму р. Дунай [28–38].

В аналізованій хронологічній проміжок, активно проводили гідрохімічні дослідження й інші профільні установи, як-от: Академія наук України, вищі навчальні заклади і галузеві науково-дослідні інститути. Зокрема дослідження Інституту колоїдної хімії та хімії води Академії наук України ґрунтувалися на розроблені технології очищення води (роботи академіка Л. А. Кульського та ін.); в Інституті геологічних наук Академії наук України акцентували на вивченні хімію підземних вод, особливо мінеральних (А. Є. Бабинець, 1958 р.).

Систематичні спостереження за хімічним складом поверхневих вод організовували також лабораторії Гідрометслужби, Держводінспекції Міністерства меліорації і водного господарства України, Санепідемстанції Міністерства охорони здоров'я України.

Третій період (з 70 років і до наших днів) – характеризується значним зростанням використання водних ресурсів у народному господарстві й, відповідно, збільшенням досліджень антропогенного впливу на їхню якість. Як наслідок, утворюються нові науково-дослідні та дослідно-виробничі установи, які займаються гідрохімічними та гідроекологічними дослідженнями прикладного характеру [33–35].

У цей час науковці продовжують розроблення традиційної тематики з гідрохімії водосховищ з уточненням методів



прогнозування змін їхнього гідрохімічного режиму (О. І. Денисова, 1979 р.), працюють над поглибленням вивчення мікроелементів (О. П. Нахшина, 1983 р.), форми міграції металів у прісних водах (П. М. Линник, Б. Й. Набиванець, 1986 р.). Саме у згаданий часовий інтервал було встановлено, що, крім факторів, які визначають природний гідрохімічний режим річки, з'явилися чинники, які значною мірою детермінують гідрохімічний режим водосховищ і нижче розташованих ділянок річки. Такими факторами є і змінений гідрологічний режим, і різноманітні фізичні та біологічні процеси, що відбуваються у водосховищах.

Методологічною базою встановлення екологічних нормативів якості поверхневих вод є екосистемний принцип віднайдення оптимальних значень таких репрезентативних показників складу і властивостей води, які водночас слугують важливими компонентами абіотичної і біотичної складових водних екосистем у стані їхнього екологічного благополуччя. Екосистемний підхід, що зафіксовано у Директиві Парламенту і Ради ЄС від 30 липня 2000 року «Упорядкування діяльності ЄС в галузі водної політики», покладений в основу водоохоронної і водогосподарської діяльності країн-членів ЄС, передбачає відновлення і збереження водних екосистем з їхніми водними і біологічними ресурсами, зокрема неухильне поліпшення якості води у поверхневих водних об'єктах.

Важливим кроком із забезпечення нормативною базою оцінки стану водних об'єктів вважаємо розробку творчим колективом співробітників Інституту гідробіології НАН України, Українського науково-дослідного інституту водогосподарсько-екологічних проблем і Українського науково-дослідного інституту екологічних проблем «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями», упроваджену – 1998 р. як міжвідомчий керівний нормативний документ. Автори методики – В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксіюк, А. В. Яцик, А. П. Чернявський, О. Г. Васенко, Г. А. Верниченко, В. І. Лаврик, Й. В. Гриб [15; 39–40]. Підґрунтям цієї сучасної й універсальної методики, створеної відповідно до положень Водного кодексу України, обрано систему екологічних класифікацій якості поверхневих вод, яка складається з трьох груп показників: сольового складу, трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) та речовин токсичної і радіаційної дії.



Екологічні нормативи встановлюють на підставі експертного аналізу результатів обробки матеріалів попередніх гідрологічних, гідрохімічних, гідробіологічних, еколого-токсикологічних та радіоекологічних досліджень і спостережень, проведених на водних об'єктах. Завдяки цьому враховують місцеві та регіональні особливості формування якості води, сумарне антропогенне навантаження на конкретний водний об'єкт, а не лише спричинене окремими забруднювачами; використовують як біологічні індикатори якості води в цьому водному об'єкті найбільш репрезентативні наявні види рослин та тварин.

У ході дослідження було встановлено, що у Німеччині проводять систематичний контроль якості поверхневих вод для попередження потенційної загрози здоров'ю людей, оцінки впливу речовин антропогенного походження на водні екосистеми, реєстрації ступеня забрудненості вод за певний період часу, демонстрації ефективності водоохоронних заходів за допомогою фіксації даних про зміни у складі води. Забруднювальні речовини потрапляють у водне середовище двома шляхами: вносяться з річковим стоком та через атмосферу. Зокрема проблеми стосуються надходження поживних речовин, важких металів, органічних галогенів, нафтопродуктів та радіоактивних речовин.

Біологічні методи оцінки якості води шляхом аналізу якісних і кількісних змін, у біотичній підсистемі передбачають визначення ступеня антропогенного впливу на водну екосистему. М. О. Клименко та ін. зазначили, що методи біоіндикації стану водного середовища мають низку переваг перед хімічними і фізико-хімічними методами, а саме: вони чутливіші до надслабких антропогенних чинників, дають змогу виявити наслідки одноразового забруднення і значно раніше встановити антропогенні зміни у водоймі, а також не потребують застосування складної апаратури та проведення енергоємних аналізів.

З огляду на об'єктивні обставини методи біоіндикації та біотестування стають дедалі більше популярними, ними активно послуговуються в усіх напрямках природничих наук, зокрема їх залучають під час екологічної оцінки гідроекосистем континентальних водойм природного та штучного походження, на що вказано у численних публікаціях.



Під час дослідження задекларованої у дисертації проблеми з'ясовано, що водні екосистеми демонструють відповідну реакцію на зовнішні подразники антропогенного походження на всіх трофічних рівнях, кожен з яких має репаративні властивості стосовно нижчих рівнів. Тобто зміни, які відбуваються на нижчих трофічних рівнях, можуть певним чином нівелюватися вищими рівнями і не впливати на їхнє функціонування; але у випадках, коли інтенсивність зовнішнього впливу перевищує "бар'єрний опір" гідроекосистеми, можуть спостерігатися істотні порушення на всіх рівнях організації.

Досить поширеною є оцінка якості води за донними тваринами. П. В. Бедова, Б. І. Колупаєв, В. Н. Курамшина, Ю. М. Чорнобай, Р. І. Гураль та ін. називають результативним використанням у якості біоіндикаторів екологічного стану водних екосистем молюсків [16–19]. У дослідженнях названих учених вказано, що видовий склад молюсків у водоймах з різним рівнем забруднення істотно змінюється: у разі підвищення інтенсивності забруднення водної екосистеми втрачається значення пластинчатожабрових молюсків, а домінуючими видами стають представники класу червононогих молюсків. Н. В. Толстикова та Т. Н. Петрова наголошують, що молюски як малорухливі організми пристосовані до певних біотопів і в процесі своєї життєдіяльності накопичують найповнішу інформацію про стан навколишнього середовища, а тому є найбільш об'єктивними індикаторами токсикологічного стану водойм.

Н. М. Аршаниця та О. В. Козлов запропонували застосовувати для індикації якості води певні види риб, а саме оцінювати їхній стан за п'ятибальною системою [41–43]. Перевага такого методу оцінки – це можливість визначення не тільки рівня забруднення водної екосистеми, а й встановлення його типу. В. Г. Терещенко та С. Н. Назиров стверджують, що іхтіоценози рельєфніше відображають зміни, що відбуваються в гідроекосистемі. Як підкреслюють М. Ю. Євтушенко та М. А. Перевозников, риби повинні бути не тільки об'єктом захисту, а й засобом контролю стану водного середовища. Використання риб як об'єктивно-інформативного показника ґрунтується на тому, що вони є "біологічним приладом", що постійно наявний у досліджуваній гідроекосистемі та відображає всі її якісні й, особливо, техногенні



зміни. З огляду на це науковці вважають за доцільне оперувати їх тіотоксикологічним моніторингом як елементом інтегральної системи оцінки якості водного середовища. Водночас, за спостереженнями О. В. Козлова, реакція макрофітів і рибного населення водних екосистем на антропогенні чинники в умовах малих водосховищ у низці випадків дещо "запізнюється" порівняно з реакцією представників угруповань фітопланктону, зоопланктону і зообентосу.

Під час аналізу літературних джерел з теми дослідження було встановлено, що особливо небезпечним видом забруднення водних екосистем науковці визнають забруднення важкими металами. М. Ю. Євтушенко, П. М. Линник, М.О. Перевозников, Є. О. Богданова, М. О. Клименко, Н. М. Вознюк, О. О. Бедункова, відзначають що важкі метали необхідно вважати найбільш загрозливим видом антропогенного забруднення [2; 12], оскільки вони не піддаються хімічній біодеградації, що притаманне органічним сполукам, постійно містяться у водних екосистемах, мають тривалий термін зберігання, перерозподіляються й акумулюються в різних компонентах гідроекосистеми, змінюють реакційну здатність, біологічну активність та екологічну безпечність, негативно впливають на обмін речовин, біоенергетичні процеси, репродуктивні функції гідробіонтів, зумовлюють випадіння зі складу гідробіоценозів численних видів. Усе вище перераховане є факторами, що мотивують порушення екологічних зв'язків і втрату біопродуктивності, зниження ефективності біофільтрації та самоочисної здатності гідроекосистем, зменшення екологічної ємності водойм.

Механізм застосування методу біоіндикації ґрунтується на тому, що у ході еволюції живі організми адаптувались до дії природних факторів середовища, які впливають на них протягом всього життя, а щодо дії антропогенних факторів, то через короткий історичний час їхньої дії такої адаптації не відбулося. Саме тому в разі перевищення допустимих норм їхньої концентрації стресорна дія їх більш відчутна і небезпечна для життя. Описана особливість є підґрунтям оперування рослинами в якості біоіндикаторів екологічного стану водних екосистем [44–48].

Історія використання методу біоіндикації є достатньо давньою. Вважають, що перші спостереження в цій галузі виконували ще



античні вчені. Основи біоіндикаційного аналізу якості водного середовища було закладено у 60–70 рр. XIX ст. А. Мюллером та Ф. Коном, а 1898 р. Мец [44] запропонував санітарно-екологічну характеристику представників флори і фауни прісних водойм.

Біоіндикація дає можливість оцінювати:

- комплексний, інтегральний вплив забруднювальних речовин на видовий склад і кількісний розвиток гідробіонтів на основі характеристики якості вод як середовища їхнього існування;
- якість води протягом тривалого часу (бо зміна видового складу відбувається вже у разі дуже слабкого забруднення водойм, яке неможливо виявити за допомогою хімічного чи бактеріологічного методу);
- характеристику якості води щодо її придатності для господарської діяльності та особистих потреб людини.

Перевага біоіндикаційного методу полягає в тому, що для оцінки стану екосистем за його допомогою потрібно значно менш затрат і ресурсів.

Слід додати, що на сьогодні активізувалася необхідність розроблення нових методів біоіндикації водних екосистем, а саме:

- оцінювання якості води водойм за зміною часової і структурно-функціональної організації гідробіонтів в умовах впливу забруднювальних речовин;
- оцінювання стану забруднення водних екосистем на популяційному та біоценетичному рівнях.

У біоіндикації використовують, в основному, два підходи – пасивний і активний моніторинг. Сутність першого полягає в тому, що у вільноживучих організмів спостерігають за видимими або непомітними пошкодженнями чи відхиленнями від норми, що є ознаками стресового впливу. Активний моніторинг – це спостереження за тими ж відхиленнями на тест-організмах, що знаходяться в стандартних умовах на досліджуваній території [44; 46].

Живі організми тією чи іншою мірою реагують на зміни навколишнього середовища. Їхня чутливість до зміни здебільшого дає підстави робити більш чіткі висновки, ніж у разі застосування традиційних фізичних або хімічних методів. Чутливі організми-біоіндикатори реагують не тільки на незначні дози екологічних



факторів, але й дають змогу виявити синергізм, потенціювання, інгібування впливових чинників.

Науковці виокремлюють такі рівні біоіндикації:

- 1) за зміною біохімічних і фізіологічних реакцій, що супроводжуються накопиченням токсикантів в органах або тканинах;
- 2) за характером анатомічних, морфологічних, біоритмічних і поведінкових реакцій;
- 3) за зміною видового складу флористичних та фауністичних комплексів.

На першому рівні досліджують видимі або непомітні пошкодження та відхилення від норми, які свідчать про несприятливі впливи. На другому (активному) роблять висновки на основі відповідних реакцій найбільш чутливих до певного фактора організмів (біотестування).

Біоіндикація може бути проведеною на рівні макромолекул, організму, популяції, угруповань та екосистем. Традиційно прийнято розрізняти два види біоіндикації: біоіндикацію специфічну (реакція тільки на один фактор) і неспецифічну (одна і та ж реакція на декілька факторів). Методи біоіндикації повинні відповідати таким вимогам: відносна швидкість проведення біоіндикації, достатня точність і стабільність результатів, доступність видів-індикаторів у необхідній кількості.

У процесі індикації важких металів серед усіх організмів-біоіндикаторів найвищою результативністю відзначається застосування вищої водної рослинності [44]. Винятково важливе значення для розроблення методів фітоіндикації мало вчення В. М. Сукачова про біогеоценоз, структуру, динаміку, зв'язки і класифікацію фітоценозів. Рослинний світ водойм та водотоків різноманітний: тут трапляються не лише водорості та квіткові рослини, але й окремі папороті, хвощі, мохоподібні. Видимі неозброєним оком зелені рослини мають назву "макрофіти". У роботі під час розгляду рослинного світу водойм будемо мати на увазі лише вищі водні рослини, або судинні макрофіти поняття "судинні" означає, що в організмі рослин відбулася диференціація органів і тканин на відміну від багатоклітинних водоростей.



Вища рослинність, як основний компонент біоценозів мілководь, відіграє важливу роль у біологічному режимі, біотичному балансі та формуванні якості води. Разом з фітопланктоном, фітоперифітоном і фітомікробентосом вона є основним компонентом в автотрофному блоці водних екосистем. К. А. Кокін (1982) акцентує на трофічній ролі вищих водних рослин в екосистемах, ролі біоплато: судинні макрофіти пригнічують розвиток перифітону та запобігають “цвітінню” води, пригнічують розвиток сапрофітної мікрофлори [49–54].

Для виявлення антропогенного забруднення поверхневих вод, крім хіміко-аналітичних, часто застосовують методи біотестування. Біотестування для виявлення токсикантів у воді у наш час набуває все більшого поширення, оскільки дає змогу встановити токсикант за характером його дії на тест-об’єкт (стан, функцію, поведінку). Ефект може бути визначений під час оцінки і часткових, й інтегральних функцій. До часткових функцій належать біохімічні показники, певні системи (ферментна, дихальна). До інтегральних зараховують характеристики, що дають уявлення про сумарний ефект впливу на стан системи [39].

Методи біотестування на основі аналізу стану вищих рослин є економічно доцільними, бо використання останніх потребує мінімальних витрат.

Під час проведення робіт з біотестування стану водного середовища слід враховувати такі обставини:

- 1) швидкість відповіді тест-об’єкта на дію агента (токсиканта) пов’язана з концентрацією речовини;
- 2) збільшення концентрації скорочує час настання відповідної реакції.

В ракурсі технічного оснащення найбільш доступні досліді ґрунтуються на реєстрації загальнобіологічних характеристик гідробіонтів. Необхідно враховувати, що тест-об’єкт і тест-реакції мають специфічність відповідей на дію токсиканту. Рослини, наприклад, можуть бути найбільш чутливими за наявності у воді гербіцидів. Крім того, тест-реакція може виявити токсикант за його функцією-мішенню, якщо він має вибірккову дію на певні функції організму [51–52].

Спостереження за вищими водними рослинами є підґрунтям розроблення токсикологічних нормативів. Відносно тривалий строк



отримання відповіді обмежує використання вищих рослин для контролю токсичності стічних вод, особливо за низької концентрації токсиканту [55].

Відносна однорідність водного середовища зумовила низку найрізноманітніших пристосувань вищих рослин. Багато видів водних рослин мають здатність розвиватися на суші, що виражається в явищі диморфізму. Втім потрапивши до водного середовища, ці види можуть розвиватися й у воді [56].

Відзначимо основні ознаки пристосування вищих рослин до водного середовища існування [55].

1. Порівняно низька температура води викликає пригнічення статевого процесу, а тому переважає вегетативне розмноження.

2. Посилений ріст порівняно з наземними рослинами.

3. Недорозвинення або відсутність деревини в судинних пучках пов'язана з тим, що рослина, підтримувана водою, не потребує такою мірою опорних елементів, як наземна. Розвиток системи повітряних порожнин (аеренхіма) сприяє поліпшенню газообміну і підтримці рослини в плаваючому стані.

4. Редукція кореневої системи або зміна її функції.

5. Значна розвиненість поверхні тіла, яка не впливає на масу (виражається у наявності перистого, розітнутого листя, тонких, довгих стебел або ж широкого, але дуже тонкого листя).

6. Листя занурених водних рослин позбавлені сочевичок, проте їхня поверхня проникна для газів, а тому весь газообмін відбувається через неї. Кількість сочевичок порівняно з наземними видами збільшена.

7. В окремих видів серед клітин епідермісу спостерігається наявність особливих клітин, які називаються гідропорами, що мають більшу проникність для води. У лататтевих, крім того, є особливі клітини – гаусторії, розташовані на нижньому боці листка, які можуть інтенсивно поглинати поживні речовини і запасати ліпіди.

8. Гетерофілія, різнолистість – це явище, за якого на одній рослині розвивається й типово підводне листя, і типово повітряне із низкою переходів (настурція, стрілолист, вех).

9. Виділення слизу особливими залозками перешкоджає вилугованню з рослин поживних речовин, а також є захистом у разі тимчасового пересихання водойм.



10. Більшість вищих водних рослин – багаторічники. Під час зимування частина видів цілком опускається на дно водойми, більшість зимує у вигляді кореневищ, бульб або зимуючих бруньок (туріонів).

Наявність стійкого механізму гомеостазу дає змогу вищим водним рослинам захоплювати значні території і мати широке географічне розповсюдження. Такі види створюють популяції, пристосовані до крайніх умов ареалу, до значних коливань світла, температури тощо [47].

Фітоіндикація – один із напрямів екології рослин, геоботаніки, метою застосування якої є оцінення стану навколишнього середовища за реакцією рослинного світу, за зміною флористичних ознак. Поняття «флористичні ознаки», за Я.П. Дідухом та П.Г. Плютою, «включає як властивості видів, рослинних угруповань, так і власне види або групи видів, рослинні угруповання, їх кількісні відношення, відображення на картах, схемах тощо» [49].

Зміна видового складу, зниження різноманітності угруповання під впливом забруднення води відбувається тоді, коли рівень забруднення перевищує певну критичну межу, до якої угруповання адаптоване. У такому разі частина видів з нього виштовхується, тобто втрачає свої екологічні ніші. Кількість видів на одиницю площі є найбільш простим і найбільш надійним показником оцінки α -різноманітності. Виникає запитання, на якій площі потрібно підраховувати кількість видів, оскільки з її збільшенням зростає й кількість видів. Угруповання ВВР належить до найбільш бідних у флористичному ракурсі, надлишок вологи – це недолік, пристосуватися до якого може обмежена кількість видів [31].

Значну, а часом і визначальну роль у накопиченні органічної речовини в гідроєкосистемах відіграють макрофіти, які створюють захисний бар'єр уздовж берегів і перешкоджають їхньому розмиванню. За спостереженнями Д.В. Дубини та ін., Е. Л. Звенигородського, К. А. Кокіна [57], А. А. Протасова та ін., І. М. Распопова встановлено, що у разі забруднення водного об'єкта змінюється видовий склад і продуктивність фітоценозів, відбувається зміна едификаторів.

З огляду на зазначене М. О. Клименко, Ю. Р. Гроховська та ін. [55] підкреслюють, що спостереження за розвитком і

трансформацією угруповань водних рослин можуть стати перспективним напрямом моніторингових екологічних досліджень як елемент біотестування й біоіндикації. Автори розробили оригінальну методику оцінки екологічного стану водних екосистем за вищою водною рослинністю, що дає змогу істотно розширити та оптимізувати загальну систему спостережень. Сутність згаданої методики полягає у використанні кількісного показника (індексу фітоіндикації екологічного стану гідроекосистеми) оцінки якості води, що уможливорює збільшення природоохоронної ефективності. Як уже було підкреслено, вищі рослини реагують на зміну екологічних умов середовища існування. За адапційними властивостями водні рослини, досить умовно, поділяють на політопні – очерет звичайний (*Phragmites australis*), лепешняк великий (*Glyceria maxima*), стрілолист стрілолистий (*Sagittaria sagittifolia*), сусак зонтичний (*Butomus umbellatus*) та ін.; стенотопні – катаброза водяна (*Catabrosa aquatica*), зіркоплідник частуховидний (*Damasonium alisma*), руслиця мокрична (*Elatine alsinastrum*), кушир напівзанурений (*Ceratophyllum submersum*) та проміжні види [58–64].

Біотестування – це експериментальне визначення токсичності (шкідливості) середовища за допомогою біологічних об’єктів або процесів [45].

Застосування біотестування уможливорює корегування розрахунків ГДВ для забруднювальних речовин стічних вод у випадках, коли розбавлення таких вод водою об’єкту не дає змоги досягнути безпечного рівня їхньої наявності.

Біотестування передбачає цілеспрямоване використання стандартних тест-організмів і методів для з’ясування ступеня токсичності стічних вод, окремих забруднювальних речовин і вод природних водойм. У загальному трактування біотестування – це методичний прийом, що ґрунтується на оцінці впливу фактора середовища на організм, його окремі функції чи систему організмів [44].

Відповідно до статті 37 Водного Кодексу України для оцінки екологічного благополуччя водних об’єктів та визначення водоохоронних заходів встановлено екологічний норматив якості вод, що містить біологічний показник “рівень токсичності”, який вираховують шляхом біотестування.



Біотестування має певні переваги, оскільки дозволяє :

- а) вирішувати одне з основних завдань токсикології – визначення ГДК і ГДВ;
- б) швидко отримувати відповідь на запитання: є токсичність чи її немає;
- в) виявляти ділянки та джерела забруднення;
- г) з'ясувати рівень очищення стічних вод;
- д) встановлювати залишкову токсичність біоматеріалу, середовища та ін.

Нааявність стандартних методів біотестування розширює можливості його практичного застосування, що у нашій країні відображено у нормативних документах. Так, наприклад, у Постанові КМ України від 11 вересня 1996 року № 1100 передбачено, що під час розробки гранично допустимих скидів (ГДС) обов'язково необхідно враховувати результати біотестування. З 1 січня 1999 року набув чинності міжвідомчий нормативний документ “Методика оцінки екологічної якості поверхневих вод за відповідними категоріями”, у якому чітко визначено сферу використання результатів біотестування.

На сьогодні традиційними є понад 40 методів біотестування (та їхніх модифікацій) якості стічних вод. Так для попереднього контролю часто застосовують дафнію (*Daphnia magna*), а для оперативного і безперервного контролю – реакцію покидання рибами небезпечної ділянки акваторії. Науковці виокремлюють 15 найбільш поширених методів контролю якості води, серед яких:

- виживання та плодючість рачка дафнія магна;
- зміна стану медичної п'явки зі статичного на динамічний;
- рухома активність виживання та темп росту інфузорій;
- реакція біоломінесценції бактерій, що світяться;
- рівень загальної та повільної флуоресценції водоростей;
- біоелектрична реакція поживних водоростей;
- реакція покидання рибами токсичної зони;
- частота дихання та серцебиття риб;
- реакція закривання стулок черепашок двостулковими молюсками;
- активність окислювальних ферментів мікроорганізмів активного мулу;
- ростова реакція бактерій;



Національний університет

- виживання та реакція регенерації гідри;
- виживання та зміни фототаксису коловороток;
- активність ферменту холінестерази [46].

На сучасному етапі найбільш відомою методикою вивчення забруднення водних екосистем є «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод», яку розроблено відповідно до Закону України «Про охорону навколишнього середовища», Водного Кодексу України [11], Водної Рамкової Директиви ЄС [1]. Основні переваги цієї методики полягають в сучасності, універсальності та практичності. Попри те, що розроблено низку методик для оцінки якості поверхневих вод, констатуємо актуальність потреби розроблення нових підходів та методів оцінки [66–69]. Перспективним напрямом таких розробок є біоіндикація якості води та стану водного середовища.



Національний університет
водного господарства
та природокористування



2.1. Загальна характеристика регіону досліджень

Рівненська область розташована на північному заході України. Її площа – 20051 км², що становить 3,1% від загальної території України. За геоморфологічним критерієм область поділяють на три частини: Полісся, Волинське лесове плато і Мале Полісся, що знаходиться на півдні, між Радивиловом і Острогом, де у нього вклинюються відрогі Подільської височини з висотами понад 300 м над рівнем моря [70–71].

Розміщення Рівненщини на межі Східноєвропейської платформи і Карпатської геосинклінальної області є причиною бурхливого і неоднозначного перебігу геологічної історії, що виявилася у неоднорідності тектонічної структури і формуванні досить складного комплексу геологічних відкладів на більшій частині області.

Територія області охоплює частину площі двох крупних платформених структур – Українського щита та Волинсько-Подільської плити, і лише незначна ділянка на північно-східній окраїні Рівненщини лежить у межах Прип'ятського прогину [70].

Клімат Рівненської області помірно-континентальний: типовими для Рівненщини є м'яка зима з частими відлигами; тепле, нерідко дощове, літо. Зареєстровані максимальна і мінімальна температури повітря відповідно дорівнюють +38 і -36С°, а середньорічна кількість опадів – 600–700 мм.

Для ранньої весни характерна нестійка погода. У квітні, як правило, настають теплі сонячні дні. Літо триває з кінця травня до вересня. Зима розпочинається наприкінці листопада, а стійкий сніговий покрив утворюється в останні дні грудня – першій декаді січня. Сніговий покрив у басейні спостерігається у 80% зим. Середня висота його складає 14 см. Найбільша глибина промерзання ґрунту сягає 106 см [72].

Кількість опадів у середньому становить 600–700 мм за рік, що відповідає приблизно 6–7 тис. тонн води на гектар, а зважаючи на



порівняно незначне випаровування, зумовлено в основному значною хмарністю.

На території Рівненської області переважають вітри західного і північно-західного напрямків.

Найпоширенішими є дерново-підзолисті, опідзолені чорноземи, дернові, торфові та торфowo – болотні ґрунти.

2.2. Об'єкти досліджень

Водний об'єкт – р. Устя, притока р. Горинь. Загальна довжина цієї річки 68 км. Площа водозбору становить близько 762 км². Річка Устя, яка протікає з півдня на північ у Рівненському та Здолбунівському районах, знаходиться у південній частині Рівненщини, а точніше на Волинській височині. Утворення височини на зануреній структурній основі вважають своєрідною інверсією рельєфу. Названа річка має дві ліві притоки: р. Безодня (довжина – 13 км, площа водозбору – 68,9 км²) та Устя (струмок) (довжина – 24 км, загальна площа водозбору – 126 км²) (рис. 2.1, додаток А) [73].

На території водозбору р. Устя домінують такі типи ґрунтів, як дерново-підзолисті оглеєні, світло-сірі й сірі опідзолені, чорноземи підзолисті та торфові ґрунти. Більшість притаманних цій території ґрунтів відзначаються низькою природною родючістю.

Геологічну основу сучасної поверхні Волинської височини, де протікає р. Устя, становить рослинна поверхня верхньокрейдових відкладів, які місцями перекриваються пісковиками та вапняками нижнього сармату. Найважливішою особливістю геологічної будови височини на цій території є майже суцільне поширення лесовидної товщі (нерозчленовані середньо верхньочетвертинні лесовидні супіски та суглинки еолово-демовіального походження, потужність яких сягає 7–20 м). Саме розвиток нестійких до розмиву лесових комплексів слід називати як однією з основних передумов формування яружно-балкового рельєфу, який є найпоширенішим типом сучасної поверхні аналізованої території і визначає її загальну горбисту будову.



Національний університет
водного господарства
та природокористування

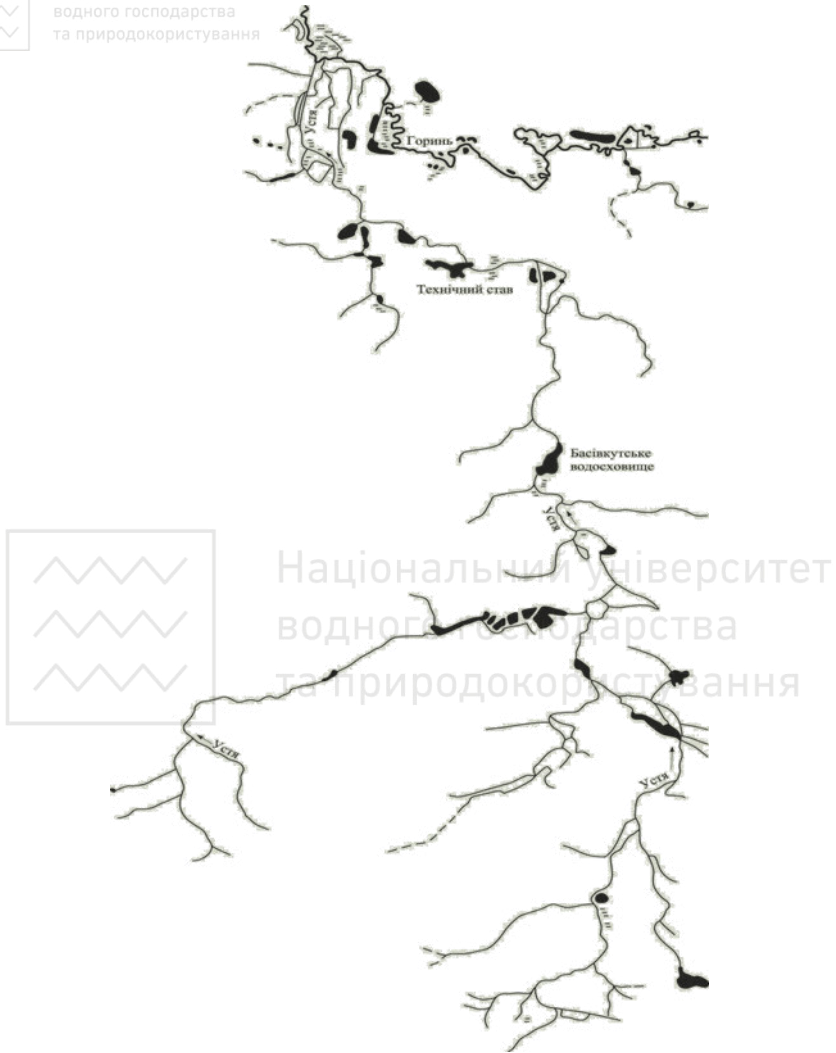


Рис. 2.1. Схема річкової мережі р. Устя

Для території водозбору р. Устя притаманні також долинні форми. У долині р. Устя чітко простежуються заболочені заплави, супіщані-суглинисті перші надзаплавні тераси та фрагменти вкритих лесовими комплексами других надзаплавних терас. Досить



виразно у межах височини виявляється широтний напрямок ерозійного розчленування [70].

На території басейну р. Устя поширені широколистяно-хвойні ліси, які представлені двома їхніми різновидами – двоярусними дубово-сосновими лісами (перший ярус – сосни, другий ярус – дуб звичайний, розвинений ліщиновий підлісок, розріджений трав'яний покрив) та грабово-дубово-сосновими трав'янистими лісами, де у першому ярусі домінує сосна звичайна, у другому – дуб звичайний, у третьому – граб. Також спостерігаються заплавні луки, що утворені лише на місцях вирубаних лісів і зосереджені на заплаві річки. Справжні заплавні луки, які займають здебільшого приусліві та центральні частини заплів, мають високі, густі, тричотириярусні травостої, переважно різнотравно-злакові. Це найпродуктивніший вид луків, на яких збирають по 20–30 ц/га високоякісного сіна.

Зооценози дубово-сонових лісів вирізняються більшою видовою різноманітністю та щільністю птахів і мишовидних гризунів (лісові полівки, жовтогорлі миші). Одночасно тут зростає кількість трофічно пов'язаних з ними хижих птахів та звірів, насамперед куниць, ласок, лисиць, тхорів. Розвиваються інші види хребетних – земноводні (ропухи, гостроморді жаби, кваші, тритони), плазуни, птахи (дрозди, дятли, тетеруки), а також різноманітні звірі [74].

Особливістю зооценозів р. Устя є багата іхтіофауна, що представлена 10 родинами риб, передусім корошових. Яскavo виявлений сезонний характер має поширення і щільність земноводних (навесні – жаби, кумки, ропухи, тритони), плазунів (черепахи, ящірки, звичайний вуж) та птахів (журавлі, кулики, горобці) [73].

У холодну пору року на території басейну р. Устя переважають південно-східні, південно-західні та західні вітри. Навесні панують вітри південно-східного та південно-західного напрямків. У літню пору домінують вітри західних та північно-західних румбів, які восени поступаються спочатку південним та західним вітрам, а з другої половини осені – південно – східним, які зменшують перехід до зимового типу атмосферної циркуляції.

Середня річна кількість опадів на аналізованій території за багаторічний період спостережень змінювалася у межах від 600 до 700 мм. Основна маса опадів випадає протягом теплого періоду



року (у квітні-жовтні до 425–475 мм) з чітко виявленим максимумом у липні (80–95 мм). Найменша кількість опадів спостерігається упродовж березня (близько 30 мм), найбільші місячні суми опадів в окремі роки сягають 200–250 мм, а добові максимуми – до 120–170 мм. На території р. Устя нерідко бувають зливи та зливові дощі, коли за короткий проміжок часу іноді випадає понад 100 мм опадів. Такі зливи можуть мати короткочасний характер. Характерною ознакою цієї території є частота повторюваність опадів: щорічно простежується, принаймні, 170–180 днів з опадами, шар яких перевищує 0,1 см. Середня тривалість бездощових періодів – це три дні. Ймовірність безперервних періодів без опадів тривалістю 40 і 50 днів (велика посуха) становить відповідно 10 і 5%, тобто такі періоди можуть бути один раз на 10 і 20 років. Загалом на території басейну, р. Устя переважають опади у рідкій фазі, в зимові місяці домінують тверді та мішані атмосферні опади (таблиця 2.1).

Таблиця 2.1
Середня місячна та річна кількість опадів за багаторічний період, мм

Види опадів	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Рік
Рідкі	4	5	7	36	57	74	84	74	54	38	28	9	470
Тверді	18	17	11	2	-	-	-	-	-	1	5	15	69
Мішані	9	10	11	9	2	-	-	-	1	6	10	16	74
Разом	31	32	29	47	59	74	84	74	55	45	43	40	613



На території басейну р. Устя переважають хмарні дні, особливо в холодну пору року, коли небо тією чи іншою мірою вкрите хмарами протягом 76–88% тривалості світлої частини доби. Навесні й особливо влітку цей показник відчутно зменшується, не перевищуючи 44–60%. Нижня хмарність на території басейну р. Устя вища порівняно з таким же показником на іншій території.

Для басейну р. Устя типові такі ґрунти, як: дерново-підзолисті оглеєні ґрунти, світло сірі й сірі опідзолені, чорноземи опідзолені, чорноземи неглибокі та торфові ґрунти.

Дерново-підзолисті оглеєні ґрунти розташовані на знижених вододільних просторах терас, на яких близько до поверхні залягають ґрунтові води. Оглеєні горизонти мають сизувате, брудно-зеленувате або голубувате забарвлення. Під гумусовим горизонтом у них залягає вимитий білястий пісок. Глибина цього горизонту – 10–40 см. Описані ґрунти визначаються малим вмістом гумусу, підвищеною кислотністю, яка зумовлена рухом алюмінію і найбільш шкідлива для рослин. Близькість ґрунтових вод і перезволоженість цих ґрунтів в окремі періоди вимагають проведення агро меліоративних заходів, насамперед осушення ґрунту. Для одержання високих урожаїв такі ґрунти треба вапнувати, вносити у них мінеральні та органічні добрива. На дерново-підзолистих оглеєних ґрунтах вирощують овочеві, технічні та кормові культури, зокрема трави.

Світло-сірі та сірі опідзолені ґрунти належать до лісостепових опідзолених ґрунтів. Материнська порода – леси та лесовидні суглинки. Цей вид ґрунту поширений на схилах. Гумусовий горизонт світло-сірих опідзолених ґрунтів не перевищує 20–25 см, під ним чітко виділяється елювіальний. Під елювіальним на глибині 28–30 см розташований бурий, ущільнений горизонт, що поступово переходить у вилугований лес. Середні показники фізико-хімічних властивостей і механічного складу опідзолених ґрунтів наведено у табл. 2.6. Вміст гумусу в орному шарі світло-сірих опідзолених ґрунтів коливається в межах 0,8–2,5%, рН сольової витяжки – 4,8–6,6, ступінь насичення основами – 50–80%.

Сірі лісові ґрунти відрізняються від світло-сірих більш розвиненим гумусовим (30–35 см) та елювіальним горизонтом. Елювіальний горизонт у них також менш розвинений і більше гумусований (1,7–2,5% гумусу), характеризується зниженою



кислотністю (рН 5,2–7), більшим ступенем насиченості основами (76–95%) і підвищеним вмістом поживних речовин. Однак природна родючість цих ґрунтів недостатня для одержання на них високих урожаїв. Середні показники фізико-хімічних властивостей і гранулометричний склад сірих лісових ґрунтів наведено у таблиці 2.2.

У басейні р. Устя розташовані також чорноземи опідзолені та неглибокі. Структура орного шару зернисто-грудкувата. Верхній горизонт характеризується слабкокислою або нейтральною реакцією ґрунтового розчину. Середні показники фізико-хімічних властивостей і гранулометричний склад чорноземних ґрунтів наведено у табл. 2.3–2.4.

Залежно від глибини верхнього торфового горизонту болотні ґрунти розподіляють на мулуvато-болотні, торфувато-болотні, торфово-болотні та торфовища. За характером водного живлення і літологічними умовами серед торфовищ розрізняють низинні, перехідні та верхові. Низинні болота знаходяться на заплаві р. Устя.



Таблиця 2.2

Фізико-хімічні властивості сірих лісових ґрунтів

Ґрунти	Глибина зразка, см	рН	Гідролітична кислотність	Увібраних основ	Ступінь насичення основами, %	Гумус, %
			мг-ека /100г ґрунту			
Сірий опідзолений	0–20	5,7	2,49	10,67	76,5	1,76
Легкосуглинковий	30–40	-	2,23	-	83,7	0,93

Таблиця 2.3

Гранулометричний склад сірих лісових ґрунтів, %

Ґрунтова відміна	Глибина зразка, см	Розміри частинок, мм						
		Пісок			Глина		Мул	Фізична глина
		>0,25	0,25-0,05	0,05-0,01	0,01-0,005	0,005-0,001		
Сірі опідзолені	0–20	0,02	10,33	6272	5,12	4,82	15,54	25,48
Крупнопилуваті	30–40	0,11	10,05	52,22	5,18	4,48	19,48	29,14
Легкосуглинкові	60–70	0,12	10,33	60,02	4,52	4,32	19,32	28,16

Таблиця 2.4

Гранулометричний склад чорноземних ґрунтів, %

Ґрунтова відміна	Глибина зразка, см	Розміри частинок, мм						
		Пісок			Глина		Мул	Фізична глина
		>0,2 5	0,25- 0,05	0,05- 0,01	0,01- 0,005	0,005- 0,001		
Сірі опідзолені	0–20	0,17	11,32	61,30	4,26	4,98	16,32	25,76
Крупно-пилуваті	25–35	0,14	7,45	62,44	5,72	4,00	18,70	28,52
Легко суглинкові	45–50	0,04	9,52	56,72	3,64	4,12	15,20	22,96



Переважаючим типом водного живлення низинних боліт території басейну р. Устя є ґрунтово помірне, води якого більш мінералізовані, ніж поверхневі. Із низинних боліт на аналізованій території найбільш поширені осоково-гіпнові, різнотравно-осокові, очеретяні та деревно-очеретяні. Ці болота характеризуються значним ступенем розкладу (20–50%), який коливається у межах 8–20%, а в окремих випадках досягає 50%. Низовинні торфовища мають великі запаси азоту (2,6–4,0%), інколи й фосфору (0,6–0,8%), але містять незначну кількість калію (0,01–0,1%). Низинні торфовища також недостатньо забезпечені мікроелементами і тому без внесення мікродобрив не дають задовільних урожаїв.

Через горбистий і хвилястий рельєф басейну р. Устя та інтенсивне використання ґрунти зазнають значного впливу водної ерозії, а тому на слабкорозмитих землях необхідно зменшувати площі пророслих культур і впроваджувати сівозміни з посівом багаторічних трав.

Річка Устя характеризується інтенсивним підвищенням рівнів води під час весняної повені та низьким стоянням у літню межень. Восени та взимку рівні води у річці дещо вищі, ніж улітку. Межень часто порушується паводками: влітку від злив, а взимку від відлиг. Весняне піднесення рівнів води в середньому припадає на першу декаду березня, іноді на третю декаду лютого. Найбільш ранні дати підвищення рівнів води внаслідок сніготанення припадають на першу декаду лютого, а найпізніші – на початок квітня. Повінь у середньому триває 40–45 днів.

Осушення боліт, регулювання русел, лісомеліорація певною мірою зумовлюють водний баланс території. Зменшення стоку пов'язане зі збільшенням сумарного випаровування, з осушенням та інтенсивною використовуваністю угідь, втратами поверхневого стоку на заповнення водовмісного шару вище рівня ґрунтових вод на осушених торфовищах та на заповнення каналів, перекритих шлюзи-регуляторами.

Збільшенню стоку сприяє також додатковий притік підземних вод унаслідок розкриття каналами водоносних горизонтів, включення замкнутих безтічних ділянок водозбору.

Зливові стоки формуються зливовими дощами та зливами, які звичайно випадають над невеликими площами. Величина максимального зливового стоку залежить від кількості опадів, які

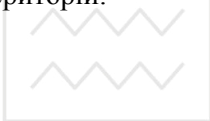


випали під час зливи, їхньої інтенсивності та характеру поверхні водозбору. Від злив на р. Устя та її притоках утворюються високі паводки, які завдають великої шкоди навколишньому середовищу, зокрема під час таких паводків відбувається інтенсивний змив ґрунтів.

Узимку та влітку, коли немає опадів, річка живиться підземними водами.

Тривалість періоду спокою на р. Устя влітку становить 130–160 днів, найбільш маловодного – 15–30 днів. Початок літнього періоду спокою припадає на травень-початок червня, а закінчується у листопаді.

Основними джерелами антропогенного забруднення басейну річки є організовані та неорганізовані скиди (табл. 2.5). До організованих належать такі, як: Здолбунівський ВАТ «Волинь», ОВДКП «Рівнеоблводоканал» (м. Рівне) та Рівненське ШЕУ (Шляхове експлуатаційне управління), а неорганізованими – є поверхневий стік із сільськогосподарських угідь та урбанізованих територій.



Таблиця 2.5

Перелік основних водокористувачів-забруднювачів вод р. Устя

Підприємство - забруднювач	Відомча належність	Об'єм скидання, тис.м			Обсяг забруднювальних речовин, які скидають, тон/рік
		Всього	НО	НДО	
2005 р.					
Здолбунівське ВАТ «Волинь»	Концерн «Укрцемент»	667	–	667	БСК повне – 6,0, завислі речовини – 11,7, нафтопродукти – 0,1, азот амонійний – 0,53, азот нітратний – 5,0, азот нітритний – 0,007, фосфати – 0,6.
ОВДКП «Рівнеоблводоканал» (м. Рівне)	Держбуд України	9125	–	9125	БСК повне – 134,7, завислі речовини – 171,6, нафтопродукти – 2,01, азот амонійний – 17,3, азот нітратний – 0,73, фосфати – 38,6.
Рівненське ШЕУ	Департамент міського господарства	77	63	14	БСК повне – 0,6, завислі речовини – 1,6, нафтопродукти – 0,26.
2006 – 2007 р.р.					

продовження табл. 2.5

Здолбунівське ВАТ «Волинь»	Концерн «Укрцемент»	686	-	686	БСК повне – 2,5, завислі речовини – 10,4, азот амонійний – 0,26, азот нітратний – 5,35, азот нітритний – 0,04, фосфати – 1,3.
Рівненське ШЕУ*	Департамент міського господарства	645	536	118	БСК повне – 5,2, завислі речовини – 4,5, нафтопродукти – 2,19.
2008 р.					
Здолбунівське ВАТ «Волинь»	Концерн «Укрцемент»	704	-	704	БСК повне – 6,8, завислі речовини – 9,7, азот амонійний – 0,40, фосфати – 2,8.
Рівненське ШЕУ	Держбуд України	1004	839	165	БСК повне – 4,6, завислі речовини – 7,9.

ШЕУ* – шляхове експлуатаційне управління

Басів Кут. Водосховище розташоване на р. Устя, яка є правою притокою р. Горинь (рис. 2.2., додаток А) [75–77].

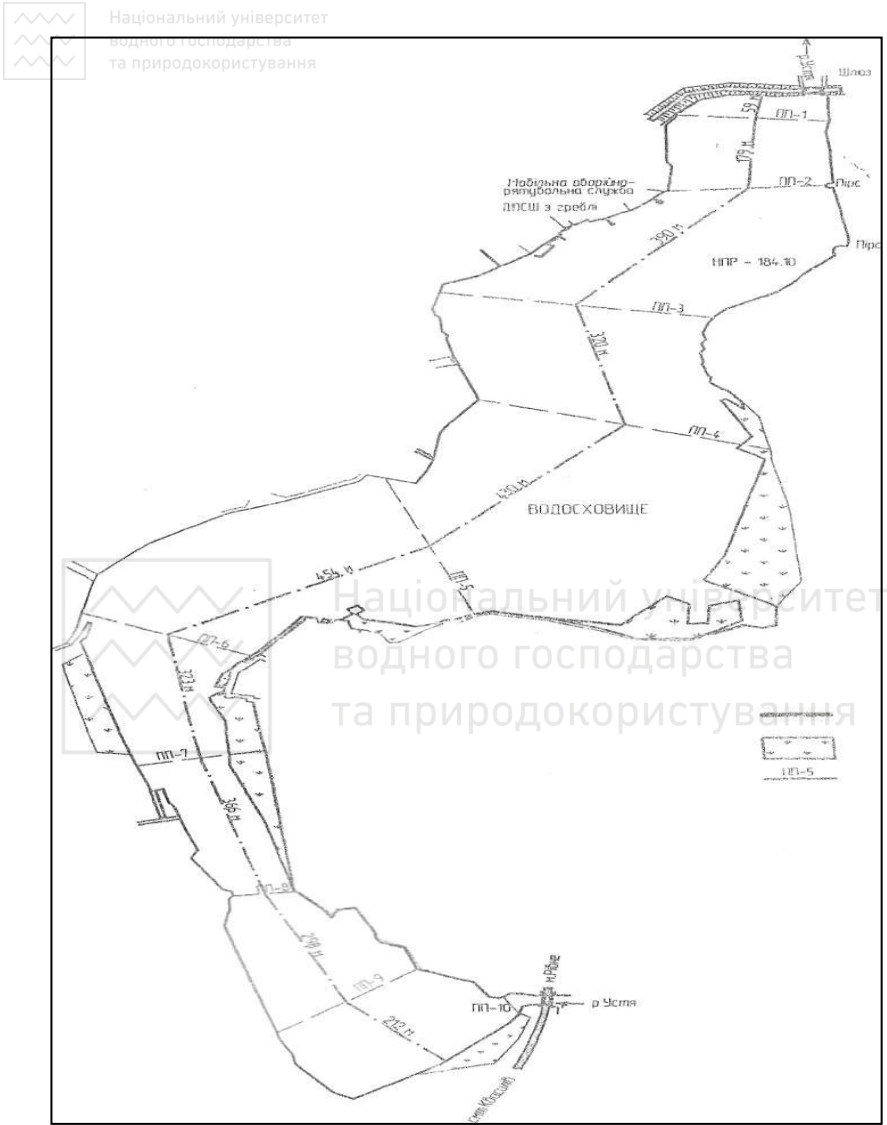


Рис. 2.2. Карта-схема водосховища Басів Кут



Район водосховища Басів Кут розташований у межах західного схилу Українського кристалічного щита, який характеризується складною структурно-геологічною і геоморфологічною будовою, широким розвитком сучасних фізико-геологічних процесів, різноманітними умовами формування і гідродинаміки підземних вод, які зумовлені положенням у межах північно-східної частини Волино-Подільського артезіанського басейну. Ситуаційний план водосховища Басів Кут розташований на додатку Г.

Геологічну будову району водосховища Басів Кут утворили четвертинні неогенові, верхньокрейдяні відклади і верхньопротерозойські відклади валдайської серії. Четвертинні відклади представлені торфом, заторфованим суглинком, пісками, супісками та суглинками. З верхньокрейдяних відкладів спостерігається крейда та мергель.

Верхньопротерозойські відклади валдайської серії виявлені пісковиками, алевролітами та аргилітами. На гідрогеологічну обстановку ділянки чинить вплив ґрунтовий водоносний горизонт, заключений в четвертинних відкладах та напірний у крейдяних та верхньопротерозойських відкладах.

Водовмісними породами ґрунтового водоносного горизонту є сучасні четвертинні відклади, представлені торфами та замуленими супісками. Першим від поверхні регіональним водоупором є мергельно-крейдяна товща потужністю 8–50 м.

Слабка природна дренажність ґрунтів перших і других надзаплавних терас сприяє доброму поверхневому стоку. Наповнення водосховища відбувається за рахунок весняної повені. В балках і пониженнях ґрунтові води залягають з поверхні на глибинах 0,20–1,2 м, на схилах їхня глибина становить 1,50–10,0 м. Коефіцієнти фільтрації ґрунтів є такими:

- торф замулений – 0,20–0,45 м/доб;
- супіски – 0,25–0,50 м/доб;
- суглинок – 0,05–0,20 м/доб.

Середньо-багаторічні дати:

- а) початку весняного паводка – 20.03–10.04;
- б) піку весняного паводка – 20.03–20.04;
- в) кінця весняного паводка – 30.04–20.05;
- г) початку осіннього паводка – 29.10–10.11;
- д) піку осіннього паводка – 14.11–20.11;



е) кінця осіннього паводка – 20.11–01.12;

ж) утворення льодового покриву – 01.12 –16.03;

з) очищення від льоду – 17.03.

Живлення водосховища є переважно снігодошовим. Режим характеризується яскраво вираженою весняною повінню і сталим меженим періодом. Гідрологічна вивченість режиму річки загалом задовільна. Норма стоку визначена за картою і складає $4,0 \text{ л/с км}^2$, коефіцієнт варіації – C_v рівний 0,45. Загальні відомості та основні характеристики подано у таблицях (2.6–2.9).



Таблиця 2.6

Загальні відомості про водосховище Басів Кут

1. Місце розташування водосховища	Південна околиця м. Рівне
2. Характеристика джерела водозабезпечення	р. Устя (25 км від гирла), права притока р. Горинь
3. Об'єм стоку $P = 75\%$	46180,6 тис.м ³
4. Тип і характеристика водосховища	1) руслове водосховище, скидне; 2) площа водосховища відповідно: - загальна – 100,2 га; - водного дзеркала – 91,28 га; 3) відмітка НІР – 184,1 м; 4) відмітка ФІР – 184,7м; 5) об'єм води при НІР 1856,3 тис.м ³ 6) площа мілководної зони – 6,8 га; 7) глибини відповідно: максимальна – 3,1 м; мінімальна – 0,80 м; середня – 2,03 м.
5. Відомча належність водосховища	Рівненське міське управління комунального господарства

продовження табл. 2.6

6. Призначення водосховища	Рекреація, любительська риболовля
7. Замовник, джерело фінансування будівництва, рік введення в експлуатацію	Не встановлено
8. Характеристика прилеглої місцевості	Прилегла територія хвиляста, скид стічних вод
9. Характеристика споруд	Гребля ґрунтова, проїзна, покриття асфальтобетон довжина – 455 м; середня висота – 6,0 м; ширина гребеня – 12,0 м; водоскидні споруди – русловий шлюз-регулятор – 1 шт.
10. Режим наповнення водосховища	Сезонний
11. Проточність	Проточний

Таблиця 2.7

Внутрішньорічний розподіл стоку водосховища Басів Кут за 2008 р., %

Водність	Місяці												Роки
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
25	4,0	13,1	35,0	10,4	4,9	7,2	4,1	2,5	2,8	3,7	5,9	6,4	2005
50	4,2	11,8	33,1	13,1	6,2	4,9	2,5	3,3	3,6	4,7	6,8	5,8	2006
75	4,2	8,9	31,0	15,4	8,6	4,6	2,4	3,1	3,7	5,2	7,3	5,6	2007
95	3,7	7,9	33,3	16,8	9,5	3,9	2,1	2,7	3,5	4,9	6,8	4,9	2008

43

Таблиця 2.8

Основні гідрографічні дані водосховища Басів Кут

Показники	Значення	Значення	Значення
Площа водозбору		558 км ²	
Річний стік	P = 50% – 56,2 млн.м ³	P = 75% – 40,4 млн.м ³	P = 95% – 23,8 млн.м ³
Максимальні витрати	P = 1% – 178 м ³ /с	P = 5% – 118 м ³ /с	P = 10% – 93,1 м ³ /с
Максимальні витрати дощові	P = 1% – 200 м ³ /с	P = 5% – 84 м ³ /с	P = 10% – 60 м ³ /с

продовження табл. 2.9

Очисні споруди ст. Здолбунів	0,1		0,1	15	14,1	0,04	0,08	
Очисні споруди «Волинь-цемент»	6,3	6,3		34,8	32,0	0,19		4,0



Вище створу Басівкутського водосховища проводиться забір поверхневих вод для технічного водопостачання. Найбільшими водоспоживачами є Здолбунівський цементно-шиферний комбінат і підприємство „Новітні крохмальні технології” (сmt. Мізоч).

Для регулювання та підтримання на заданому рівні об'єму води, в складі водосховища функціонують гребля та русловий шлюз-регулятор.

2.3. Методи досліджень

Методики дослідження передбачали проведення аналітичних, натурних та лабораторних досліджень, розрахункову частину, математичну та графічну обробку отриманих результатів.

Характеристику природних умов, водогосподарської діяльності, а також гідрологічну характеристику р. Устя та водосховища Басів Кут виконано на основі опублікованих літературних джерел та архівних матеріалів.

Натурні дослідження проводили протягом 2005–2008 років. Вони охоплювали відбір та аналіз проб води (ISO 5667– 6:1999. Качество воды. Отбор проб. Часть 6. Руководство по отбору проб из рек и водных потоков. – 1999), донних відкладів у пунктах гідрохімічного контролю (ISO 5667-12:1995. Качество воды. Отбор проб. Часть 12. Руководство по отбору проб донных отложений. – 1995) [79–84].

Проби води за гідрохімічними показниками аналізували згідно з атестованими методиками у сертифікованій лабораторії відділу аналітичного контролю Держуправління екології і природних ресурсів у Рівненській області. Також, було використано дані результатів гідрохімічних спостережень, проведених Державною екологічною інспекцією в Рівненській області.

Пункти спостережень (рис. 2.3):

- 1) 6 – Басівкутське водосховище (озеро);
- 2) 7 – м. Рівне, 0,2 км вище скиду очисних споруд ВДКП «Рівнеоблводоканал»;
- 3) 8 – м. Рівне, 0,3 км нижче скиду очисних споруд ВДКП «Рівнеоблводоканал»;
- 4) 9 – 10 км за межами м. Рівне.

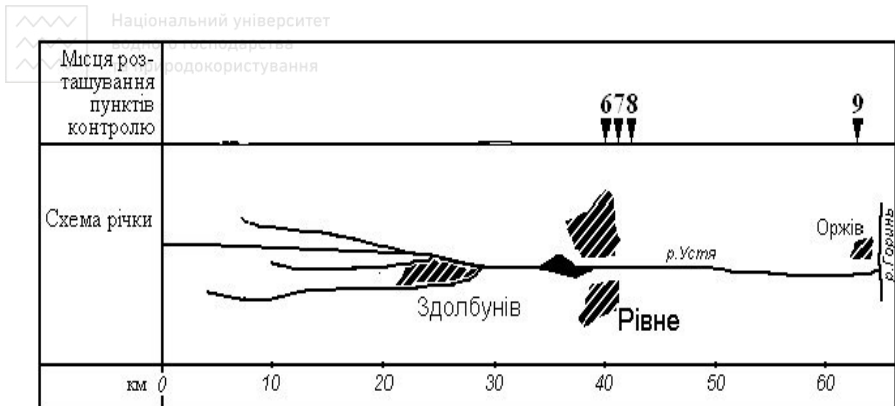


Рис. 2.3. Схема розташування пунктів гідроекологічного контролю якості води р. Устя

Обробку гідрохімічних даних проводили з використанням методик «Комплексна експертна оцінка екосистем басейнів річок (I_c)» [2] для екологічного оцінювання якості поверхневих вод. Якість вод оцінювали за результатами досліджень у контрольних створах спостереження.

Екологічну класифікацію якості поверхневих вод здійснювали за певними якісними ознаками об'єктів та за їхніми числовими значеннями-критеріями. Критеріями якості води називають показники її складу і властивостей у кількісному виразі у вигляді значення, якому відповідають певні клас та категорія – рівні якості води, встановлені за інтервалами числових значень показників її складу і властивостей [78].

Система екологічної класифікації якості поверхневих вод суші та естуаріїв України містить три блоки показників:

- блок показників сольового складу;
- блок трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників;
- блок специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

Оцінка сольового складу поверхневих вод передбачає таке:

- визначення мінералізації або галінності вод;
- встановлення класу, групи і типу вод за іонним складом (співвідношенням основних іонів);
- оцінку якості прісних (гіпо- і олігогалінних) та солонуватих (β-мезогалінних) вод за вмістом компонентів сольового складу, що



відображає ступінь їх антропогенного забруднення хлоридами, сульфатами.

Така екологічна оцінка полягає у визначенні інтегрального екологічного індексу, розрахованого як середнє арифметичне від трьох блокових індексів, за використанням якого визначено належність поверхневих вод до певного класу та категорії якості води.

Визначення об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта загалом чи окремих його ділянок полягає в обчисленні інтегрального, або екологічного, індексу I_e , величина якого дорівнює середньому арифметичному значенню блокових індексів:

$$I_e = (I_A + I_B + I_C) / 3, \quad (2.1)$$

де I_A – індекс забруднення компонентами сольового складу;

I_B – індекс трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників;

I_C – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

За методикою «Комплексної експертної оцінки екосистем басейнів річок I_e » можна визначити клас якості води, стан водного середовища та рівень антропогенного навантаження.

$I_e = 0,1-1,0$ – I клас якості води, еталонний стан, рівень антропогенного навантаження – нормальні сингенетичні сукцесії;

$I_e = 1,0-3,0$ – II клас якості води, стан добрий, рівень антропогенного навантаження – розхитування екосистеми;

$I_e = 3,0-8,0$ – III клас якості води, стан задовільний, рівень антропогенного навантаження – випадання особливо чутливих видів;

$I_e = 8,0-21,0$ – IV клас якості води, стан перехідний, порушення трофічних зв'язків у системі;

$I_e > 21,0$ – V клас якості води, стан незадовільний, криза.

На основі таких розрахунків було побудовано колові діаграми, які визначаються шкалами – радіусами, одиниця масштабу яких дорівнює лімітуючому показнику якості.

Колову діаграму (інформаційне поле) поділено на три рівнозначні сектори: сектор А – мінералізація та сольовий фон; сектор В – трофо-сапробіологічні показники; сектор С – токсикологічні та радіологічні характеристики. Факторні екологічні індекси за наведеними блоками



(I_A , I_B , I_C) обраховують за максимальним перевищенням однієї з характеристик у кожній групі при діленні їхніх фактичних значень (C_i) на регламентовану величину – екологічний оптимум (R_i):

$$I_A = C_i/R_i, \quad (2.2)$$

$$I_B = C_i/R_i, \quad (2.3)$$

$$I_C = C_i/R_i. \quad (2.4)$$

Якщо фактор трофо-сапробіологічних характеристик (В) позитивний I_B :

$$I_B = R_i / C_i. \quad (2.5)$$

Для оцінки екологічного стану поверхневих вод використовують кількісний консервативний показник – індекс фітоіндикації екологічного стану водного середовища за вищими водними рослинами (I_f) (М. О. Клименко, Ю. Р. Гроховська, 2001 р.) [55]. Величина індексу фітоіндикації залежить від видової різноманітності ценозів, наявності чутливих видів, прозорості води, а ефективність фітоіндикації, або межі застосування, залежить від вибраних для характеристики ділянок.

$$I_f = \frac{2,5 \cdot k_{cnp} \cdot N}{\sum_{i=1}^n z_i}, \quad (2.6)$$

де N – загальна кількість видів;

n – кількість занурених видів + число індикаторів (чутливих видів), n не дорівнює нулю;

2,5 – поправочний коефіцієнт;

k_{cnp} – коефіцієнт сприятливості для розвитку ВВР, введений для можливості порівняння видового складу водних екосистем або їхніх ділянок, що різняться за гідрологічними та гідрфізичними характеристиками;

z_i – коефіцієнт значущості індикатора, визначений залежно від чутливості виду до забруднень. Усім зануреним рослинам, приймається за 1.



Після розрахунку індексу фітоіндикації визначаємо клас якості води (табл. 2.10).

Таблиця 2.10

Класифікація поверхневих вод та значення індексу фітоіндикації за вищими водними рослинами

Клас якості	1–2	3	4		5
Стан водного середовища	добрий	задовільний	перехідний	поганий	дуже поганий
Значення I_f	< 3,0	від 3,0 до 8,0	від 8,1 до 11,0	від 11,1 до 15,0	більше 15,1

Також було проведено оцінку якості води з використанням методів біотестування.

1. Гострі тести на гіллястовусих ракоподібних *Daphnia magna* (КНД 211.1.4.055-97 Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus. – К., 1997).

2. Тест на цибулі звичайній (*Allium cepa* L.) (НД Методика визначення рівня токсичності поверхневих і зворотних вод для контролю відповідності їх якості встановленим нормативним вимогам. Затверджена наказом Мінекобезпеки України від 31.01.99 № 27).

3. Біотест на токсичність за зміною довжини корінця у салату посівного (*Lactuca sativa* L.) (НД Методика визначення рівня токсичності поверхневих і зворотних вод для контролю відповідності їх якості встановленим нормативним вимогам. Затверджена наказом Мінекобезпеки України від 31.01.99 № 27).

Ці види запропоновано як чутливі тест-об'єкти канадської лабораторії за програмою WaterTox. Ці методики описано в стандартах для країн ЄС. В Україні питаннями розробки методик біотестування займається Інститут гідробіології НАНУ, співробітники якого запропонували мікроядерний тест як метод оцінки генотоксичності води.

Обрахунок фітотоксичного ефекту та оцінку рівня токсичності води проводили за методикою А. І. Горової.



Фітотоксичний ефект визначається у відсотках щодо маси рослин, довжини кореневої або стеблової системи, кількості ушкоджених рослин або кількості проростків. На основі кількості рослинної маси, що утворилася, фітотоксичний ефект розраховують за формулою:

$$\Phi E = \frac{M_0 - M_x}{M_0} \times 100, \% \quad (2.7)$$

де M_0 – маса або ростові показники рослин у пробірках з контрольною водою;

M_x – маса або ростові показники рослин у пробірках із досліджуваною водою.

Таблиця 2.11

Шкала оцінки рівня токсичності води (за А. І. Горвою)

Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %	Рівень токсичності
0–20	Відсутня або слабка токсичність
20,1–40	Середня
40,1–60	Вища за середній
60,1–80	Висока
80,1–100	Максимальна

Крім того, було проведено відбір проб зообентосу (хірономід) за загальноприйнятими методиками і аналізи на визначення важких металів за методикою ФР.1.34.2005.01733 (Методика виконання измерений массовой доли подвижных форм тяжелых металлов и токсичных элементов) – ГОСТ Р.8.563-96 і ГОСТ Р ІСО 5725-2002 (частина 1–6), для оцінки стану поверхневих вод досліджуваних об'єктів. Відбір проб проводили за загальноприйнятими методиками.



ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 2

У результаті аналізу природних умов об'єктів дослідження можна зробити такі висновки:

1. Річка Устя загальною довжиною 68 км, із площею водозбору 762 км², протікає з півдня на північ у Рівненському та Здолбунівському районах. Кліматичні умови басейну річки такі: помірно-континентальний клімат з теплим і вологим літом та м'якою хмарною зимою.
2. Річка Устя визначається інтенсивним підвищенням рівнів води під час весняної повені та низьким стоянням у літню межень. Межень часто порушується паводками: влітку від злив, а взимку від відлиг. Весняне піднесення рівнів води в середньому припадає на першу декаду березня, іноді – на третю декаду лютого.
3. Водосховище Басів Кут розташоване у межах західного схилу Українського кристалічного щита, який характеризується складною структурно-геологічною і геоморфологічною будовою, широким розвитком сучасних фізико-геологічних процесів, різноманітними умовами формування і гідродинаміки підземних вод. Живлення водосховища переважно снігодошове. Режим прикметний яскраво вираженою весняною повінню і сталим меженим періодом.
4. Основні джерела антропогенного забруднення басейну річки – це організовані (Здолбунівський ВАТ «Волинь», ОВДКП «Рівнеоблводоканал» (м. Рівне)) і Рівненське ШЕУ та неорганізовані скиди – (поверхневий стік із сільськогосподарських угідь та урбанізованих територій).
5. Використані у роботі методики досліджень є загальноприйнятими, базуються на нормативних документах та відповідають поставленим завданням.



ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

Екологічною оцінкою якості вод традиційно називають зарахування води до певного класу, категорії згідно з екологічною класифікацією на підставі аналізу значень показників її складу і властивостей. Екологічна оцінка якості вод дає інформацію про воду як складову водної екосистеми, про її придатність як життєвого середовища гідро біонтів і важливу частину природного середовища людини [2–3].

Екологічна оцінка якості поверхневих вод є основою для з'ясування тенденцій її змін у часі і просторі, визначення впливу антропогенного навантаження на екосистеми водних об'єктів, оцінки змін стану водних ресурсів, вирішення економічних і соціальних питань, пов'язаних із забезпеченням охорони довкілля, інформування громадськості, основою для встановлення впливу господарської діяльності на навколишнє середовище, розроблення певних водоохоронних регламентів і застережень (стосовно кожного водного об'єкта окремо), планування і здійснення водоохоронних заходів та оцінки їхньої ефективності [85–86].

3.1. Оцінка впливу структури водозбору на формування якості води

Проблемою якісної та кількісної оцінки стану екосистеми басейнів малих річок займалися такі науковці, як А. Г. Булавко, В. Є. Водогрецький, Я. О. Мольчак, Й. В. Гриб, М. О. Клименко, В. Н. Жукінський, А. А. Верниченко, В. І. Пелешенко, О. А. Ліхо, Ю. Р. Гроховська, В. Й. Мельник та ін. [86–89].

Для дослідження змін природного функціонування та збалансованості екологічної системи р. Устя було проведено якісну та кількісну оцінку рівня антропогенного навантаження на її басейн. Вихідними даними для розрахунків були дані спостережень низових ланок системи Мінекоресурсів, Держводгоспу та Держкомгідромету України, а саме: спостереження були проведені Басейновим управлінням Рівненської області згідно з методиками



визначення складу, властивостей та забруднювальних речовин проб природних вод.

Оцінку ступеня антропогенної перетвореності сучасного ландшафту (стан земельних ресурсів басейну річки) було проведено за методикою КПАН (М. О. Клименко, О. А. Ліхо, 2004 р.). У цій методиці коефіцієнт антропогенної перетвореності території, яку досліджували, вираховують за сумою всіх видів природокористування:

$$КПАН = \frac{\sum_{i=1}^n \alpha_i \delta_{BP} + \sum_{i=1}^m \tau_i \delta_{ЗР} + \sum_{i=1}^k \beta_i \delta_{ТН}}{\sum_{i=1}^n \alpha_i + \sum_{i=1}^m \tau_i + \sum_{i=1}^k \beta_i}, \quad (3.1)$$

де α_i , β_i , τ_i – значення вагових коефіцієнтів відповідно для блоків «Використання водних ресурсів», «Техногенне навантаження», «Використання земельних ресурсів».

δ_{BP} , $\delta_{ЗР}$, $\delta_{ТН}$ – індекси для визначення екологічного стану для відповідних показників.

Екологічний стан басейну за цією методикою може бути оцінений, як: «покращений», «добрий», «задовільний», «незадовільний» і «катастрофічний». Оцінка екологічного стану басейну малої річки на підставі КПАН дає можливість виділити показники та складові системи, що відіграють переважну роль у формуванні екологічного стану басейну.

Словацькі вчені Е. Клементова, В. Гейніге в якості кількісної та якісної оцінки екологічної стійкості ландшафту запропонували оцінку стану басейну на основі визначення коефіцієнта стабілізації та стійкості ландшафту – $P_{кесл}$.

Коефіцієнт екологічної стабільності ландшафту ($P_{кесл}$) вираховують як відношення площ стабільних елементів ландшафту до нестабільних:



$$P_{KECJI} = \frac{\sum_{i=1}^n F_{cm}}{\sum_{i=1}^m F_{ncm}}, \quad (3.2)$$

де F_{cm} – площі зі стабільними елементами ландшафту, %;

F_{ncm} – площі з нестабільними елементами ландшафту, %.

До стабільних елементів, на думку вчених, належать ті, які позитивно впливають на ландшафт, а саме: площі, зайняті під лісами, лісосмугами, болота та заболочені землі, луки, пасовища, природоохоронні території. До нестабільних зараховують сільські та міські забудови, ріллю, городи, водосховища, водостоки, канали і землі промислового використання.

Залежно від значень $P_{кесл}$ надають оцінку стійкості ландшафту за такою класифікацією: $P_{кесл} < = 0,5$ – нестабільна з яскраво виявленою нестабільністю; $P_{кесл} = 0,5...1$ – нестабільна; $P_{кесл} = 1,01...3,0$ – умовно нестабільна; $P_{кесл} = 3,01...4,5$ – стабільна; $P_{кесл} > 4,5$ – стабільна з яскраво виявленою стабільністю.

Таблиця 3.3

Оцінка екологічного стану басейну р. Устя

№ з/п	р. Устя		
	$P_{кесл}$	$P_{кпан}$	ПТН (показник техногенного навантаження)
1.	4,65 Стабільний з яскраво виявленою стабільністю	3,78 Задовільний	24,6 (у межах норми)

За коефіцієнтом екологічної стабільності ландшафту басейн оцінюємо як стабільний із яскраво виявленою стабільністю.

За комплексним показником антропогенного навантаження ($P_{кпан} = 3,78$) екологічний стан басейну оцінений, як задовільний.



3. 2. Особливості формування якості поверхневих вод

Для оцінювання і співставлення рівня екологічного благополуччя поверхневих вод за окремими ділянками р. Усті та водосховища Басів Кут протягом періодів спостережень було проведено об'єднану екологічну оцінку якості води. Для оцінки якості поверхневих вод використано методику «Комплексної експертної оцінки екосистем басейнів річок». Оцінку якості води здійснено за екологічним коефіцієнтом Іе, який визначено за гідробіологічними, гідрохімічними і бактеріологічними показниками. Як видно з даних табл. 3.1–3.2 і рис. 3.1–3.16, у водах р. Устя та водосховища Басів Кут спостережено перевищення екологічних нормативів показників сольового, трофо-сапробіологічного блоку, та показників специфічної дії. Найбільші перевищення характерні спостерігаємо по вмісту хлоридів, азоту нітратного, азоту нітритного, фосфатів, міді та цинку.



Таблиця 3.1

Результати гідрохімічного аналізу якості поверхневих вод р. Усті (з 2005 до 2012 рр.)

Показники	2005			2006			2008-2012		
	Створ 1.1, Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеобл-водоканал»	Створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеобл-водоканал»	Створ 1.3, 10 м. Рівне	Створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеобл-водоканал»	Створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеобл-водоканал»	Створ 1.3, 10 м. за межами м. Рівне	Створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеобл-водоканал»	Створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеобл-водоканал»	Створ 1.3, 10 м. за межами м. Рівне
Сума іонів мг/дм ³	515	569	546	630	754	699	876	568	834
Сульфати, мг/дм ³	22,10	19,58	21,20	41,02	47,03	51,03	-	64,0	75,1
Хлориди, мг/дм ³	14,15	24,10	30,50	12,41	32,30	37,90	-	14,2	20,6
Завислі речовини, мг/дм ³	6,70	6,70	8,30	12,70	12,0	13,60	6,68	6,9	7,2
Розчинений кисень, мг/дм ³	10,04	7,70	6,30	8,59	8,92	7,64	9,0	8,4	9,4
ХСК, мг/дм ³	21,25	35,50	40,75	21,75	33,25	39,50	-	31,5	36,5
Азот амонійний, мг/дм ³	0,06	2,11	4,59	0,22	3,62	3,87	0,3	1,72	2,97
Азот нітратний, мг/дм ³	3,46	0,56	0,45	3,3	4,04	3,23	1,88	6,34	10,05
Азот нітритний, мг/дм ³	0,054	0,133	0,209	0,155	0,120	0,355	0,037	0,089	0,530
Фосфати, мг/дм ³	0,16	0,64	1,24	0,14	1,49	1,79	0,15	0,61	2,07
БСК 5, мг/дм ³	2,73	4,80	7,55	5,39	5,55	6,20	-	12,0	11,7

продовження табл. 3.1

Мідь, мг/дм ³	0,007	0,030	0,035	0,012	0,043	0,046	0,007	0,015	0,016
Цинк, мг/дм ³	0,025	0,079	0,085	0,049	0,038	0,042	0,06	0,036	0,067
Залізо, мг/дм ³	0,08	0,08	0,10	0,30	0,11	0,23	0,50	0,42	0,37
Нафтопродукт, мг/дм ³	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Фториди, мг/дм ³	0,05	0,19	0,42	0,09	0,27	0,38	-	-	-



Національний університет
водного господарства
та природокористування

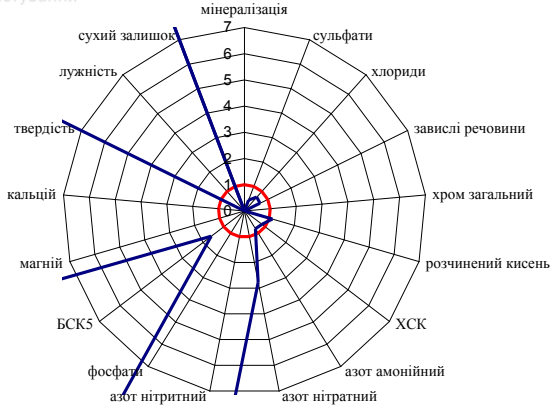


Рис. 3.1. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2005 рік (створ 1.1)



Рис. 3.2. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2005 рік (створ 1.2)

- Еталонні значення характеристик екологічної оцінки водних екосистем;
- Фактичні значення характеристик екологічної оцінки водних екосистем



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Рис. 3.3. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2005 рік (створ 1.3)



Національний університет
водного господарства
та природокористування

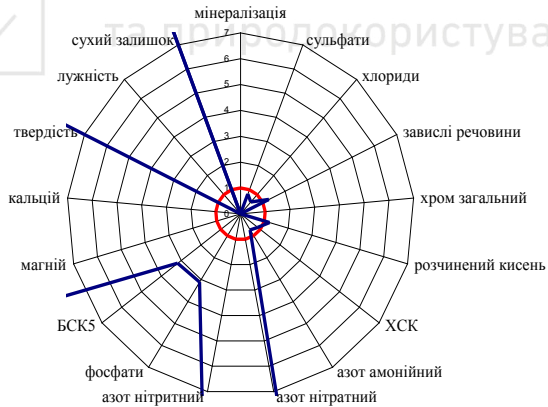


Рис. 3.4. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2006 рік (створ 1.1)



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Рис. 3.5. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2006 рік (створ 1.2)



Національний університет
водного господарства
та природокористування

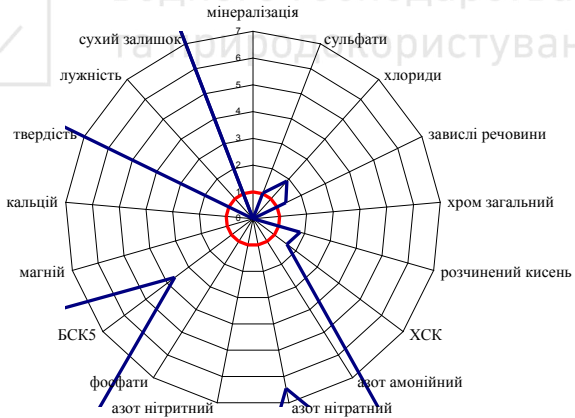


Рис. 3.6. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2006 рік (створ 1.3)



Національний університет
водного господарства
та природокористування

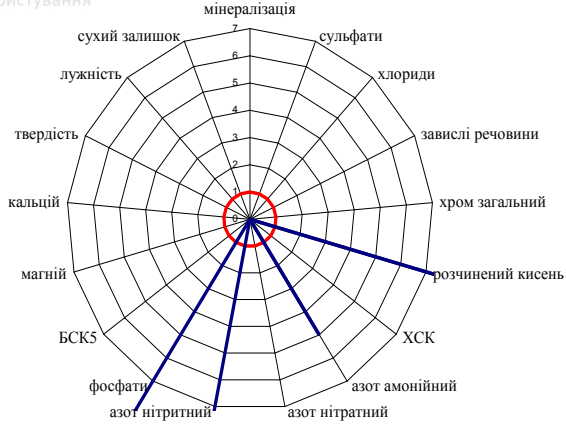


Рис. 3.7. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2007 рік (створ 1.1)



Національний університет
водного господарства
та природокористування

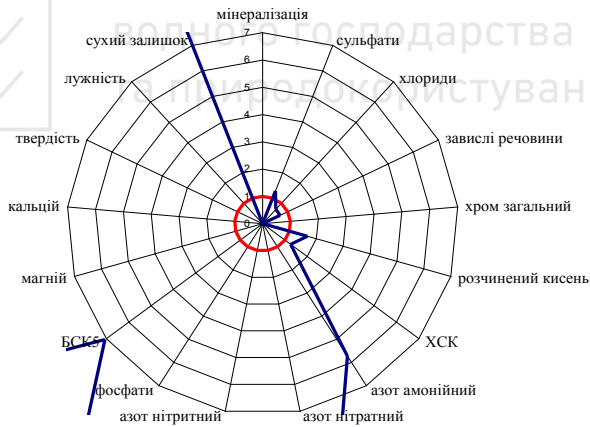


Рис. 3.8. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2007 рік (створ 1.2)



Рис. 3.9. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2007 рік (створ 1.3)

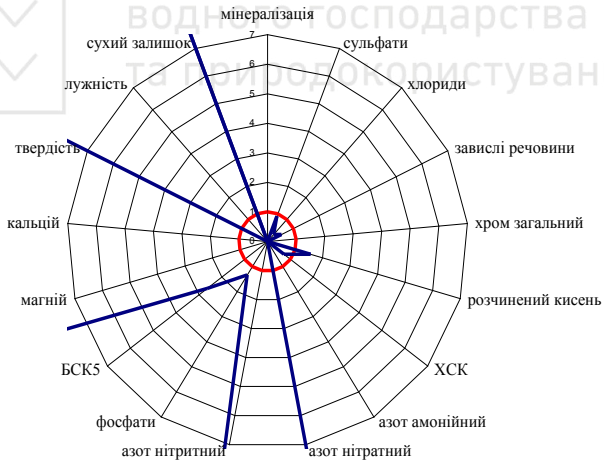


Рис. 3.10. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2008 рік (створ 1.1)



Національний університет
водного господарства
та природокористування

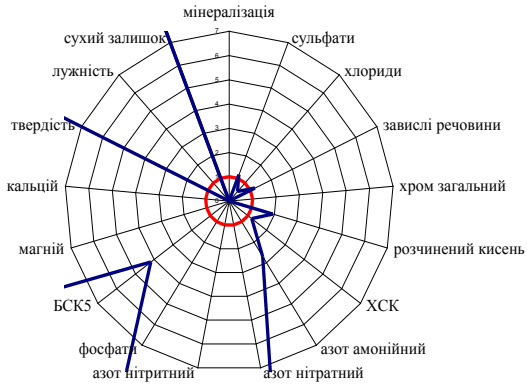


Рис. 3.11. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2008 рік (створ 1.2)



Національний університет
водного господарства
та природокористування

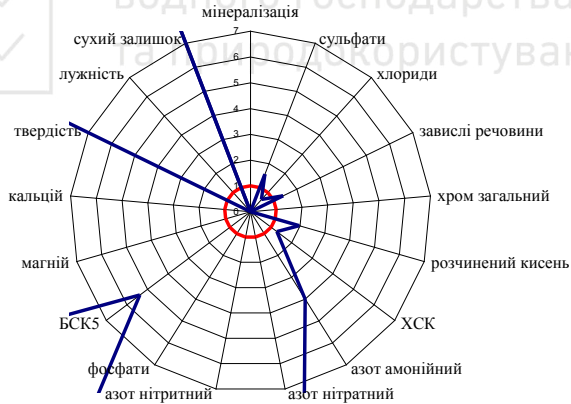


Рис. 3.12. Якість води за середніми значеннями показників р. Устя за 2008 рік (створ 1.3)

Таблиця 3.2

**Результати гідрохімічного аналізу якості поверхневих вод водосховища Басів Кут
(з 2005 до 2012 рр.)**

Показники	2005	2006	2008	2012
Сума іонів, мг/дм ³	548	580,9	548	610,6
Сульфати, мг/дм ³	52,45	41,7	32,5	33,1
Хлориди, мг/дм ³	31,25	31,0	27,4	35,8
Завислі речовини, мг/дм ³	6,8	10,25	-	6,0
Хром, мг/дм ³	-	-	-	-
Розчинений кисень, мг/дм ³	9,2	10	11,7	11,6
ХСК, мг/дм ³	42,5	28,0	-	41,5
Азот амонійний, мг/дм ³	1,45	0,22	0,00068	0,0089
Азот нітратний, мг/дм ³	6,2	1,67	4,97	2,3
Азот нітритний, мг/дм ³	0,039	0,82	0,0087	0,069
Фосфати, мг/дм ³	0,02	0,02	0,03	0,03
БСК ₅ , мг/дм ³	3,60	5,72	11,4	9,8
Мідь, мг/дм ³	0,004	0,006	0,002	0,006
Цинк, мг/дм ³	0,001	0,028	0,009	0,002
Залізо, мг/дм ³	0,12	0,12	0,14	0,06
Фториди, мг/дм ³	0,36	0,06	-	-
Нафтопродукти, мг/дм ³	0,5	0,3	0,3	0,3



Рис. 3.13. Якість води за середніми значеннями показників водосховища Басів Кут за 2005 р.



Рис. 3.14. Якість води за середніми значеннями показників водосховища Басів Кут за період 2006 р.



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Рис. 3.15 Якість води за середніми значеннями показників водосховища Басів Кут за період 2008 р.



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Рис. 3.16. Якість води за середніми значеннями показників водосховища Басів Кут за період 2012 р.



3.3. Оцінка якості води за показниками сольового блоку

Сольовий склад поверхневих вод оцінюють за сумою іонів та окремими інгредієнтами. Клас води визначають за переважаючими аніонами, групи – катіонами, тип води – за співвідношенням між іонами. Під час дослідження було оцінено показники сольового складу для основних створів спостережень р. Устя та водосховища Басів Кут.

Установлено, що лімітуючими показниками сольового блоку води р. Устя є сульфати, хлориди та загальна мінералізація. За показниками сольового блоку вода має III клас якості, стан – задовільний, ступінь чистоти – забруднена, стан за категорією – посередній, ступінь чистоти за категорією – помірно забруднена.

Аналогічну оцінку було проведено для водної екосистеми водосховища Басів Кут. Від початку дослідження у 2005 році спостерігалася тенденція до зменшення кількості забруднювальних речовин у водосховищі. Середньорічні показники за сольовим блоком I_A були найкращими у 2008 році ($I_A=1,37$), найгірші показники зафіксовано у 2012 році ($I_A=1,8$) (табл. 3.4), (рис. 3.16 – 3.17). Вода водосховища за показниками цього блоку належить до II класу якості.

Установлено, що показники мінералізації води водосховища у період 2005–2012 р.р. коливалися у межах $490,4 \text{ мг/дм}^3$ у 2008 р. та $610,6 \text{ мг/дм}^3$ у 2012 р. Це дає змогу констатувати про наявність тенденції до збільшення рівня мінералізації води. Вміст хлоридів у воді коливався в межах від $27,4$ до $35,8 \text{ мг/дм}^3$ із тенденцією до зростання за період досліджень. Щодо вмісту сульфатів, то спостерігаються зменшення їхньої кількості від $52,45 \text{ мг/дм}^3$ (2005 р.) до $33,1 \text{ мг/дм}^3$ (2012 р.).

Проведена екологічна оцінка якості поверхневих вод р. Устя та водосховища Басів Кут на основі показників сольового блоку за роками спостережень дає змогу простежити зміну класу води річки та проаналізувати ступінь гідроекологічного впливу джерел забруднення вод.

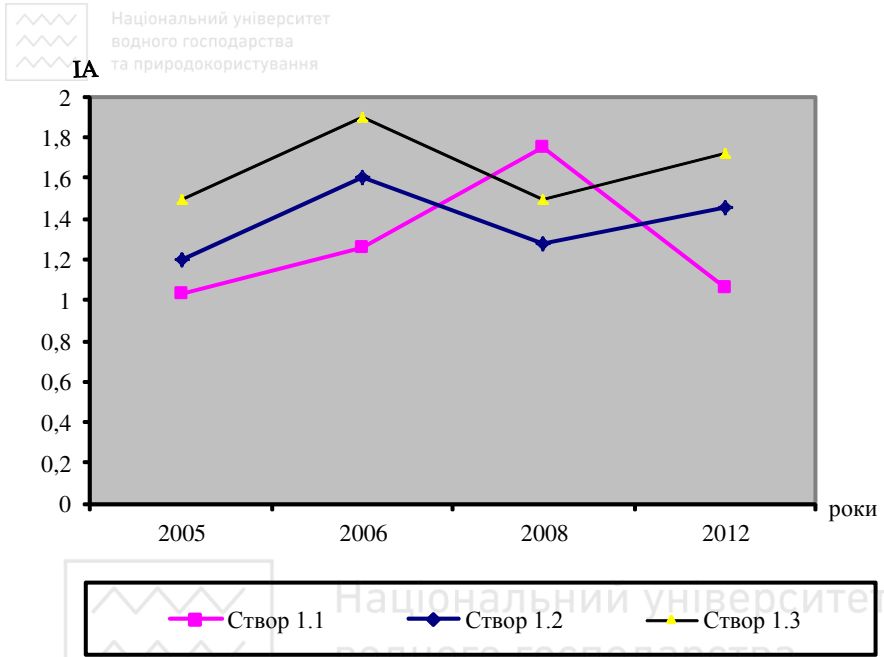


Рис. 3.17. Зміна показників сольового блоку (IA) р. Устя за період 2005-2015 рр.

Таблиця 3.4

Екологічна оцінка сучасного стану якості поверхневих вод р. Устя та водосховища Басів Кут за показниками сольового блоку (період 2005–2012 рр.)

Пункт Спостережень	Сума іонів, мг/ дм ³	Хлориди, мг/ дм ³	Сульфати, мг/дм ³	Мінералізація	Іонний склад	I _A
2005 рік						
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	515/1,03	14,15/0,70	22,10/0,4	прісні/прісні	олігогалинні	1,03
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	569/1,14	24,10/1,2	19,98/0,4	прісні/прісні	олігогалинні	1,2
р. Устя, створ 1.3, 10 м. за межами м. Рівне.	546/1,09	30,50/1,5	21,20/0,4	прісні/прісні	олігогалинні	1,5
водосховище Басів Кут	548/1,1	31,25/1,56	52,45/1,05	прісні/прісні	олігогалинні	1,56
2006 рік						
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	630/1,26	12,41/0,6	41,02/0,8	прісні/прісні	олігогалинні	1,26
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	754/1,50	32,3/1,6	47,03/0,9	прісні/прісні	олігогалинні	1,6

продовження табл. 3.4

р. Устя, створ 1.3, 10 м. за межами м.Рівне.	699/1,39	37,90/1,9	51,03/1,02	прісні/прісні	олігогалинні	1,9
водосховище Басів Кут	580,9/1,16	31/1,56	41,7/ 0,82	прісні/прісні	олігогалинні	1,56
2008 – 2012 рік						
р. Устя, створ 1.1, м.Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	876/1,75	18,4/0,92	61,0/1,22	прісні/прісні	олігогалинні	1,75
р. Устя, створ 1.2, м.Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	568/1,13	14,2/0,71	64,0/1,28	прісні/прісні	олігогалинні	1,28
р. Устя, створ 1.3, 10 м. за межами м. Рівне.	753/1,5	20,6/1,03	75,1/1,5	прісні/прісні	олігогалинні	1,5
водосховище Басів Кут	490,4/0,98	27,4/1,37	32,5/0,65	прісні/прісні	олігогалинні	1,37

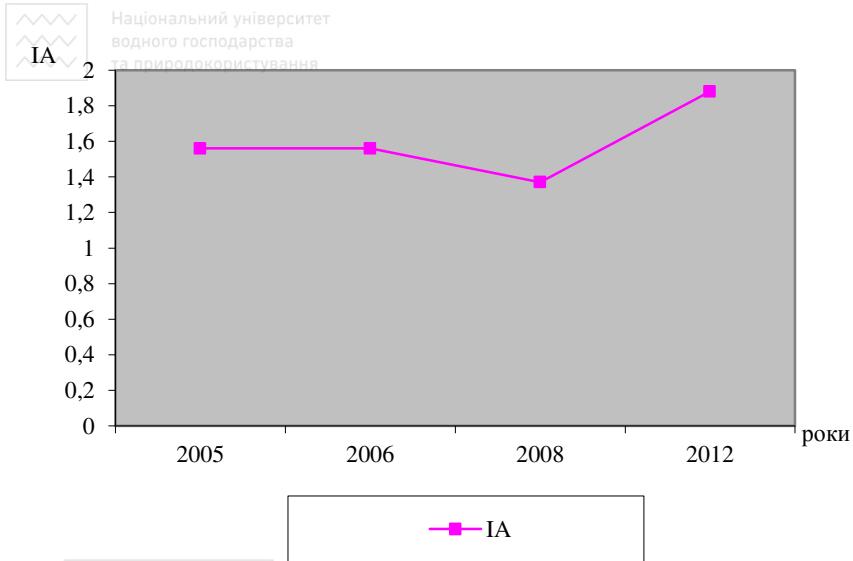


Рис. 3.18. Зміна показників сольового блоку (IA) водосховища Басів Кут за період 2005-2012 рр.

3.4. Оцінка якості води за трофо-сапробіологічним блоком

Екологічна класифікація якості поверхневих вод за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями передбачає аналіз вод за такими показниками [90–94]: гідрофізичні (завислі речовини, прозорість); гідрохімічні (рН, концентрація азоту амонійного, нітритного, фосфору, фосфатів, розчиненого кисню, перманганатну та біхроматну окисності – ХПК, БПК); гідробіологічні (біомаса фітопланктону, індекс самоочищення, самозабруднення); бактеріологічні (чисельність бактерій планктону та сапрофітних бактерій); біоіндикація сапробності.

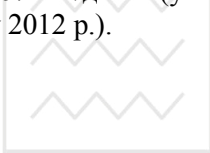
У таблиці 3.5 наведено екологічну оцінку сучасного стану якості поверхневих вод р. Устя та водосховища Басів Кут за показниками трофо-сапробіологічного блоку (період 2005–2012 рр.).

Аналіз якості води р. Устя за трофо-сапробіологічним блоком показав, що у період 2005–2012 рр. показник рН коливався в межах від 7,7 до 8,5; у 2008 р. спостерігалось значне перевищення вмісту у



воді фосфатів: показник становив близько $2,07 \text{ мг/дм}^3$; у 2012 р. – різке зменшення: показник становив $0,76 \text{ мг/дм}^3$. За цим блоком вода належить до III класу якості, стан – задовільний, ступінь чистоти – забруднена, стан за категорією – посередній, ступінь чистоти за категорією – помірно забруднена.

Оцінка якості води водосховища Басів Кут за показниками трофосапробіологічного блоку дала змогу виявити, що впродовж років досліджень спостерігалось значне перевищення екологічних нормативів у більшості показників. Концентрація азоту амонійного протягом років спостережень коливалася: у 2005 р. – $1,45 \text{ мг/дм}^3$, у 2006 р. – $0,22 \text{ мг/дм}^3$ та у 2008 – 2012 рр. від $0,0068$ до $0,0089 \text{ мг/дм}^3$. Вміст розчиненого кисню у воді є недостатнім, який змінювався по роках від $9,2$ до $11,6 \text{ мг/дм}^3$. Кількість азоту нітритного змінювалася у межах від $0,0087$ до $0,82 \text{ мг/дм}^3$, що засвідчує перевищення екологічного нормативу, і цей показник є лімітуючим. Вміст азоту нітратного коливався: $6,2 \text{ мг/дм}^3$ (у 2005 р.), $1,67 \text{ мг/дм}^3$ (у 2006 р.), $4,97 \text{ мг/дм}^3$ (у 2008 р.) та $2,3 \text{ мг/дм}^3$ (у 2012 р.).





**Екологічна оцінка сучасного стану якості поверхневих вод
р. Устя та водосховища Басів Кут за показниками трофо-
сапробіологічного блоку (період з 2005 до 2012 рр.)**

Пункти спостережень	Завислі речовини, мг/дм ³	Азот амонійний, мг/дм ³	Азот нітритний, мг/дм ³	Азот нітратний, мг/дм ³	Фосфати, мг/дм ³	Розчинений кисень, мг/дм ³	I _B
2005 рік							
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеобл-водоканал»	6,70/0,67	0,06/ 0,2	0,054/ 5,4	3,46/ 6,92	0,16/ 3,2	10,04/ 1,39	6,92
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеобл-водоканал»	6,70/0,67	2,11/ 7,03	0,133/ 13,3	0,56/ 1,12	0,64/ 12,8	7,70/ 1,8	13,3
р. Устя, створ 1.3, 10 м за межами м. Рівне	8,30/0,83	4,59/ 15,3	0,209/ 0,9	0,45/ 2,9	1,24/ 24,8	6,30/ 2,22	24,8
водосховище Басів Кут	6,80/0,68	1,45/ 4,8	0,039/ 9	6,2/ 12,4	0,02/ 0,4	9,2/ 1,52	12,4
2006 рік							
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеобл-водоканал»	12,70/ 1,27	0,22/ 0,73	0,155/ 15,5	3,3/ 6,6	0,14/ 2,8	8,59/ 1,62	15,5



1	2	3	4	5	6	7	8
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеobl- водоканал»	12,0/ 1,2	3,62/ 12,06	0,120/ 12,0	4,04/ 8,08	1,49/ 29,8	8,92/ 1,56	29,8
р. Устя, створ 1.3, 10 м. за межами м. Рівне	13,6/ 1,36	3,87/ 12,09	0,355/ 35,5	3,23/ 6,46	1,79/ 35,8	7,64/ 1,83	35,8
водосховище Басів Кут	4,8/ 0,48	0,22/ 0,72	0,082/ 8,2	1,67/ 3,34	0,02/ 0,4	10,0/ 1,4	8,2
2008-2012 рр.							
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеobl- водоканал»	6,68/ 0,68	0,3/ 1,0	0,037/ 3,7	1,88/ 3,76	0,15/ 3,0	9,0/ 1,55	3,7
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеobl- водоканал»	6,9/ 0,69	1,72/ 5,73	0,089/ 8,9	6,34/ 12,68	0,61/ 12,2	8,4/ 1,66	12,68
р. Устя, створ 1.3, 10 м. за межами м. Рівне	7,2/ 0,72	2,97/ 9,9	0,530/ 53,3	10,05/2 0,1	2,07/ 41,4	9,4/ 1,48	53,3
водосховище Басів Кут	-	0,0068/ 0,02	0,0087/0, 87	4,97/ 9,96	0,03/ 0,6	11,7/ 1,19	9,96

Отже, за показниками трофо-сапробіологічного блоку поверхневі води водосховища належать до III класу якості води. Стан водного середовища – задовільний, стан за категорією – посередній, ступінь чистоти води – забруднена.



3.5. Оцінка якості води за специфічними показниками

Блок показників якості поверхневих вод за критеріями вмісту і біологічної дії специфічних речовин містить три спеціалізовані класифікації:

- екологічна класифікація якості поверхневих вод за критерієм вмісту специфічних речовин токсичної дії;
- екологічна класифікація якості прісних гіпо- і олігогалинних та солонуватих β -мезогалинних вод за рівнем токсичності;
- екологічна класифікація якості поверхневих вод за критеріями спеціальних показників радіаційної дії.

Екологічну оцінку якості поверхневих вод за спеціальними показниками токсичної дії проводять шляхом виявлення наявності та вмісту у воді таких інгредієнтів, як: Hg, Cd, Cu, Zn, Pb, Cr, Ni, As, Fe, Mn, фториди, ціаніди, нафтопродукти, феноли і СПАР. Оцінка за вмістом важких металів базується на встановленні їхнього загального вмісту у воді.

Токсичність поверхневих вод зумовлена індивідуальною чи сукупною дією вищевказаних речовин, а також інших інгредієнтів, що потрапляють у водні об'єкти у складі промислових, сільськогосподарських, комунальних стічних вод, а також з поверхневим стоком та атмосферними опадами.

Для екологічної оцінки якості поверхневих вод за специфічними показниками радіаційної дії використовують: сумарну β -активність, концентрацію Sr-90 та Cs-137.

Характеристику поверхневих вод р. Усті та водосховища Басів Кут за показниками специфічної дії проводили у період з 2005 до 2008 рр. (рис. 3.19, 3.20, табл. 3.6). Було проаналізовано якість води за такими показниками, як: залізо (Fe), мідь (Cu), марганець (Mn), цинк (Zn), нафтопродукти (дані наведені у табл. 3.8).

Аналіз показників специфічного блоку якості води р. Устя в період з 2005 до 2012 рр. встановив, що у 2005 р. та у 2006 р. спостерігалось значне перевищення концентрації міді у воді, а також заліза (2006–2012 рр.), цинку та марганцю за всі роки спостереження.

Відслідковано значне коливання показників специфічного блоку в межах досліджуваної ділянки, найбільші перевищення показників специфічного блоку виявлено у створах нижче скиду очисних споруд ВДКП «Рівнеоблводоканал».

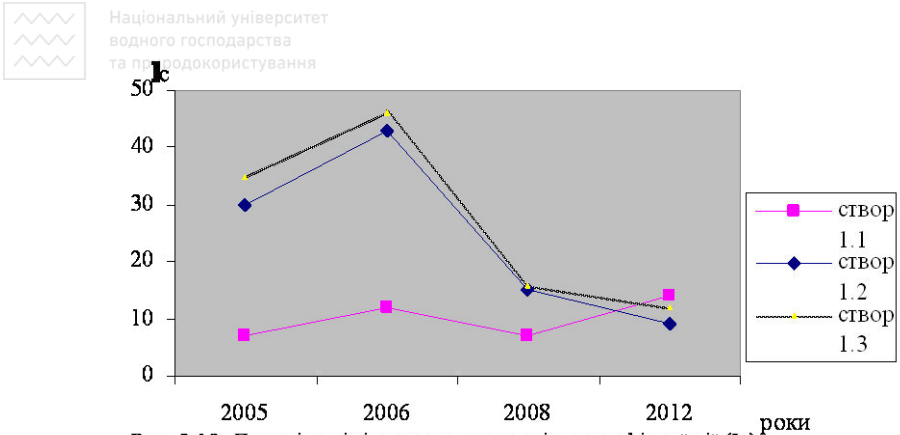


Рис. 3.19. Динаміка лімітуючих показників специфічної дії (Ic) р. Устя за період з 2005 до 2012 р.

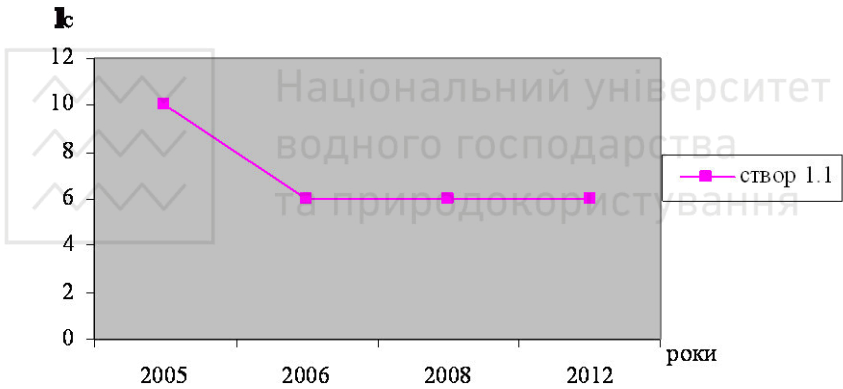


Рис. 3.20. Динаміка лімітуючих показників специфічної дії (Ic) води водосховища Басів Кут за період з 2005 до 2012 р.

Показники специфічного блоку дали підстави стверджувати, що клас води р. Устя – IV, стан – поганий, ступінь чистоти води – брудна.

Узагальнення гідрохімічного аналізу за інтегральним екологічним індексом упродовж 2005–2012 рр. дало змогу зробити висновок, що вода р. Устя має IV клас якості, стан водного середовища – перехідний, рівень антропогенного навантаження – порушення трофічних зв'язків у системі.

Таблиця 3.6

Екологічна оцінка сучасного стану якості поверхневих вод р. Устя та водосховища Басів Кут за показниками специфічної дії (період з 2005 по 2012 рр.)

Пункти Спостережень	Залізо, мг/дм ³	Мідь, мг/дм ³	Цинк, мг/дм ³	Марганець, мг/дм ³	Нафтопродукт и, мг/дм ³	I _c
2005 рік						
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	0,08/0,8	0,007/7	0,025/2,5	0,042/0,84	-	7
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	0,08/0,8	0,030/30	0,079/7,9	0,028/0,56	-	30
р. Устя, створ 1.3, 10 м. за межами м. Рівне	0,10/1	0,035/35	0,085/8,5	0,034/0,68	-	35
водосховище Басів Кут	0,12/1,2	0,004/4	0,001/0,1	0,001/0,02	0,5/10	10
2006 рік						
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	0,30/3	0,012/12	0,049/4,9	0,149/2,98	-	12
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	0,11/1,1	0,043/43	0,038/3,8	0,107/2,14	-	43
р. Устя, створ 1.3, 10 м. за межами м. Рівне	0,23/2,3	0,046/46	0,042/4,2	0,100/2,0	-	46
водосховище Басів Кут	0,12/1,2	0,006/6	0,028/2,8	0,091/1,82	0,3/6	6

продовження табл. 3.6

2008 рік						
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	0,50/5,0	0,007/7	0,06/6	0,160/3,2	-	7
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	0,42/4,2	0,015/15	0,036/3,6	0,051/1,0	-	15
р. Устя, створ 1.3, 10 м.за межами м. Рівне	0,37/3,7	0,016/16	0,067/6,7	0,061/1,22	-	16
водосховище Басів Кут	0,14/1,4	0,002/2	0,009/0,9	0,036/0,72	0,3/6	6
2012 рік						
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	0,32/3,2	0,014/14	0,063/6,3	0,076/1,52	-	14
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	0,12/1,2	0,009/9	0,025/2,5	0,065/1,3	-	9
р. Устя, створ 1.3, 10 м.за межами м. Рівне	0,15/1,5	0,012/12	0,002/0,2	0,088/1,76	-	12
водосховище Басів Кут	0,06/0,6	0,006/6	0,002/0,2	0,028/0,56	0,3/6	6



Аналогічну оцінку було проведено для водної екосистеми водосховища Басів Кут. Від початку дослідження у 2005 р. простежувалася тенденція до зменшення кількості забруднювальних речовин у водосховищі. Середньорічні показники за сольовим блоком I_A були найкращими у 2008 р. ($I_A=1,37$), найгірші показники зафіксовано у 2012 р. ($I_A=1,8$). Вода водосховища за показниками цього блоку належить до II класу якості.

Установлено, що показники мінералізації води водосховища у період 2005–2012 рр. коливалися у межах $490,4 \text{ мг/дм}^3$ у 2008 р. та $610,6 \text{ мг/дм}^3$ у 2012 р., що дало змогу констатувати про наявність тенденції до збільшення рівня мінералізації води. Вміст хлоридів у воді коливався в межах від $27,4$ до $35,8 \text{ мг/дм}^3$ із тенденцією до зростання за період досліджень.

Щодо вмісту сульфатів, то спостерігалось зменшення їхньої кількості від $52,45 \text{ мг/дм}^3$ (2005 р.) до $33,1 \text{ мг/дм}^3$ (2012 р.).

Аналіз показників специфічного блоку показав, що ймовірну токсичну дію на гідробіоту зумовлює концентрація важких металів (Cu – від $0,004$ до $0,006 \text{ мг/дм}^3$ та Zn – від $0,001$ до $0,002 \text{ мг/дм}^3$), вміст яких перевищує допустимі екологічні межі.

Під час дослідження у водах водосховища виявлено нафтопродукти, вміст яких перевищує екологічний норматив у 2005 році.

За цими показниками специфічного блоку стан якості води оцінено як незадовільний, такий, що належить до IV класу, стан водного середовища – перехідний, рівень антропогенного навантаження – порушення трофічних зв'язків у системі.

3.6. Екологічна індексація якості води

Конкретні гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні та специфічні кількісні показники є елементарними ознаками якості води. Комплексні кількісні ознаки, що побудовані на інтегруванні елементарних ознак – це узагальнювальні ознаки якості води. На основі елементарних та узагальнювальних ознак визначають класи, категорії та індекси якості вод, зони сапробності, ступені трофності.

Система екологічної оцінки якості води має 8 категорій якості води, які базуються на узагальнювальних ознаках [94].

Екологічна оцінка якості води можна виконувати за 2 варіантами: спрощеним і розгорнутим.



За величиною комплексного екологічного показника I_e категорій якості води визначають таким чином: $I_e = 1$ – 1 категорія, $1 < I_e \leq 2$ – 2 категорія, $2 < I_e \leq 3$ – 3 категорія, $3 < I_e \leq 4$ – 4 категорія, $4 < I_e \leq 5$ – 5 категорія, $5 < I_e \leq 6$ – 6 категорія, $6 < I_e \leq 7$ – 7 категорія, $7 < I_e \leq 8$ – 8 категорія.

У дисертації використано результати гідрохімічного контролю якості поверхневих вод р. Устя та водосховища Басів Кут відділу аналітичного контролю Державної екологічної інспекції у Рівненській області (матеріали 2005–2012 рр.). Відбір проб води р. Устя проводили в межах м. Рівне у трьох створах.

Визначення класів і категорій якості води для окремих показників ґрунтується на зіставленні середніх і найгірших (максимальних чи мінімальних) значень показників з критеріями спеціалізованих класифікацій [90].

Узагальнення оцінок за окремими показниками з вирахуванням інтегральних значень класів і категорій якості води виконують на основі аналізу показників в межах відповідних блоків. Це узагальнення полягає у визначенні середніх і найгірших значень для трьох блокових індексів якості води:

- середні значення з'ясовують шляхом обчислення середнього номера категорії за всіма показниками даного блоку;
- найгірші значення встановлюють за відносно найгіршим показником (із найбільшим номером категорії) серед усіх показників даного блоку.

Екологічний індекс якості води, як і блокові індекси, вираховують для середніх значень.

У ході порівняння даних якості поверхневих вод р. Устя з 1994 до 1998 р. та за період з 2005 до 2012 р. виявлено значне зменшення концентрацій важких металів.

Під час дослідження було проведено розрахунок екологічного індексу якості води і визначено клас якості води за сольовим блоком, токсичними речовинами та трофо-сапробіологічними показниками. Так, з 1994 до 1999 р. екологічний індекс становив від 4,6 до 15,4, а з 2005 до 2012 р. – від 13,42 до 20,76. Щодо характеристики за блоками, то в сольовому блоці (I_A) лімітуючими показниками є сульфати і хлориди; у трофо-сапробіологічному блоці (I_B), такими показниками є фосфати, залізо загальне, розчинений кисень, БСК₅, та у токсичних речовинах (I_C) – цинк,



Результати аналізу дають підстави стверджувати, що, по-перше, якість води р. Устя змінюється від поганого (перехідного) стану до задовільного, і, по-друге, встановлено, що поверхневі води р. Устя протягом цих років належать до четвертого класу якості (дані наведено у табл. 3.7).

Таблиця 3.7

Експертна якісна оцінка стану річкової мережі р. Устя за матеріалами спостережень з 2005 до 2012 р.

Пункти спостережень	2005 р.	2006 р.	2008 р.	2012 р.
I_A				
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	1,03	1,26	1,75	1,06
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	1,2	1,6	1,28	1,46
р. Устя, створ 1.3, 10 м. за межами м. Рівне	1,5	1,9	1,5	1,72
I_B				
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	6,92	15,5	3,7	10,12
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	13,3	29,8	12,68	41,4
р. Устя, створ 1.3, 10 м. за межами м. Рівне	24,8	35,8	53,3	27,0
I_C				
р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	7	12	7	14
р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	30	43	15	9
р. Устя, створ 1.3, 10 м. за межами м. Рівне	35	46	16	12
I_E	13,42	20,76	12,47	13,08
Клас якості	IV	IV	IV	IV
Стан водного середовища	перехідний			
Рівень антропогенного навантаження	порушення трофічних зв'язків у системі			



Аналіз якості поверхневих вод шляхом співставлення з нормативами [49] дав змогу переконалися, що відповідно до рекомендацій Мінприроди – КНД 211.1.1.106-03 [50] щодо проведення спостережень за забрудненням поверхневих вод (дані вказано у вищенаведених таблицях) важко отримати достатньо обгрунтовану оцінку якості води, оскільки серед опрацьованих показників є такі, що не перевищують ГДК, а є такі, що перевищують ГДК, а відтак негативно впливають на умови розвитку гідробіоти, як-от: компоненти сольового блоку, мідь, цинк, марганець та ін.

У результаті аналізу отриманих даних було встановлено, що якість поверхневих вод водосховища Басів Кут за період з 2005 до 2012 р. характеризується задовільним станом, рівень антропогенного навантаження – випадання особливо чутливих видів. За інтегральним екологічним показником поверхневі води водосховища належать до III класу якості води (табл. 3.8, рис. 3.21).

Таблиця 3.8

Експертна якісна оцінка стану річкової мережі водосховища Басів Кут за матеріалами спостережень з 2005 до 2012 р.

Пункти спостережень	2005 р.	2006 р.	2008 р.	2012 р.
I_A				
Водосховище Басів Кут	1,56	1,56	1,37	1,88
I_B				
Водосховище Басів Кут	12,4	8,2	9,96	6,9
I_C				
Водосховище Басів Кут	10	6	6	6
I_E	8,02	5,25	5,77	4,9
Клас якості	IV	III	III	III
Стан водного середовища	перехідний	задовільний	задовільний	задовільний
Рівень антропогенного навантаження	порушення трофічних зв'язків у системі	випадання особливо чутливих видів		



Національний університет
водного господарства
та природокористування

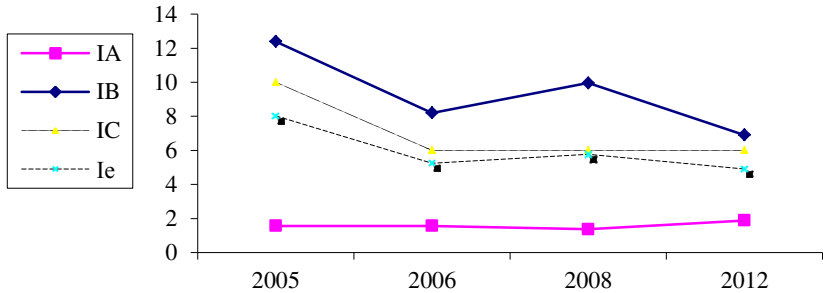


Рис. 3.21. Динаміка якості поверхневих вод водосховища Басів Кут за результатами блокових індексів та інтегрального індексу за період з 2005 до 2012 р.

Із 2005 р. спостережено тенденцію до зменшення кількості забруднювальних речовин у водосховищі Басів Кут, хоча якість води тут залишалася незадовільною. Середньорічні показники за сольовим блоком I_A були найкращими у 2008 р., значення цього індексу становило 1,37; найгірший показник зафіксовано у 2012 р. він склав 1,8. За цим блоком якість води належить до II класу („дуже добрі” та „добрі” за станом, „чисті” та „досить чисті” за ступенем забруднення).

Установлено, що показники мінералізації поверхневих вод у період з 2005 до 2012 р. коливалися у межах від $490,4 \text{ мг/дм}^3$ (2008 р.) до $610,6 \text{ мг/дм}^3$ (2012 р.). Екологічний норматив показника мінералізації становить 500 мг/дм^3 , тобто можна стверджувати про наявність тенденції до перевищення екологічного нормативу. За цим показником вода характеризується належністю до II класу якості води.

Вміст хлоридів у воді змінювався у межах $27,4 - 35,8 \text{ мг/дм}^3$. ГДК хлоридів у воді водних об'єктів культурно-побутового водопостачання становить $35,0 \text{ мг/дм}^3$, ГДК для водойм рибогосподарського використання – $30,0 \text{ мг/дм}^3$, екологічний норматив (ЕН) – $20,0 \text{ мг/дм}^3$ (для Лісостепу) і $15,0 \text{ мг/дм}^3$ для зони Полісся) [95–97].

Найбільший вміст сульфатів було зареєстровано у 2005 році – $52,45 \text{ мг/дм}^3$. У наступні роки простежували тенденцію до



зменшення вмісту сульфатів ($33,1 \text{ мг/дм}^3$ – 2012 р). Загалом аналізований показник відповідає екологічним вимогам.

Результати обробки даних за факторним індексом сольового блоку I_A дали змогу стверджувати, що перевищення екологічних нормативів спостерігалось за двома показниками: мінералізація та вміст хлоридів. У 2005 р. перевищення становило 1,55 раза, у 2006 – 1,56, у 2008 – 1,37, 2012 – 1,8. За цим блоком вода водосховища Басів Кут належить до II класу якості.

Під час оцінки якості води за трофо-сапробіологічним блоком було виявлено суттєві коливання значень показників. Так, вміст розчиненого кисню не відповідав екологічному нормативу, який становить 14 мг/дм^3 : концентрація розчиненого кисню коливалася в межах $9,2$ – $11,7 \text{ мг/дм}^3$.

Екологічний норматив вмісту азоту амонійного дорівнює $0,3 \text{ мг/дм}^3$, а встановлений показник у поверхневих водах водосховища перевищував допустимі межі у 2,9 раза ($1,45 \text{ мг/дм}^3$) у 2005 р., 2006 р. він знаходився в нормі ($0,22 \text{ мг/дм}^3$), у 2008 і 2012 рр. перевищення відповідно становило 3 та 2,6 рази.

Кількість азоту нітритного за екологічного нормативу $0,01 \text{ мг/дм}^3$ змінювалася в межах від $0,0087 \text{ мг/дм}^3$ (2006 р.) та $0,82 \text{ мг/дм}^3$ (2007р.), тобто спостерігалось перевищення вмісту цієї речовини у 3,9 рази у 2004 р., 8,2 – 2006 р. та 6,9 – 2012 р.

Найбільше перевищення екологічного нормативу ($0,5 \text{ мг/дм}^3$) у цьому блоці відмічені для азоту нітратного: у 12,4 рази у 2005 р. ($6,2 \text{ мг/дм}^3$), 3,34 – 2006 р. ($1,67 \text{ мг/дм}^3$), 9,96 – 2008 р. ($4,97 \text{ мг/дм}^3$), 4,6 – 2012 р. ($2,3 \text{ мг/дм}^3$). Результати аналізу показників трофо-сапробіологічного блоку (I_B) були такими: блоковий індекс у 2005 р. становив 10,0 надалі цей показник дещо зменшився і в 2012 р. дорівнював 6,0. Якість води відповідає IV класу („погані” за станом, „брудні” за ступенем забрудненості).

Характеристика показників специфічного блоку дала змогу виявити, що ймовірну токсичну дію зумовлює наявність у воді великої кількості міді. Найвищу концентрацію міді у водах водосховища зареєстровано у 2006-2008 рр. Проведене дослідження дало змогу визначити надто високу концентрацію у водах Басового Кута нафтопродуктів: дорівнює $0,5 \text{ мг/дм}^3$, що перевищує ЕН у 10 разів. ГДК нафтопродуктів у поверхневих водах водних об'єктів культурно-побутового водопостачання становить $0,3 \text{ мг/дм}^3$, ГДК



для водойм рибогосподарського використання – $0,05 \text{ мг/дм}^3$ [98]. За показниками специфічного блоку стан якості води оцінено як незадовільний і такий, що належить до IV класу („дуже погані” за станом та „дуже брудні” за ступенем забрудненості).

У результаті аналізу за методикою «Комплексна експертна оцінка екосистем басейнів річок» можемо констатувати про належність поверхневих вод р. Устя та водосховища Басів Кут до III та IV класів якості.

3.7. Особливості динаміки показників якості поверхневих вод за середніми та найгіршими значеннями показників у період 1964–2012 рр.

Критеріальною базою екологічної оцінки поверхневих вод є екологічна класифікація їхньої якості за екосистемним принципом. Необхідної повноти і об'єктивності характеристики якості поверхневих вод досягають шляхом аналізу широкого спектра гідрофізичних, гідрохімічних, гідробіологічних, бактеріологічних та інших показників, які відображають особливості абіотичної та біотичної складових водних екосистем.

Згідно з методикою оцінки сапробності води (табл. 3.9) [3], інтегральна екологічна оцінка ґрунтується на використанні екологічних нормативів якості поверхневих вод, за якими визначають екологічний стан водного об'єкта та можливість подальшої водоохоронної діяльності щодо поліпшення чи збереження їх екологічного благополуччя.

Екологічну класифікацію якості поверхневих вод здійснюють за певними якісними ознаками об'єктів чи за їхніми числовими значеннями-критеріями.

Таблиця 3.9

Кількісні характеристики якості води різного класу сапробності

Класи	Прозорість води, м	БСК _{повне} , мг/дм ³	ПО, мг/дм ³	Мікробне число, млн. клітин, см ³
О-сапробний	≥ 1	1–2	7–10	0,5–1,0
A-m-сапробний	≥ 2	2–3	10–20	1–3
B-m-сапробний	≥ 1	3–4	20–40	3–5
p-сапробний	≥ 0,5	4–15	40–80	5–10

Класифікація якості поверхневих вод за критерієм іонного

складу ґрунтується на розподілі останніх за 3 класами на основі аніонного складу – гідрокарбонатні, сульфатні, хлоридні, кожен з яких у свою чергу диференціюють на 3 групи за катіонним складом – кальцієві, магнієві та натрієві, тобто загалом послуговуються 9 категоріями вод за іонним складом (табл. 3.10) [98–100].

Таблиця 3.10

Класифікація якості поверхневих вод за критерієм іонного складу (за О. А. Альокінім)

Клас	Гідрокарбонатні (С)			Сульфатні (S)			Хлоридні (Cl)		
Група	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na	Ca	Mg	Na
Тип	I	II	III	II, III, IV	III	VI	II, III, VI	II, III, VI	I, II, III

Крім того, певні категорії вод розмежовують на 4 типи за кількісним співвідношенням іонів.

Екологічну оцінку якості води р. Устя за відповідними категоріями у ретроспективний період проведено згідно з «Методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями». Процедура екологічної оцінки полягала у визначенні категорії якості води за середніми і найгіршими значеннями кожного показника, які оцінено гідробіологічними, гідрохімічними, гідрофізичними показниками та переведено в кількісні, проте певною мірою відносні та уніфіковані інтегральні показники якості води (індекс, клас, категорію, субкатегорію). Такий підхід дав змогу визначити середні величини за середніми та найгіршими значеннями показників якості води в пунктах спостереження і провести порівняльну характеристику.

Результати екологічної оцінки якості поверхневих вод р. Усті за показниками сольового складу, трофо-сапробіологічного блоку та специфічного блоку показників токсичної дії за даними 1964, 1973, 1984, 1995, 2008 р. наведено у табл. 3.11–3.13.

Проведений аналіз дає підстави констатувати, що якість поверхневих вод р. Устя впродовж усіх років спостереження відповідала I–II класу якості води, знаходилася в межах 1–2 категорії за середніми і найгіршими значеннями показників сольового блоку, а воду р. Устя можна характеризувати за ступенем чистоти як «дуже чиста» – «чиста» і «відмінна» – «добра» за

За інтегральними показниками трофо-сапробіологічного блоку вода р. Устя належить до III класу якості за середніми і найгіршими інтегральними значеннями блокового індексу (I_B) (табл. 3.12).

Щодо блоку специфічних речовин токсичної і радіаційної дії, то слід звернути увагу, що характеристики якості поверхневих вод за 1964 і 1974 рр. за більшістю показників цього блоку, крім заліза загального, відсутня. За вмістом заліза загального поверхневі води р. Устя можемо зарахувати до 4 категорії за середніми і до 4 – 5 категорії за найгіршими значеннями показників. Загалом за 1984, 1995 та 2000 рр. поверхневі води р. Устя належали до III та II класів якості за середніми і найгіршими величинами.

У ході дослідження було проведено ретроспективну оцінку якості води р. Устя з 1964 до 2008 рр. за даними Державної екологічної інспекції у Рівненській області (табл. 3.11–3.14) та побудовано її графік (рис. 3.22).



Рис. 3.22. Динаміка екологічного індексу (I_e) р. Устя за період 1964-2008 рр.

Таблиця 3.11

Підсумовуючі значення показників якості поверхневих вод р. Устя за середніми та найгіршими значеннями показників сольового блоку з 1964 до 2000 рр. (за даними Державної екологічної інспекції у Рівненській області)

Річка	Середні величини			Максимальні величини			Екологічна оцінка за критеріями мінералізації та іонного складу				
	I _A	Суб-категорія	Клас	I _A	Саб-категорія	Клас	Мінералізація		Іонний склад		
							Клас	Категорія	Клас	Група	Тип
1964 рік											
Устя	1,3	1 (2)	I	1,7	2 (1)	II	<u>прісні</u> прісні	<u>олігогалинні</u> олігогалинні	<u>C</u> C	<u>CaMg-</u> <u>CaNaMg</u> CaMg- CaNaMg- CaMgNa	<u>III-III</u> III-II-II
1975 рік											
Устя	2,0	2	II	2,3	2(3)	II	<u>прісні</u> прісні	<u>гіпогалинні</u> гіпо- олігогалинні	<u>C</u> C	Ca-CaMgNa- <u>CaNaMg</u> CaMg- CaNaMg	<u>III-III-</u> <u>II-I</u> III-II-I
1984 рік											
Устя	2,0	2	II	2,7	3(2)	II	<u>прісні</u> прісні	<u>олігогалинні</u> олігогалинні	<u>C</u> C	<u>Ca-CaMgNa</u> Ca-CaNaMg	<u>II-I</u> II-I

продовження табл. 3.11

1995 рік											
Устя	2,0	2	II	2,3	2(3)	II	<u>прісні</u> прісні	<u>олігогалинні</u> олігогалинні	<u>C</u> C	Ca-CaNa- CaNaMg CaMg-CaNa- CaMgNa- CaNaMg	<u>III-II-II</u> III-II-II- II
2000 рік											
Устя	1,6	1-2	I-II	1,6	1-2	I-II	<u>прісні</u> прісні	<u>гіпо-</u> <u>олігогалинні</u> гіпо- олігогалинні	<u>C</u> C	Ca-CaMg- CaNaMg CaMg- CaMgNa- CaNaMg	<u>III-II-II</u> III-II-II

Таблиця 3.12

Підсумовуючі значення показників якості поверхневих вод р. Устя за середніми та найгіршими значеннями трофо-сапробіологічного блоку з 1964 до 2000 рр. (за даними Державної екологічної інспекції у Рівненській області)

Річка	Інтегральні екологічні показники якості води							
	Середні величини				Найгірші величини			
	Клас	Категорія	Суб-категорія	I _B	Клас	Категорія	Суб-категорія	I _B
1964 рік								
Устя	III	4	4	4,0	III	4	4(5)	4,4
1975 рік								
Устя	III	4	4(5)	4,3	III	5	5	5,0
1984 рік								
Устя	III	4	4	3,9	III	5	5	4,9
1995 рік								
Устя	III	4	4(5)	4,4	III	5	5(4)	5,3
2000 рік								
Устя	III	4	4	3,9	III	4	4	4,1

Таблиця 3.13

Підсумовуючі значення показників якості поверхневих вод р. Устя за середніми та найгіршими значеннями показників специфічних речовин токсичної і радіаційної дії з 1984 до 2000 рр. (за даними Державної екологічної інспекції у Рівненській області)

Річка	Інтегральні екологічні показники якості води							
	Середні величини				Найгірші величини			
	Клас	Категорія	Суб-категорія	I _c	Клас	Категорія	Суб-категорія	I _c
1984 рік								
Устя	III	5	4-5	4,6	III	5	5	5,2
1995 рік								
Устя	II	3	3	3,2	III	4	4	3,9
2000 рік								
Устя	II	3	3 (2)	2,8	II	3	3	2,9



Об'єднана екологічна оцінка поверхневих вод р. Устя за інтегральним екологічним індексом (І_е) у різні роки спостережень

Таблиця 3.14

Рік	І _е	Клас якості	Стан водного середовища	Рівень антропогенного навантаження та природозабруднення
1964	3,5	III	Задовільний	Випадання особливо чутливих видів
1975	2,4	II	Добрий	Розхитування екосистеми
1984	3,8	III	Задовільний	Випадання особливо чутливих видів
1995	3,2	II	Добрий	Розхитування екосистеми
2000	2,8	II	Добрий	Розхитування екосистеми
2005	13,42	IV	Перехідний	Порушення трофічних зв'язків у системі
2006	20,76	IV	Перехідний	Порушення трофічних зв'язків у системі
2007	12,47	IV	Перехідний	Порушення трофічних зв'язків у системі
2008	13,08	IV	Перехідний	Порушення трофічних зв'язків у системі
2012	12,85	IV	Перехідний	Порушення трофічних зв'язків у системі



У ході дослідження проаналізовано динаміку змін показників якості поверхневих вод р. Устя з 1964 до 2008 р., та встановлено, що якість води у 1964 р. характеризували належністю до III класу – стан задовільний із поступовим покращенням до II класу – стан добрий, у 1975 р. спостерігалось зростання антропогенного навантаження, що у вісімдесятих роках минулого століття призвело до задовільного стану якості води (III клас), з поступовою зміною до доброго стану (II клас) у 2000 році. За роки спостереження стан якості води – перехідний (IV), хоча відмічається поступове покращення якості за окремими гідрохімічними показниками до 2012 року.





ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 3

Проведення екологічної оцінки якості поверхневих вод та стану водних екосистем дало змогу встановити:

1. Ступінь сучасного антропогенного перетворення ландшафту басейну р. Устя за комплексним показником антропогенного навантаження (КПАН) – 3,78 – задовільний, за показником (КЕСЛ) – 4,65 – стабільний з чітко виявленою стабільністю, показник техногенного навантаження – у межах норми.

2. У ході екологічної оцінки сучасного стану якості поверхневих вод р. Устя на проточних ділянках за загальним екологічним індексом встановлено, що за роки досліджень якість води характеризували III–IV класами. За сольовим блоком у 2005 р. вода належала до II класу, у 2006 р. – III класу, подальша зміна до IV класу відбулася у 2008 р. За показниками трофо-сапробіологічного блоку якості вода річки належала до III класу якості у період з 2005 до 2006 рр., а з 2007 до 2012 рр. якість погіршилась до IV класу. За індексом показників специфічного блоку якості води оцінено як незадовільний і віднесено до III класу. Лімітуючими показниками є вміст важких металів: марганцю, міді та цинку.

3. Під час екологічної оцінки сучасного стану якості поверхневих вод водосховища Басів Кут за загальним екологічним індексом визначено її належність до III класу. За індексом сольового блоку встановлено перевищення екологічних нормативів за двома показниками: мінералізація та вміст хлоридів. За роки досліджень якість води водосховища за названим блоком знаходилась на рівні II класу. За трофо-сапробіологічним блоком – IV класу якості води. За індексом специфічного блоку якості води оцінено IV класом.

4. Досліджено динаміку змін показників якості поверхневих вод р. Устя з 1964 до 2012 р. Встановлено, що якість води у 1964 році характеризували належністю до III класу, у 1975 – II клас, у 1980 році – III клас, за роки досліджень – IV клас якості.

**РОЗДІЛ 4****БІОІНДИКАЦІЯ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ТА СТАНУ
ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА**

Біологічний контроль якості води – біоіндикація – призначений для вирішення питання біологічної придатності води, можливості її використання для питного водопостачання та у рибогосподарській сфері. Функцію очищення води можуть виконувати організми найменш чутливі, стійкі до тих компонентів, від яких вони повинні очищати воду. Саме такими видами організмів послуговуються у природоохоронних заходах [44].

4.1. Біоіндикація якості поверхневих вод із використанням вищих водних рослин

Індикаційні властивості видів, залежно від їхніх адаптаційних можливостей, розглядають у зв'язку зі зміною їхніх структурних, продукційних показників, або зі змінами їхнього життєвого циклу. Згідно із результатами досліджень найбільшу чутливість до якості води мають занурені рослини, оскільки контакт із водним середовищем у них максимальний; дещо меншою є залежність у нейстофітів і плейстофітів; втім з усіх екологічних груп найменшою чутливістю до стану водного середовища відзначаються прибережні повітряно-водні рослини. Під час оцінки видового складу угруповань особливу увагу приділяли чутливим до забруднення видам, що відомі з літературних джерел [56–58].

Для оцінки екологічного стану поверхневих вод було використано кількісний консервативний показник – індекс фітоіндикації екологічного стану водного середовища за вищими водними рослинами (I_f) (М. О. Клименко, Ю. Р. Гроховська, 2001 р.) [55]. Величина індексу фітоіндикації залежить від видової різноманітності ценозів, наявності чутливих видів, прозорості води, а ефективність фітоіндикації, або межі застосування, зумовлена вибраними для характеристики ділянками. Зростання значення індексу вказує на погіршення стану поверхневих вод. Для порівняння видового складу введено коефіцієнт сприятливості для розвитку вищих водних рослин (ВВР) ($k_{спр}$). Залежно від чутливості виду до забруднень коефіцієнт значущості індикатора (z_i)



визначають для окремих видів вищих водних та прибережно-водних рослин (табл. 4.1).

При прозорості води від 0,2 м до 2 м індекс фітоіндикації розраховують за формулою (2.6).

За значенням індексу фітоіндикації можна встановити клас екологічної якості вод (табл. 2.10).

Таблиця 4.1

Значення коефіцієнту z_i для окремих видів вищих водних та прибережно-водних рослин

Види	Коефіцієнт значущості індикатора, z_i	Примітка
Водяний горіх плаваючий (Trapa natans L.S.L.)	3	Вид занесено до Червоної книги
Плавун щитолістий (Nymphoides peltata (S.G.Gmel.) O.Kuntze)	3	Вид занесено до Червоної книги
Марсилія чотирилиста (Marsilea quadrifolia L.)	3	Вид занесено до Червоної книги
Рдесник блискучий (Potamogeton lucis L.)	3	
Латаття біле (Nymphaea alba L.)	3	
Латаття сніжно-біле (N. candida.)	3	Вид занесено до Червоної книги
Ряска три борозенчаста (Lemna trisulca L.)	3	
Водопериця колосиста (Myriophyllum spicatum L.)	3	
Рдесник пронизанолистий (Potamogeton perfoliatus L.)	2	
Елодея канадська (Elodea canadensis Michx.)	2	
Глечики жовті (Nuphar lutea (L.) Smith.)	2	
Рдесник гребінчастий (Potamogeton pectinatus L.)	1	
Рдесник кучерявий (Potamogeton crispus L.)	1	
Кушир занурений (Ceratophyllum demersum L.)	1	



Хвощ річковий (<i>Equisetum fluviatile</i> L.)	1	
Півники водяні (<i>Iris pseudacorus</i> L.)	1	

Згідно з методикою послідовність операцій оцінки стану водного середовища за ВВР є такою:

1. Попередній огляд місцевості, ознайомлення із картографічними матеріалами для обґрунтування розташування ділянок дослідження ВВР на водних екосистемах.
2. Визначення проєктивного вкриття (ПВ) водної рослинності, з'ясування гідрологічних і гідрофізичних факторів, що впливають на розвиток ВВР на ділянці дослідження.
3. Розрахунок коефіцієнта сприятливості $k_{спр}$.
4. Підрахунок загальної кількості видів (N), занурених рослин і чутливих видів (n_i).
5. Визначення індексу фітоіндикації за ВВР (I_f), порівняння результатів фітоіндикації з наявними матеріалами оцінки екологічного стану водних екосистем.

Під час дослідження проведено спостереження за вищою водною рослинністю у водних екосистемах р. Усті та водосховища Басів Кут, розраховано індекс фітоіндикації та встановлено класи якості вод та стан водного середовища (табл. 4.2–4.3).

На ділянках водних екосистем виявлено такі види:

1. Водяна сосонка звичайна (*Hippuris vulgaris*).
2. Глечики жовті (*Nuphar lutea*).
3. Жабурник звичайний (*Hydrocharis morsus-ranae*).
4. Їжача голівка (*Sparganium ramosum*).
5. Комиш лісовий (*Scirpus sylvaticus*).
6. Комиш озерний (*Scirpus lacustris*).
7. Кушир занурений (*Ceratophyllum demersum*).
8. Лепеха звичайна (*Acorus calamus*).
9. Лепешняк великий (*Glyceria maxima*).
10. Очерет звичайний (*Phragmites australis*).
11. Пухирник звичайний (*Utricularia vulgaris*).
12. Рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus*).
13. Рдесник гребінчастий (*P. pectinatus*).



14. Рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia*).
15. Рогіз широколистий (*T. latifolia*).
16. Ряска мала (*Lemna minor*).
17. Спіродела багатокоренева (*Spirodela polyrrhiza*).
18. Стрілолист стрілолистий (*Sagittaria sagittifolia*).
19. Сусак зонтичний (*Butomus umhellatus*).
20. Хвощ річковий (*Equisetum fluviatile*).
21. Частуха подорожникова (*Alisma planlago-aquatica*).

Згідно з вихідними даними $K_{\text{спр}} = 0,88$.

У наведеному списку флори є два чутливі види до забруднення: хвощ річковий ($z_i = 1$), глечики жовті ($z_i = 2$).

У вище вказаному переліку наявні також три занурені види: кушир занурений, рдесник кучерявий та рдесник гребінчастий ($z_i = 1$).

Таблиця 4.2

Оцінка стану водного середовища р. Устя за індексом фітоіндикації (I_f) (з 2005 до 2008 рр.)

Роки	Фітоіндикаційний індекс (I_f)	Клас якості	Стан водного середовища
2005 рік	10,5	IV	перехідний
2006 рік	9,8	IV	перехідний
2007 рік	8,8	IV	перехідний
2008 рік	8,2	IV	перехідний
2012 рік	9,4	IV	перехідний

Таблиця 4.3

Оцінка стану водного середовища водосховища Басів Кут за індексом фітоіндикації (I_f) (з 2005 до 2008 рр.)

Роки	Фітоіндикаційний індекс (I_f)	Клас якості	Стан водного середовища
2005 рік	8,6	IV	перехідний
2006 рік	7,8	III	задовільний
2007 рік	7,0	III	задовільний
2008 рік	7,8	III	задовільний
2012 рік	7,5	III	задовільний

У вище наведених таблицях (табл. 4.2, 4.3) представлено, що якість води р. Устя у період 2005–2012 рр. належала до IV класу,



стан водного середовища можна схарактеризувати як перехідний; якість води водосховища Басів Кут у 2005 р. відзначалася належністю до IV класу, стан водного середовища – перехідний, а у період 2006–2012 рр. показники покращилися: якість води – III класу, стан водного середовища – задовільний.

4.2. Біоіндикація поверхневих вод за допомогою зообентосу (хірономід – *Chironomus dorsalis*)

На сьогодні практично всі екосистеми планети зазнають руйнівного антропогенного впливу. Для контролю цього впливу розроблено методики біоіндикації, багато з яких мають низку переваг перед приладовими методами, як-от:

- висока чутливість до різних забруднювачів;

- відносно низька собівартість і нескладність застосування, а також отримання різної інформації про оточення живих організмів [101–102].

Варто додати, що методи біоіндикації мають низку недоліків: залучення цих методів не дає змоги встановити компонентний склад і концентрацію забруднювальних речовин. Результат застосування методик залежить від періодичності взяття проб, а також від тривалості періоду досліджень. Крім того, біота водойм реагує не тільки на зміни рівня антропогенного навантаження або природного забруднення, але й на динаміку гідрологічних показників (швидкість течії, глибину, температурний режим та ін.) [44].

Попри постійне удосконалення фізичних та хімічних методів дослідження стану водних екосистем усе більшої популярності набуває біологічний аналіз, під час якого водні організми використовують як індикатори змін якості води. Одним із завдань нашої роботи було обрано оцінку якості поверхневих вод р. Устя та водосховища Басів Кут за допомогою біоіндикаційних методів.

У ході дослідження було враховано, що за гідрохімічними показниками, зазвичай, не можна встановити наявність у воді важких металів у низьких концентраціях. Проте саме зообентосні організми можуть концентрувати важкі метали, а тому є індикаторами стану водних екосистем.



Об'єктом дослідження слугували показники стану якості поверхневих вод ділянки р. Устя та водосховища Басів Кут з різним антропогенним навантаженням та розвиток представників хірономід.

У роботах ряду науковців (Є. В. Балушкіної, І. І. Кікнадзе та ін.), акцентовано, що зообентос є стаціонарним компонентом гідробіоценозу і може чітко відображати ступінь його забруднення [103–105]. Зообентос – обов'язковий компонент донних біоценозів водних екосистем, який сформувався під впливом спільного існування організмів у динамічному середовищі донних відкладів. Важлива роль бентосних угруповань у водоймах визначається перед усім їхнім значним внеском у біологічне різноманіття водних екосистем та високою чисельністю, що дає їм змогу відігравати істотну роль в біотичних, зокрема трофічних та енергетичних, взаємозв'язках гідробіонтів. Достатньо багато видів зообентосу чутливо реагують на забруднення та інші антропогенні чинники, що є підставою надання зообентосним організмам статусу біоіндикаторів змін екологічних умов водного середовища і визначення їх показниками санітарного стану водойм на основі здатності таких організмів відображати ступінь забруднення, а також різних порушень у водних екосистемах загалом.

Зообентосні організми, які живуть у донних відкладах водойм, тісно взаємозв'язані з абіотичними факторами водного середовища. Для розвитку та успішного функціонування угруповань зообентосу важливі такі показники, як температура та течія води, характер субстрату, механічний склад ґрунту та ін. Основними факторами, які зумовлюють розподіл та розвиток угруповань зообентосу, є тип донних відкладів та течія.

У дослідженнях В. М. Бекка (1955) зазначено, що всі організми зообентосу і макрзообентосу можна розподілити на дві групи:

- 1) витримують лише дуже слабке забруднення;
- 2) можуть витримувати анаеробні умови.

За методом Вудівіса встановлено, що в міру збільшення інтенсивності забруднення спочатку із донної фауни випадають найбільш чутливі групи – веснянки, одноденки, а наприкінці залишаються лише олігохети і личинки червоного мотіля (хірономіди), які зникають за дуже сильного забруднення [106].

В останні десятиліття гідробіологи активно розпочали



дослідження використання личинок хірономід, які є основним компонентом зообентосу, у якості біоіндикаторів. [107–109].

Так, у ході таких наукових пошуків виявлено, що під впливом забруднення в більшості випадків спостерігається зниження кількості видів і перетворення видового складу хірономід: змінюються показники чисельності та співвідношення між різними групами личинок хірономід.

У наукових працях Є. В. Балушкіної, І. І. Кікнадзе, І. К. Годераша, Т. Д. Зінченка та А. С. Константинова (1981–1996) вказано, що серед зообентосу найбільш продуктивно індикують стан водних екосистем саме хірономіди (мотиль або комарі-дергуни), які складають близько 25% різноманіття водної фауни та є кормовим об'єктом іхтіофауни й біоіндикатором водойм, а також наявні у водоймах різних кліматичних зон.

Про значення хірономід у біоіндикації наголошено у багатьох літературних джерелах (А. С. Константинов, 1969; Є. В. Балушкіна, 1976, 1989; І. К. Годераша, 1984; Т. Д. Зінченко, 1998; Raddum, Saether, 1981) [55].

Хірономіди – це невеликі черв'яки червоного кольору, довжиною 10–12 мм. Живуть близько 1 року на дні озер і річок, а потім піднімаються на поверхню і перетворюються на комара (рис. 4.1, додаток Б). Вони є цінним кормовим об'єктом іхтіофауни. Відомо, що у 100 г біомаси мотиля міститься:

- білків – 62,5 г,
- жирів – 2,9 г,
- вуглеводів – 29,7 г,
- вітамінів А, В1, В2 – 0,231 мг, 0,18 мг, 0,483 мг,
- каротину – 0,287 мг.

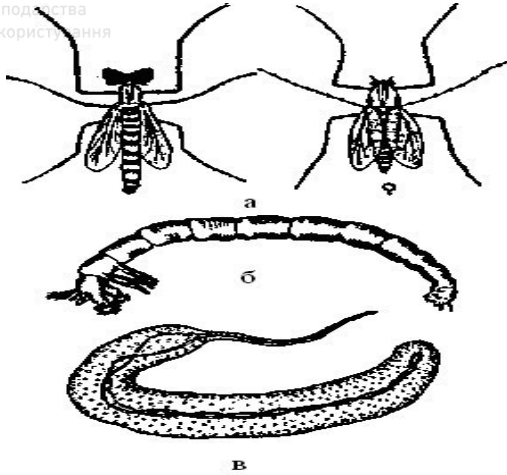


Рис. 4.1. Стадії розвитку *Chironomus dorsalis*:

a – імаго; *б* – личинка; *в* – кладка яєць

Личинки комарів родини *Chironomidae* – бажаний корм для молоді багатьох видів риб, що зумовлює підвищений попит на цей вид природного корму. Малий за розміром мотиль краще підходить для корму риб, а великий – для насаджування на гачок. Мотиль частіше використовують взимку, ніж влітку.

Хірономіди є представниками комах із повним циклом перетворення: на стадіях личинки і лялечки вони живуть у воді, на стадії дорослого організму (імаго) ведуть наземний спосіб життя. Личинки хірономід харчуються рослинними рештками, які добувають в мулі.

Як вказує А. І. Шилова (1986 р.), хірономіди складають близько 25% видового різноманіття зообентосу Європи. За дослідженнями І. А. Харитонові (1984 р.) у водоймах України основними представниками зообентосу також є хірономіди. У 1984 р. було встановлено, що протягом вегетаційного періоду в донній фауні ставків та природних озер Степу домінують личинки хірономід таких видів, як *Chironomus f.l. plumosus*, *Glyptotendipes barbipes*, *G. paripes*, *Procladius ferrugineus*, які становлять 94–98,7 % загальної біомаси бентосу; в ставках Лісостепу їхня кількість окреслена 90,1–99,0% загальної біомаси; а у ставках Полісся теж переважають личинки хірономід 65,5–99,4% загальної біомаси. Найбільш високі



показники зафіксовано у червні, а в окремих випадках – у липні, що пов'язано з температурним режимом і термінами зариблення ставків [104].

Личинки хірономід значно швидше за інші водні організми накопичують важкі метали (ртуть, свинець, мідь) та інші компоненти. Крім того, вони постійно знаходяться в донних відкладах, концентруючи радіонукліди і важкі метали, будуючи свої житлові домівки з цих відкладів і підлягаючи дії забруднення, а отже можуть бути чутливими індикаторами забруднення водойм [110–116].

Як відомо, забруднення водних екосистем важкими металами, які мають одну спільну негативну властивість – біологічну активність – є однією із найбільш небажаних форм антропогенної діяльності. Особливо часто водне середовище забруднюється такими важкими металами, як мідь – (Cu), цинк – (Zn), кобальт – (Co), марганець – (Mn), нікель – (Ni), кадмій – (Cd), небезпека забруднення середовища якими зумовлена виникненням такого наслідку, як зниження видового різноманіття гідробіонтів (Н. В. Брень, 1998 р, В. В. Павловська, 2007 р, Т. В. Пінкіна, 2008 р.), хоча певні види гідробіонтів досить стійкі до забруднення. Більшість із перелічених важких металів входять до виділеного Агенцією з охорони навколишнього середовища США і Європи переліку пріоритетних металів під час організації моніторингу та оцінки їхнього шкідливого впливу на водні екосистеми. У водоймах важкі метали активно мігрують і за певних біохімічних умов та концентрацій чинять токсичний вплив на гідробіоту. Гідробіонти переводять розчинні форми металів у зв'язані, різні метал-органічні сполуки, використовують для побудови панцирів та скелетів, а також накопичують у ході формування м'яких тканин. Однією із негативних властивостей важких металів є те, що вони не здатні до деструкції, а лише перерозподіляються між окремими ланками водних екосистем (вода, донні відклади, біота) [117–125].

Хірономіди є представниками полісапробів, тобто невибагливих до вмісту розчиненого у воді кисню організмів, які можуть жити у дуже забруднених водах [104]. Полісапробні умови характеризуються незначною видовою різноманітністю, але величезною кількістю особин тих видів, які змогли пристосуватися до несприятливих умов середовища. Значення полісапробів у житті



водойми істотне: вони розкладають органічні речовини і здійснюють біологічну очистку стічних вод. Більшість полісапробів – індикатори високого ступеня забруднення вод біогенними речовинами, оскільки накопичування важких металів призводить до їхніх морфологічних змін, наприклад, зміни забарвлення личинки хірономід з червоного на зелене, що свідчить про значне забруднення води специфічними домішками.

Сьогодні оцінку якості водойм рекомендують проводити за хірономідним індексом Є. В. Балущіної (1987 р.) який розраховують за зміною видового та чисельного складу хірономід. Цей метод добре співпадає з іншими біологічними даними і біотичними індексами, але ефективними у разі наявності в аналізованому водному середовищі значної кількості хірономід. Крім того його апробацію необхідно організовувати на водних об'єктах різного типу і географічного положення, а також за умови співвідношення чисельності личинок.

Під час дослідження було здійснено відбір хірономід, за допомогою черпака з довгою ручкою або відра на мотузці із ситом. Черпаком або відром із дна водойми черпали мул і переносили його невеликими порціями в сито; круговими рухами очищували мул від дрібних частинок, після чого в ситі залишали мотиль і великі частинки (грунт, рослини, молюски). Сито на певний час виймали з води, а потім знову обережно опускали у воду, при підсушенні мотиль легко спливав з поверхні, і його збирали невеликим сачком. Після повторення таких дій декілька разів, в сито набирали нову порцію мулу для промивки. Особливістю добування мотиля є те, що потрібно добре знати місця його найбільших концентрацій у різні пори року; особливо тяжко розшукувати його навесні і в першій половині літа [126–130].

У результаті проведення вище описаних операцій було отримано неочищений, із брудом мотиль. Для отримання чистого мотиля його поміщали в сито з отворами такої величини, щоб він міг пролізти через них. Мотиль через отвори виповзав у воду і падав на дно тазу, звідки його збирали сачком.

Зберігати мотиль можна різними способами. Найпростіший – це зберігання мотиля у вологій мішковині із розкладанням його шаром товщиною не більше 1 см. Інший спосіб зберігання такий: вологий мотиль можна помістити в скляний посуд, або в чашку Петрі



приблизно на 2 тижні. Також добре зберігати мотиля в посуді із щоденною зміною води.

Отже, оцінка якості поверхневих вод, із використання як біоіндикаторів личинок хірономід (*Chironomus dorsalis*) – це достатньо простий і водночас чутливий метод оцінювання екологічного стану водних екосистем, що зумовлено доступністю отримання тест-організмів та їхньою високою чутливістю до вмісту в воді забруднювачів.

Аналіз антропогенного навантаження на р. Устя дав змогу встановити, що основними компонентами забруднення водної екосистеми є такі важкі метали, як свинець, цинк, ртуть, мідь, якими забруднені не тільки вода, а й гідробіоти (переважно придонні організми).

Для проведення аналізу поверхневих вод р. Устя та водосховища Басів Кут, на вміст важких металів було здійснено відбір личинок хірономід (*Chironomus dorsalis*) у досліджуваних об'єктах (табл. 4.4). Аналіз проводили в Рівненському науково-дослідному центрі стандартизації, метрології та сертифікації, за методикою ФР.1.34.2005.01733 (Методика виконання измерений массовой доли подвижных форм тяжелых металлов и токсичных элементов) – ГОСТ Р.8.563-96 і ГОСТ Р ІСО 5725-2002 (частина 1–6) та у Державній екологічній інспекції у Рівненській області (таблиця 4.5).

Таблиця 4.4

Загальна кількість *Chironomus dorsalis* донних відкладах р. Устя та водосховища Басів Кут

Водні об'єкти	р. Устя, створ 1.1, м. Рівне, 0,2 км вище від скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	р. Устя, створ 1.2, м. Рівне, 0,3 км нижче від скиду о.с. ВДКП «Рівнеоблводоканал»	р. Устя, створ 1.3, 10 км за межами м. Рівне
р. Устя, 2005 р.	41 екз/м ² , (зима)	310 екз/м ² , (весна)	187 екз/м ²
р. Устя, 2006 р.	311 екз/м ² , (зима)	218 екз/м ² , (весна)	130 екз/м ²
р. Устя, 2007 р.	541 екз/м ² , (зима)	360 екз/м ² , (весна)	411 екз/м ²
р. Устя, 2008 р.	817 екз/м ² , (зима)	567 екз/м ² , (весна)	432 екз/м ²
р. Устя, 2012 р.	619 екз/м ² , (зима)	365 екз/м ² , (весна)	120 екз/м ²
водосховище Басів Кут 2005 р.	155 екз/м ²		
водосховище Басів Кут 2006 р.	159 екз/м ²		
Водосховище Басів Кут 2007 р.	130 екз/м ²		
водосховище Басів Кут 2008 р.	117 екз/м ²		
водосховище Басів Кут 2012 р.	139 екз/м ²		

Таблиця 4.5

Визначення вмісту важких металів у компонентах водної екосистеми

№ з/п	Водний об'єкт, місце відбору	Елемент	Результати вимірювань (вода, мг/дм ³)	Результати вимірювань, (донні відклади, мг/кг)	Результати вимірювань, (у зообентосі (хірономіди), мг/кг, $\pm \Delta \times 10^{-1}$)	
					весняний період	Зимовий період
1	р. Устя м. Рівне, 0,2 км вище скиду о.с. ВДКП „Рівнеоблводоканал”	Pb	не виявлено	$0,38 \pm \Delta$, P=0,95*	$0,65 \pm 0,18$	$0,19 \pm 0,07$
2		Zn	$0,002 \pm \Delta$, P=0,95*	$3,15 \pm \Delta$, P=0,95*	$1,39 \pm 0,35$	$2,80 \pm 1,10$
3		Cu	$0,006 \pm \Delta$, P=0,95*	$0,95 \pm \Delta$, P=0,95*	$1,27 \pm 0,26$	$0,92 \pm 0,36$
4	р. Устя м. Рівне, 0,3 км нижче скиду о.с. ВДКП „Рівнеоблводоканал”	Pb	не виявлено	$0,10 \pm \Delta$, P=0,95*	$0,44 \pm 0,12$	$0,12 \pm 0,05$
5		Zn	$0,001 \pm \Delta$, P=0,95*	$3,52 \pm \Delta$, P=0,95*	$1,24 \pm 0,31$	$3,21 \pm 1,25$
6		Cu	$0,004 \pm \Delta$, P=0,95*	$1,01 \pm \Delta$, P=0,95*	$1,58 \pm 0,26$	$0,59 \pm 0,23$
7	р. Устя за межами м. Рівне	Pb	не виявлено	$0,35 \pm \Delta$, P=0,95*	$0,77 \pm 0,22$	$0,22 \pm 0,09$
8		Zn	$0,001 \pm \Delta$, P=0,95*	$2,87 \pm \Delta$, P=0,95*	$2,42 \pm 0,61$	$2,90 \pm 1,10$
9		Cu	$0,005 \pm \Delta$, P=0,95*	$0,72 \pm \Delta$, P=0,95*	$2,02 \pm 0,40$	$0,40 \pm 0,16$

* похибка вимірювання (вода): Δ (Zn) = 0,00002; Δ (Cu) = 0,00012; донні відклади: Δ (Pb) = 0,003; Δ (Zn) = 0,07; Δ (Cu) = 0,02; P=0,95 – похибки вимірювання з ймовірністю 0,95.



У результаті проведеного аналізу встановлено, що наявність важких металів у воді є незначною. Так, концентрація цинку у воді становила від 0,001 до 0,002 мг/дм³, що значно менше за ГДК для водойм рибогосподарського значення, концентрація міді коливалась від 0,004 до 0,006 мг/дм³, що також перевищує ГДК для рибогосподарського значення відповідно у 4 та 6 разів та перевищує ГДК міді для водойм господарсько-побутового значення. Наявність свинцю та кадмію у воді не виявлено.

Також унаслідок проведеного аналізу з'ясовано, що концентрація комплексних сполук у воді залежить від багатьох факторів і змінюється в часі: навесні вона зумовлена розбавленням води під час весняного повноводдя та зміною компонентного складу, а в першій половині літа – початком активізації вегетаційних процесів та ін.

Порівняльний аналіз на наявність важких металів у воді, донних відкладах та в хірономідах дав підстави стверджувати, що масова частка важких металів у хірономідах значно більша, ніж у воді. Виявлено, що на досліджуваній ділянці річки хірономіди концентрують різну кількість важких металів. Так, вміст свинцю в організмі хірономід коливався від 0,44 до 0,77 мг/кг у весняний період та від 0,12 до 0,22 мг/кг у зимовий. Масова частка цинку змінювалась від 1,24 до 2,42 мг/кг у весняний період і від 2,8 до 3,21 мг/кг у зимовий. Аналогічні зміни спостерігались із показниками міді: масова частка її в організмах хірономід становила від 1,27 до 2,09 мг/кг у весняний період та від 0,4 мг/кг до 0,92 мг/кг у зимовий.



Національний університет
водного господарства
та природокористування
мг/кг

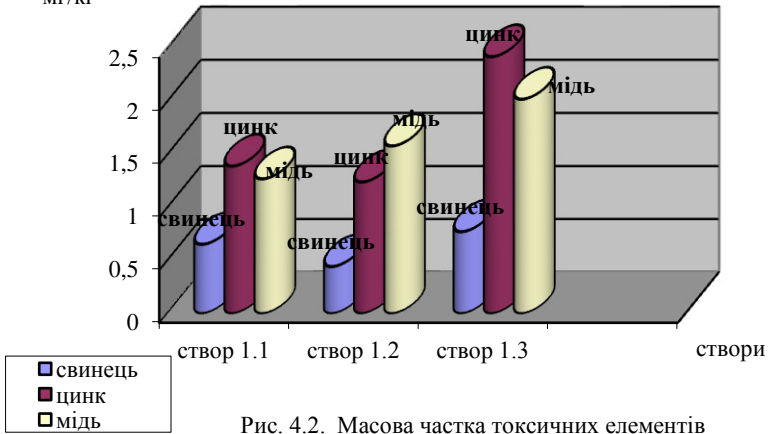


Рис. 4.2. Масова частка токсичних елементів у зообентосі (весняний період), мг/кг



Національний університет
водного господарства
та природокористування
мг/кг

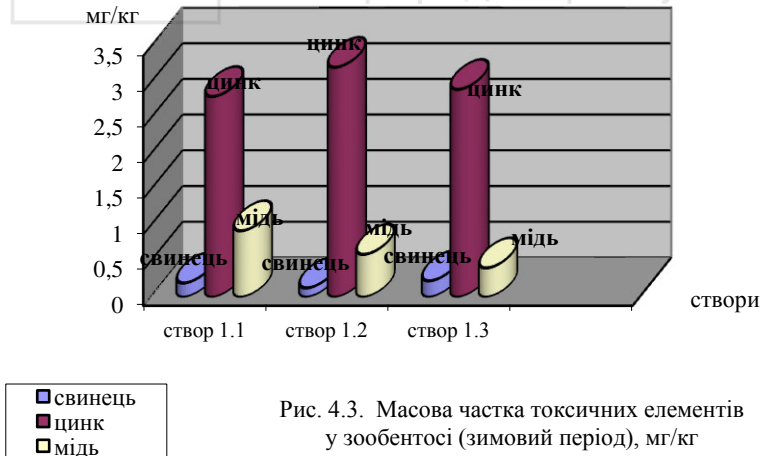


Рис. 4.3. Масова частка токсичних елементів у зообентосі (зимовий період), мг/кг

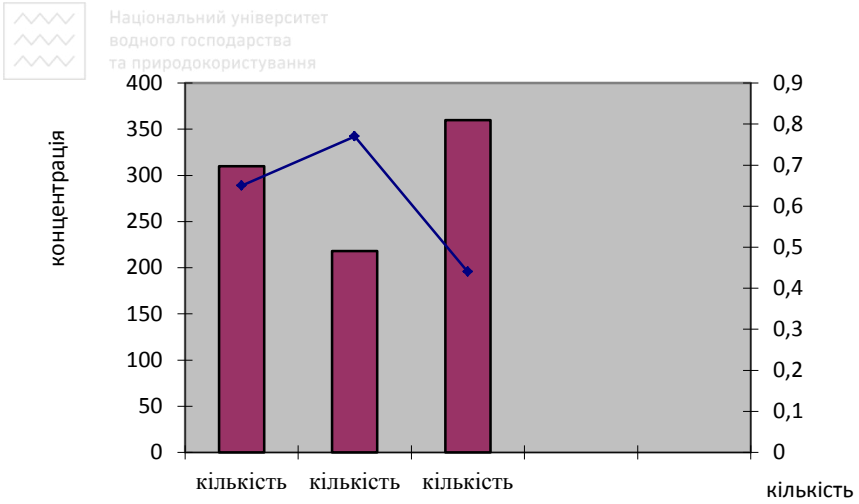


Рис. 4.4. Залежність концентрації свинцю і загальної кількості зообентосу (весняний період)

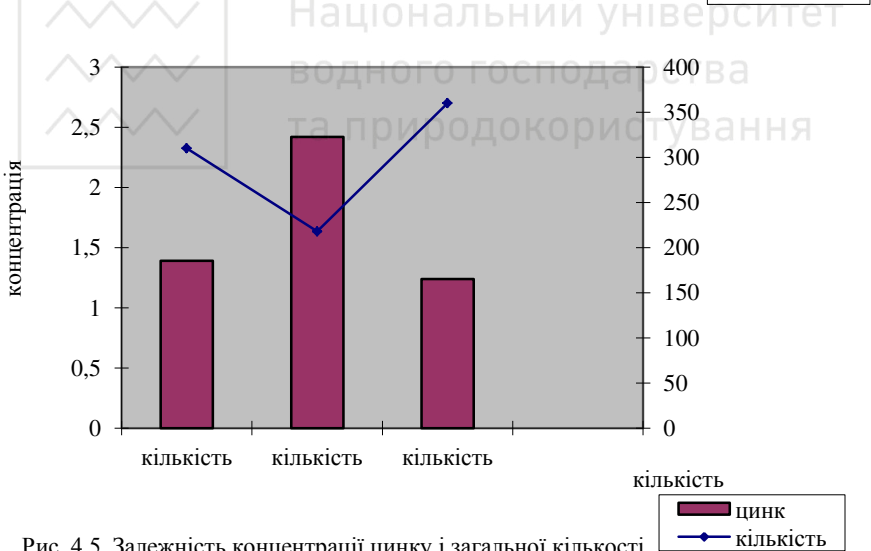


Рис. 4.5. Залежність концентрації цинку і загальної кількості зообентосу (весняний період)

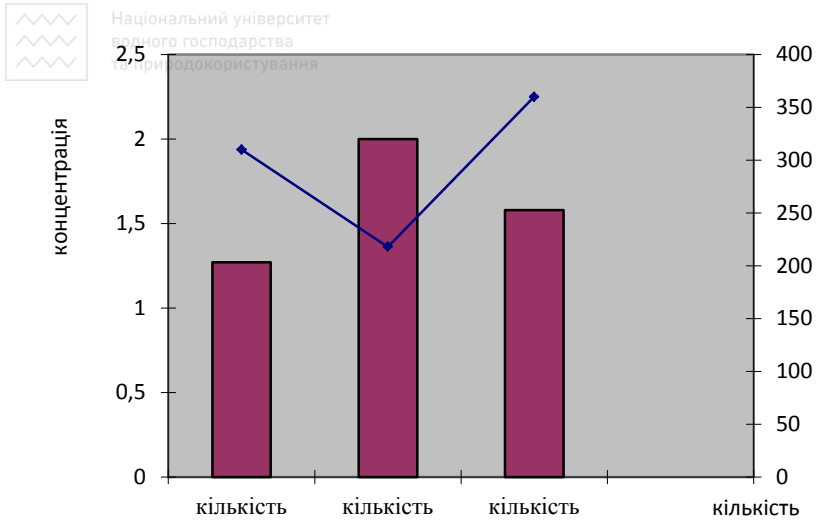


Рис. 4.6. Залежність концентрації міді і загальної кількості зообентосу (весняний період)

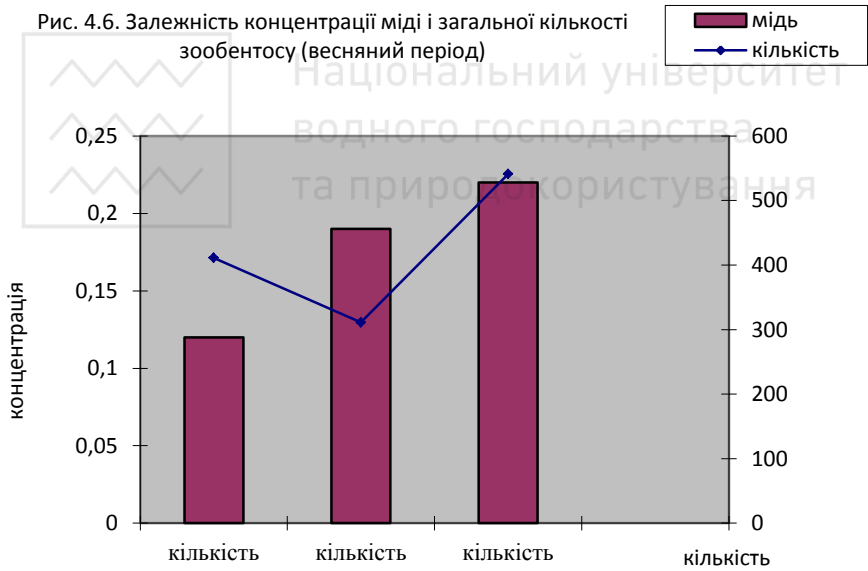


Рис. 4.7. Залежність концентрації свинцю і загальної кількості зообентосу (зимовий період)

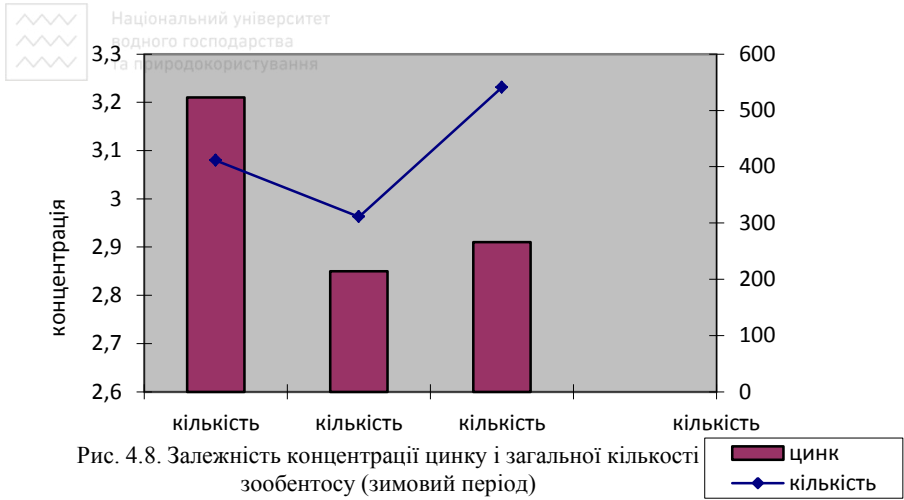


Рис. 4.8. Залежність концентрації цинку і загальної кількості зообентосу (зимовий період)

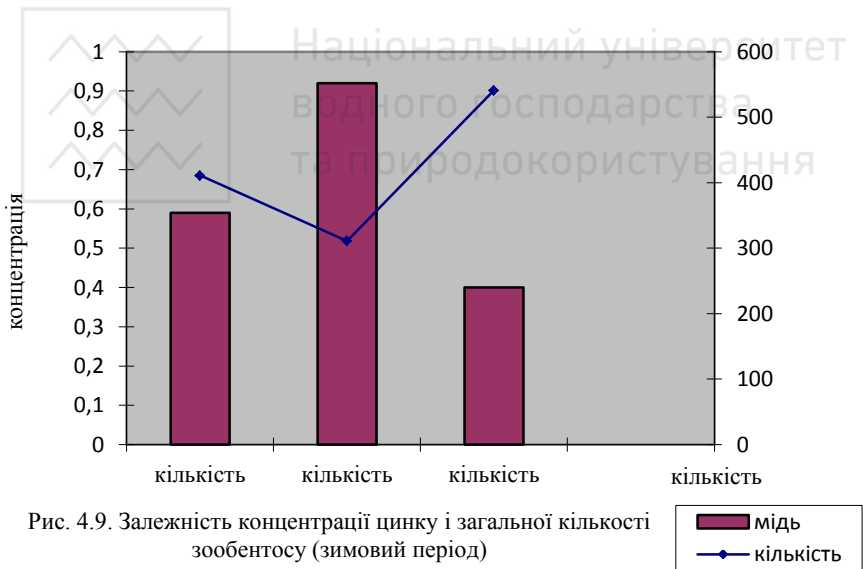


Рис. 4.9. Залежність концентрації цинку і загальної кількості зообентосу (зимовий період)

Було проведено лабораторні аналізи на визначення вмісту важких металів у донних відкладах – середовищі існування



хірономід [110; 112]. За гідрохімічними дослідженнями р. Устя встановлено, що важкі метали наявні не тільки у воді, донних відкладах, а й у зообентосі аналізованої річки (рис. 4.10).

Установлено, що на аналізованій ділянці річки донні відклади мають різний ступінь забруднення: свинець коливається в межах від 0,38 до 3,52 мг/кг, мідь – від 0,95 до 1,01 мг/кг та цинк – від 2,87 до 3,15 мг/кг (рис. 4.11).

Визначено коефіцієнт переходу (перерозподілу) важких металів у системі вода – хірономіди (цинк – 1:2500, мідь – 1:126) (табл. 4.6).

Характер накопичення сполук важких металів в організмах хірономід має певні закономірності, що дає можливість використовувати їх у ролі біоіндикаторів.

Так, на основі аналізу якості води р. Устя спостережено, що важкі метали тут містяться у невеликих кількостях або їх узагалі немає. Це дає підстави для констатації потреби проведення більш детальних лабораторних досліджень на виявлення важких металів у мулі. Порівняльний аналіз на наявність важких металів у воді та мулі р. Устя дав змогу стверджувати, що масова частка важких металів в мулі значно більша, ніж у воді.

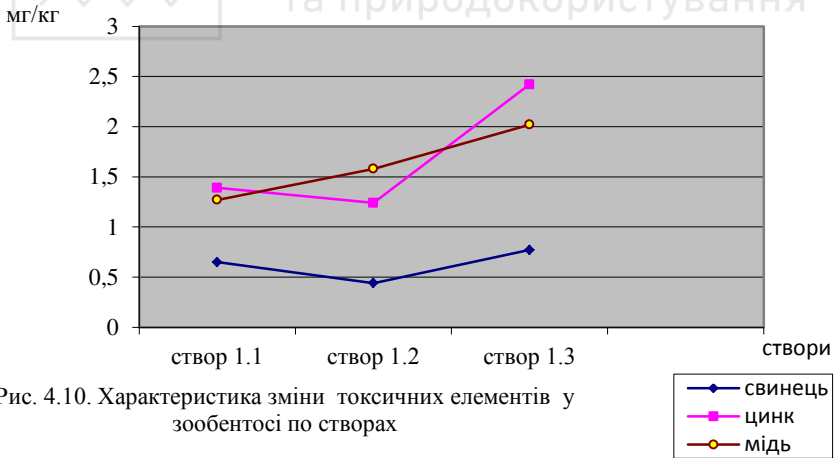


Рис. 4.10. Характеристика зміни токсичних елементів у зообентосі по створах

мг/кг

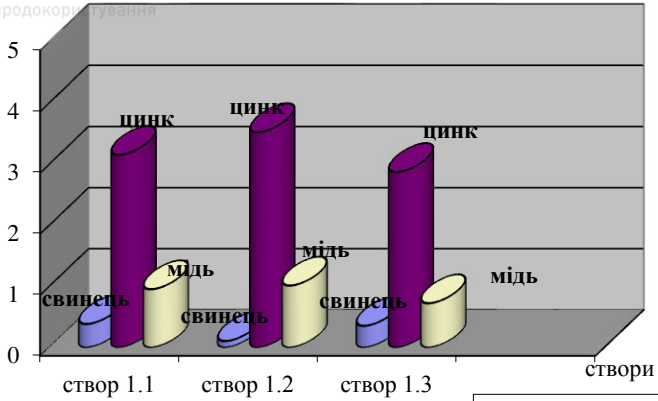
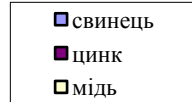


Рис. 4.11. Масова частка токсичних елементів у донних відкладах р. Устя, мг/кг



Таблиця 4.6

Наявність важких металів у водних екосистем

Вміст у воді, мг/дм ³	Вміст у донних відкладах, мг/кг	Вміст у зообентосі (хірономіди), мг/кг	Коефіцієнт переходу		
			з хірономід до води	з донних відкладів до води	з хірономід до донних відкладів
Свинець (весна – створ 1.1)					
–	0.38	0.65	–	–	1:1.71
Цинк (весна)					
0.002	3.15	1.39	1:695	1:1575	1:0.44
Мідь (весна)					
0.006	0.95	1.27	1:212	1:158	1:1.34
свинець (весна – створ 1.2)					
–	0.10	0.44	–	–	1:4.4
цинк (весна)					
0.001	3.52	1.24	1:240	1:3520	1:0.35
мідь (весна)					
0.004	1.01	1.58	1:395	1:253	1:1.56
Свинець (весна – створ 1.3)					
–	0.35	0.77	–	–	1:2.2
Цинк (весна)					
0.001	2.87	2.42	1:2420	1:2870	1:0.84
Мідь (весна)					
0.005	0.72	2.02	1:404	1:144	1:2.81
Свинець (зима – створ 1.1)					
–	0.38	0.19	–	–	1:0.5
Цинк (зима)					
0.002	3.15	2.80	1:1400	1:1575	1:0.88

продовження табл. 4.6

Мідь (зима)					
0.006	0.95	0.92	1:153	1:158	1:1
свинець (зима – створ 1.2)					
–	0.10	0.12	–	–	1:1.2
Цинк (зима)					
0.001	3.52	0.12	1:3210	1:3520	1:0.91
Мідь (зима)					
0.004	1.01	0.59	1:147	1:253	1:99
Свинець (зима – створ 1.3)					
–	0.35	0.22	–	–	1:0.63
Цинк (зима)					
0.001	2.87	0.22	1:2900	1:2870	1:1
Мідь (зима)					
0.005	0.72	0.40	1:80	1:144	1:0.55
Коефіцієнт переходу цинку з води до зообентосу, середнє значення (зима)			1:2500		
Коефіцієнт переходу міді з води до зообентосу, середнє значення (зима)			1:126		
Коефіцієнт переходу цинку з води до зообентосу, середнє значення (весна)			1:1451		
Коефіцієнт переходу міді з води до зообентосу, середнє значення (весна)			1:337		



Також було проведено експериментальні дослідження із культивуванням хірономід при різних концентраціях іонів важких металів. Під час дослідження відзначено, що ймовірна зміна забарвлення хірономід – від яскраво-червоного до тьмяно-червоного і зеленого – зумовлена різними ступенями забруднення. Гіпотезу про залежність забарвлення хірономід від впливу різних концентрацій міді підтверджено під час лабораторних досліджень. Так, з'ясовано, що під впливом концентрації міді від 0,5 до 1 мкг/дм^3 відбулось уповільнення руху хірономід, від 2 до 2,5 мкг/дм^3 – спостерігалася зміна забарвлення з червоного на тьмяно – червоне та від 5 до 10 мкг/дм^3 – виявлено зміну забарвлення на зелене і виділення слизу.

Отже, організми зообентосу є одним із кращих об'єктів біоіндикації, тому що характеризують довготривалі зміни, що відбуваються у водних екосистемах (р. Устя та водосховищі Басів Кут) на біохімічному й анатомо-морфологічному рівнях.





ВИСНОВКИ ДО РОЗДІЛУ 4

У ході біоіндикаційних досліджень встановлено:

1. За фітоіндикаційним показником з'ясовано, що якість води р. Устя у 2012 р. належить до IV класу, стан водного середовища – перехідний, а водосховища Басів Кут у період 2006–2012 рр. визначається належністю до III класу, стан водного середовища – задовільний.

2. Представники зообентосу (*Chironomus dorsalis*) можуть бути індикаторами водного середовища, оскільки накопичують важкі метали. Виявлено, що на досліджуваній ділянці річки хірономіди мають різне забруднення. Так, вміст свинцю в організмі хірономід коливався від 0,44 до 0,77 мг/кг у весняний період та від 0,12 до 0,22 мг/кг в осінній. Масова частка цинку змінювалась від 1,24 до 2,42 мг/кг (весняний період) і 2,8 до 3,21 мг/кг (осінній період). Аналогічні зміни спостерігались по міді, де масова частка в організмі становила від 1,27 до 2,09 мг/кг у весняний період та від 0,4 до 0,92 мг/кг в осінній. Перерозподіл важких металів у системі вода – хірономіди такий: (цинк – 1:2500, мідь – 1:126).

3. Під час експериментальних досліджень встановлено, що при значних концентраціях важких металів загострюється боротьба за виживання, відбуваються зміни забарвлення тіла (від яскраво-червоного до тьмяно-червоного і зеленого), виділення слизової плівки та деформація органів (анатомічні зміни).



РОЗДІЛ 5

ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД З ВИКОРИСТАННЯМ МЕТОДІВ БІОТЕСТУВАННЯ

Біотестування – це оцінка (на основі випробовування) дії фактора (фізичного, хімічного, фізико-хімічного) або групи факторів на живі організми шляхом реєстрації змін того чи іншого біологічного показника піддослідного тест-об'єкта (індикатора) порівняно з контролем в чітко заданих (тобто стандартних, лабораторних) умовах [35].

Методи біотестування – це експериментальне визначення токсичної дії води на гідробіонтів (водні організми), що базується на реєстрації реакцій тест-об'єкта (за показниками біологічних реакцій організмів, зміни їхнього стану, морфологічними та функціональними порушеннями).

Біотестування дає змогу одержати характеристику впливу на водну біоту, але на відміну від хімічного аналізу така оцінка є узагальнювальною (інтегральною) і відображає реальні ефекти дії хімічних сполук та сумішей в умовах конкретного гідрохімічного режиму [57–59].

5.1. Оцінка токсичності води за допомогою тест-об'єктів

Під час проведення біотестування стану водного середовища слід враховувати такі обставини:

1) швидкість відповіді тест-об'єкта на дію агента (токсиканта) пов'язана з концентрацією речовини; 2) збільшення концентрації скорочує час настання відповідної реакції [131–133].

У ракурсі технічного оснащення найбільш доступними є ті дослідження, що ґрунтуються на реєстрації загальнобіологічних характеристик. Необхідно брати до уваги, що тест-об'єкт і тест-реакції мають специфічність відповідей на дію токсиканта [134–136]. Рослини можуть виявляти найбільшу чутливість до наявності у воді гербіцидів. Крім того, тест-реакція дає змогу встановити токсикант за його функцією-мішенню, якщо він має вибірку дію на певні функції організму [137–143].



водного господарства
та природокористування

Для проведення екологічної оцінки якості води було використано такі методики тестування:

1. Гострі тести на гіллястовусих ракоподібних *Daphnia magna* (КНД 211.1.4.055-97). У дослідях як тест-організмами оперували синхронізованими генетично однорідними лабораторними культурами дафній і церіодафній. Критерієм токсичності слугувала смертність тест-організмів порівняно з контролем. Механізм дослідження полягав у проведенні обрахунку. Проводився обрахунок кількості загиблих тварин за 24 і 48 год. З подальшим обчисленням виживання (або смертності) об'єктів у різних пробах.

2. Тест на цибулі звичайній (*Allium cepa* L.).

Послідовність дій під час вищеназваного тесту була такою: очищені цибулинки висаджували у пробірки із пробами води; через три доби проводили вимірювання довжини корінчиків у пучках, а також з'ясовували їхню кількість на цибулинках; далі вираховували середню довжину корінців для кожної проби. Метод біотестування на цибулі звичайній – легкий та чутливий спосіб визначення загальної токсичності, зумовленої хімічним впливом, який виявляється в інгібуванні росту корінців цибулин.

3. Біотест на токсичність за зміною довжини корінця у салату посівного *Lactuca sativa* L.

У кожному чашку Петрі із фільтрами, зволоженими пробами води, розкладали по 25 насінин салату. Чашки закривалися й поміщалися в темне, вологе й тепле місце на 3 доби, після чого визначали частку пророслих насінин і виміряли довжину корінчиків від потовщення (вузлика) до кінчика. За отриманими даними вираховували частку росту корінців порівняно з контролем.

Після закінчення дослідів було проведено обрахунок фітотоксичного ефекту за А. І. Горовою.

Для встановлення токсичності поверхневих вод водойм за ростовим тестом біоіндикаторів розроблено шкалу рівнів токсичності (див.табл. 2.11). Для визначення ступеня токсичності було проведено низку тестувань, які дають змогу виявити токсичну дію поверхневих вод досліджуваних екосистем на живі організми [144–152]. Під час проведення тестів на токсичність води за використання гіллястовусих ракоподібних *Daphnia magna* було взято проби води р. Устя та водосховища Басів Кут (додаток В).

Таблиця 5.1

Результати біотестування на *Daphnia magna*. Устя та водосховища Басів Кут
(середні показники 2005-2012 рр.)

№ з/п	Зразки	Кількість особин, шт.	Кількість загиблих особин, шт.	Вживання особин, %	Поява нових особин, шт.
1.	Контроль	10	0	0	0
2.	р. Устя 2005 рік	10	6	40	2
3.	р. Устя 2006 рік	10	5	50	2
4.	р. Устя 2007 рік	10	4	60	3
5.	р. Устя 2008 рік	10	5	50	2
6.	р. Устя 2012 рік	10	5	50	2
7.	Водосховище Басів Кут 2005 рік	10	5	50	3
8.	Водосховище Басів Кут 2006 рік	10	3	70	4
9.	Водосховище Басів Кут 2007 рік	10	2	80	5
10.	Водосховище Басів Кут 2008 рік	10	3	70	4
11.	Водосховище Басів Кут 2012 рік	10	3	70	4

Таблиця 5.2

**Результати біотестування на *Daphnia magna*. Устя та водосховища Басів Кут
(середні показники 2012 р.)**

№ з/п	Зразки	Кількість особин, шт.	Кількість загиблих особин, шт.	Вживання особин, %	Поява нових особин, шт.
1.	Контроль	10	0	0	0
2.	р. Устя	10	7	40	4
3.	Водосховище Басів Кут	10	6	50	3

Таблиця 5.3

**Результати біотестування на *Lactuca sativa* (середні показники) за період 2005–2012 рр.
(поверхневій воді р. Устя)**

№ з/п	Зразки	Характеристика насінини				Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
		Кількість пророслих, 123шт..	Кількість в стані спокою, 123шт..	Довжина корінця, см.	Середнє значення корінця (середнє арифметичне)	
1.	Контроль	25	0	0,1–0,7	0,4	100
2.	р. Устя, 2005 р.	21	4	0,17–0,3	0,24	40,3

продовження табл. 5.3

3.	р. Устя, 2006 р.	18	7	0,1–0,6	0,35	12,5
4.	р. Устя, 2007 р.	20	5	0,1–0,4	0,25	37,5
5.	р. Устя, 2008 р.	20	5	0,1–0,5	0,3	25
6.	р. Устя, 2012 р.	22	5	0,1–0,5	0,3	25

124

Таблиця 5.4

Результати біотестування на *Lactuca sativa* (весняний період – водосховище Басів Кут)

№ з/п	Зразки	Характеристика насінини				Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
		Кількість пророслих, шт.	Кількість в стані спокою, шт.	Довжина корінця, см.	Середнє значення корінця (середнє арифметичне)	
1.	Контроль,	25	0	0,1–0,7	0,4	100
2	Басів Кут (2005 р.)	14	11	0,1–1,8	0,95	40

продовження табл. 5.4

3.	Басів Кут (2006 р.)	20	5	0,1–2,0	1,05	34
4.	Басів Кут (2007 р.)	19	6	0,1–2,5	1,3	18
5.	Басів Кут (2008 р.)	17	8	0,8–2,1	1,45	9
6.	Басів Кут (2012 р.)	18	7	0,5–2,1	1,39	9

Таблиця 5.5

Результати біотестування на *Lactuca sativa* (зимовий період – водосховище Басів Кут)

№ з/п	Зразки	Характеристика насінини				Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
		Кількість пророслих, шт.	Кількість в стані спокою, шт.	Довжина корінця, см.	Середнє значення корінця (середнє арифметичне)	
1.	Контроль	25	0	0,1–1,1	0,6	100
2.	Басів Кут (2005 р.)	16	9	0,1–0,5	0,3	50
3.	Басів Кут (2006 р.)	18	7	0,1–0,4	0,25	58

продовження табл. 5.5

4.	Басів Кут (2007 р.)	19	6	0,1–0,6	0,35	40
5.	Басів Кут (2008 р.)	20	5	0,1–1,0	0,55	8,0
6.	Басів Кут (2012 р.)	18	5	0,1–1,0	0,45	8,0

126

Дослід на токсичність за зміною довжини корінця у салату посівного (*Lactuca sativa*) дав змогу стверджувати, що істотного токсичного забруднення досліджувана водойма не має (додаток Б). Ріст корінця порівняно з контролем коливався від 85% до 100%. Довжина корінця (на третю добу експерименту) складала в середньому від 0,1 до 2,0 см.

Таблиця 5.6

**Результати біотестування на *Lactuca sativa* (середні показники) за 2012 р.
(поверхневі води р. Устя та водосховища Басів Кут)**

№ з/п	Зразки	Характеристика насінини				Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
		Кількість пророслих, шт.	Кількість в стані спокою, шт.	Довжина корінця, см.	Середнє значення корінця (середнє арифметичне)	
1.	Контроль	25	0	0,1–0,7	0,4	100
2.	р. Устя,	13	12	0,1-0,5	2,1	45,8
3.	водосховище Басів Кут	18	7	0,1–0,6	3,2	40,1

Таблиця 5.7

Результати біотестування на *Allium cepa* за період з 2005 до 2012 рр. (поверхневій воді р. Устя)

№ з/п	Зразки	Довжина корінців, см.	Середнє значення корінця (середнє арифметичне)	Кількість корінців, 127г..	Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
1.	Контроль	0,1–5,5	2,8	12	100
2.	р. Устя, створ 1.1 2005 р.	0,1–4,5	2,3	12	18
3.	р. Устя, створ 1.2 2006 р.	0,1–3,5	1,8	14	36
4.	р. Устя, створ 1.3 2007 р.	0,1–3,9	2,0	16	28
5.	р. Устя, створ 1.3 2008 р.	0,1–4,2	2,15	17	23
6.	р. Устя, створ 1.3 2012 р.	0,1–4,0	2,10	15	22

Таблиця 5.8

Результати біотестування на *Allium cepa* (весняний період – водосховище Басів Кут)

№ з/п	Зразки	Довжина корінців, см.	Середнє значення корінця (середнє арифметичне)	Кількість корінців, шт.	Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
1.	Контроль	1,3–5,0	3,15	26	100
2.	Басів Кут (2005р.)	0,3–3,5	1,9	27	40
3.	Басів Кут (2006р.)	0,1–0,4	0,25	8	12
4.	Басів Кут (2007р.)	0,1–5,1	2,6	19	17
5.	Басів Кут (2012р.)	0,2–5,5	2,8	13	11

Таблиця 5.9

Результати біотестування на *Allium cepa* (зимовий період – водосховище Басів Кут)

№ з/п	Зразки	Довжина корінців, см.	Середнє значення корінця (середнє арифметичне)	Кількість корінців, шт.	Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
1.	Контроль	1,3–5,0	3,15	26	100
2.	Басів Кут (2005 р.)	0,1–5,5	2,8	14	11
3.	Басів Кут (2006 р.)	0,1–3,9	2,0	24	37
4.	Басів Кут (2007 р.)	0,3–3,5	1,9	27	40
5.	Басів Кут (2012 р.)	0,1–4,0	2,05	23	34

**Результати біотестування на *Allium cepa* за 2012 р.
(поверхневій воді р. Устя та водосховища Басів Кут)**

№ з/п	Зразки	Довжина корінців, см.	Середнє значення корінця (середнє арифметичне)	Кількість корінців, шт.	Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %
1.	Контроль	0,1–5,5	2,8	12	100
2.	р. Устя	0,1–4,5	2,3	12	18
3.	Басів Кут	0,1–3,5	1,8	14	36

129

Тест на цибулі звичайній (*Allium cepa*) показав, що рослина є досить чутливою до токсичної дії забруднювальних речовин: довжина корінця *Allium cepa* (на третю добу експерименту) складала в середньому від 0,1 до 5,5 см. (додаток В).

Отже, після проведених дослідів у період зима – весна за допомогою методик біотестування на гілястовусих ракоподібних (*Daphnia magna*), салаті посівному (*Lactuca sativa*), цибулі звичайній (*Allium cepa*) було виявлено, токсичність води, що в залежала від місця взяття проби і чутливості піддослідного організму. У пробі води Басів Кут спостережено значну пригнічувальну дію (10,6–79,5%) порівняно з контролем для цибулі звичайної. Ріст салату посівного порівняно з контролем коливався в межах 85%–100%, що свідчить про незначну негативну дію води. У результаті проведених досліджень встановлено, що якість поверхневих вод водосховища Басів Кут належить до III класу якості, а за тест-об'єктами має «середній» та «вище за середній» рівні токсичності.

Таблиця 5.11

Рівень токсичності води р. Устя та водосховища Басів Кут

Об'єкти	Довжина корінців, см		Показник токсичності, %		Рівень токсичності	
	<i>Lactuca sativa</i>	<i>Allium cepa</i>	<i>Lactuca sativa</i>	<i>Allium cepa</i>	<i>Lactuca sativa</i>	<i>Allium cepa</i>
Р. Устя (2012 р.)	0,1-0,5	0,1-4,5	40,3	36	вище за середній	середній
Водосховище Басів Кут (2012 р.)	0,1-0,6	0,1-3,5	40	40	середня	середня



Унаслідок проведених досліджень з'ясовано, що якість поверхневих вод р. Устя та водосховища Басів Кут належить до III та IV класів якості, а за тест-об'єктами має «середній» та «вище за середній» рівні токсичності.

5.2. Комплексна оцінка стану водної екосистеми

Водний об'єкт – це екосистема, в структурі та функціонуванні якої провідна роль належить воді як абіотичному компоненту середовища існування гідробіонтів. Гідроекосистема має дві складові – абіотичну (вода, донні відклади з притаманними їм фізико-хімічними властивостями) та біотичну, до якої входять організми різних систематичних груп (бактерії, рослини, тварини). Названі складові пов'язані між собою й істотно впливають одна на одну. Такий вплив здійснюється шляхом реалізації гідродинамічних, оптичних, термодинамічних, фізико-хімічних, хімічних процесів та біологічних і біохімічних реакцій із залученням гідробіонтів. З огляду на це водне середовище існування гідробіонтів можна розглядати і як їхнє внутрішнє середовище, з якого вони отримують кисень, біогенні елементи і в яке виділяють продукти життєдіяльності (екзометоболіти). Специфічні особливості водних екосистем, порівняно з наземними, полягають у тому, що водне середовище створює більш сприятливі умови для метаболічних зв'язків гідробіонтів, тоді як наземні угруповання рослин і тварин більшою мірою розділені просторово наземним і повітряним середовищем, а їхні метаболічні зв'язки виявляються менш чітко, ніж у водяних організмів. Водні екосистеми – це частина водних об'єктів відповідно до їхньої екологічної зональності, наприклад, екосистеми літоралі, пелагіалі та ін.

Водні екосистеми демонструють відповідну реакцію на зовнішні подразники антропогенного походження на всіх трофічних рівнях, кожен з яких має репаративні властивості стосовно нижчих рівнів. Тобто зміни, які відбуваються на нижчих трофічних рівнях, не впливають на їхнє функціонування; але у випадках, коли інтенсивність зовнішнього впливу перевищує "бар'єрний опір" водній екосистемі, можуть спостерігатися істотні порушення на всіх рівнях організації [1].



У спеціальній літературі особливий акцент зроблено на роботах, пов'язаних із дослідженням забруднення водних екосистем важкими металами. М. Ю. Євтушенко, П. М. Линник, М. О. Перевозников, Є. О. Богданова відзначають, що важкі метали необхідно вважати найбільш загрозливим видом антропогенного забруднення: вони не піддаються хімічній біодеградації, що є характерним для органічних сполук, постійно містяться у водних екосистемах, мають тривалий термін зберігання, перерозподіляються й акумулюються в різних компонентах водних екосистем, змінюють реакційну здатність, біологічну активність та екологічну безпечність, негативно впливають на обмін речовин, біоенергетичні процеси, репродуктивні функції гідробіонтів, призводять до випадіння зі складу гідробіоценозів численних видів. Усе вищеперераховане зумовило порушення екологічних зв'язків і втрату біопродуктивності, зниження ефективності біофільтрації і самоочисної здатності гідроекосистем, зменшення екологічної ємності водойм.

Біологічні методи оцінки якості води шляхом аналізу якісних і кількісних змін, що відбулися у біотичній підсистемі, передбачають визначення ступеня антропогенного впливу на водну екосистему. М. О. Клименко та ін. зазначали, що методи біоіндикації стану водного середовища мають низку переваг перед хімічними і фізико-хімічними методами досліджень, а саме: вони чутливіші до надслабких антропогенних чинників, дають змогу виявити наслідки одноразового забруднення і значно раніше встановити антропогенні зміни у водоймі, не потребують використання складної апаратури, матеріало- та енергоємних аналізів.

З огляду на об'єктивні обставини біоіндикація та біотестування на сьогодні зазнають дедалі більшого поширення й активного розвитку в усіх напрямках природничих наук, зокрема ними широко послуговуються під час екологічної оцінки гідроекосистем континентальних водойм природного і штучного походження [44–45].

Зообентос представлений різноманітними системними, розмірними, екоморфологічними групами тварин. Зообентос – досить «інертна» біологічна підсистема, а тому її структура впродовж значного часу може зберігати інформацію про вплив природних чи антропогенних чинників.



Вища водна рослинність (ВВР), її екологічні, систематичні характеристики дають змогу протягом тривалого часу візуально проводити експрес-аналіз стану водних екосистем.

Методологічним підґрунтям встановлення екологічних нормативів якості поверхневих вод вважаємо екосистемний принцип віднайдення оптимальних значень таких репрезентативних показників складу і властивостей води, котрі водночас є важливими компонентами абіотичної і біотичної складових водних екосистем в стані їхнього екологічного благополуччя.

Екосистемний підхід, про що зафіксовано у Директиві Парламенту і Ради ЄС «Упорядкування діяльності ЄС в галузі водної політики» від 30.07.2000 року, покладений в основу водоохоронної і водогосподарської діяльності країн-членів ЄС, яка спрямована на відновлення і збереження водних екосистем з їхніми водними і біологічними ресурсами, зокрема на неухильне поліпшення якості води у поверхневих водних об'єктах [1].

Сутність розробленої методології полягає у використанні структурних і функціональних характеристик гідробіонтів як інструменту оцінки стану водних екосистем та у виділенні ділянок водойм з різним ступенем природного чи антропогенного впливу. Запропоновано для моніторингу вибирати біологічні системи, життєдіяльність яких відзначається діалектичною єдністю одного цілого:

- а) їхні структурні характеристики відображають стан біоти, що уможливорює оцінення впливу на неї (чи, навпаки, відсутність такого) антропогенних чинників різної природи (техногенних, хімічних, токсичних, термічних тощо);

- б) функціональні характеристики, які крім відображення стану біоти, є середовище утворювальними біологічними чинниками, життєдіяльність яких значною мірою може змінювати абіотичні складові водних екосистем.

Необхідною умовою вибору біологічних підсистем повинно бути: врахування провідної ролі основних підсистем (планктон, бентос, перифітон) у водній екосистемі; проведення інтегральної оцінки стану екосистеми; можливість оцінки впливу і загальних екологічних чинників, і специфічних чи, навпаки, неспецифічних.

У роботі запропоновано методику оцінки стану водних екосистем, яка містить декілька складових, а саме:



- комплексний показник якості води;
- комплексний показник фітоіндикації;
- показник стану зообентосу;
- показник рівня токсичності води.

Запропоновано комплексну оцінку стану водних екосистем (КОСВЕ) проводити за розрахунком середньгеометричного інтегрального показника оцінки стану (якості) водних екосистем.

$$\text{КОСВЕ} = \sqrt[4]{I_e \times I_\phi \times I_z \times I_t}, \quad (5.1)$$

- де I_e – комплексний показник якості води;
 I_ϕ – комплексний показник фітоіндикації;
 I_z – показник стану зообентосу;
 I_t – показник рівня токсичності води.

Для того, щоб здійснити розрахунок, потрібно привести показники до нормованого вигляду (X_i) за допомогою формул.

$$X_i = \frac{N_i - N_{(\min)}}{N_{(\max)} - N_{(\min)}} \quad \text{– для позитивних показників} \quad (5.2)$$

$$X_i = \frac{N_{(\max)} - N_i}{N_{(\max)} - N_{(\min)}} \quad \text{– для негативних показників.} \quad (5.3)$$

При цьому за максимальні (N_{\max}) позитивні та мінімальні (N_{\min}) негативні слід брати значення показників, які відповідають кращим екологічним показникам.

N_i – фактичне значення показника.

Для оцінки стану водних екосистем застосовували уніфіковану вимірну шкалу, розроблену Інститутом проблем природокористування та екології НАН України, згідно з якою стан оцінюють кількісно та якісно: - еталонний – 1,0–0,8;

- сприятливий – 0,8–0,6;
- задовільний – 0,6–0,4;
- загрозливий – 0,4–0,2;
- критичний – 0,2–0.

Таблиця 5.12

Шкала комплексної оцінка стану водних екосистем

Комплексний екологічний індекс (I_e)		Стан зообентосу – хірономіди – (<i>Chironomus dorsalis</i>) – зміна забарвлення		Індекс фітоіндикації за вищою водною рослинністю		Рівень токсичності води			
						Тест-об'єкт – цибуля звичайна (<i>Allium cepa</i> L.)		Тест-об'єкт – салат посівний (<i>Lactuca sativa</i> L.)	
Кількісні, од.	Якісні	Морфологічні ознаки, %	Якісні	Кількісні, од.	Якісні	Кількісні, %	Якісні	Кількісні, %	Якісні
0 – 1,0	I Еталонний	Зміни поодинокі 0–5	I Еталонний	до 3,0	Добрий	0 – 20	Відсутня або слабка токсичність	0 – 20	Відсутня або слабка токсичність
1,0 – 3,0	II Добрий	Зміни часткові 5–10	II Добрий	3,0 – 8,0	Задовільний	20 – 40	Середня токсичність	20 – 40	Середня токсичність

> 21,0	V Криза	Зміна забарвлення і деформація органів (анатомічні зміни) 80–100	V Криза	> 15,0	Дуже поганий	80 – 100	Максимальна токсичність	80 – 100	Максимальна токсичність
8,0 – 21,0	IV перехідний	Зміна забарвлення 50–80	IV Перехідний	11,1 – 15,0	Поганий	60 – 80	Висока токсичність	60 – 80	Висока токсичність
3,0 – 8,0	III Задовільний	Зміна забарвлення 10–50	III Задовільний	8,1 – 11,0	Перехідний	40 – 60	Вища за середню токсичність	40 – 60	Вища за середню токсичність

Таблиця 5.13

**Приведення базових показників до нормованого стану
за період з 2005 до 2008 рр. та 2012 р. (р. Устя)**

Показники	N_i базовий	N_{max}	N_{min}	X_i нормований
2005 рік				
I_e – показник якості води	13,42	25	1	0,15
I_s – показник зообентосу	90	100	5	0,11
I_ϕ – індекс фітоіндикації	10,5	15	3	0,38
I_T – показник токсичності	60	100	20	0,50
2006 рік				
I_e – показник якості води	20,76	25	1	0,66
I_s – показник зообентосу	80	100	5	0,21
I_ϕ – індекс фітоіндикації	9,8	15	3	0,43
I_T – показник токсичності	40	100	20	0,75
2007 рік				
I_e – показник якості води	12,47	25	1	0,61
I_s – показник зообентосу	80	100	5	0,21
I_ϕ –індекс фітоіндикації	8,8	15	3	0,52
I_T – показник токсичності	37	100	20	0,79
2008 рік				
I_e – показник якості води	13,08	25	1	0,60
I_s – показник зообентосу	80	100	5	0,21
I_ϕ –індекс фітоіндикації	8,2	15	3	0,57
I_T – показник токсичності	40,3	100	20	0,75

продовження табл. 5.13

2012 рік				
I _e – показник якості води	12,86	25	1	0,56
I _з – показник зообентосу	85	100	5	0,23
I _ф – індекс фітоіндикації	-	-	-	-
I _т – показник токсичності	40,3	100	20	0,75

Таблиця 5.14

**Приведення базових показників до нормованого стану
за період з 2005 до 2008 рр. та 2012 р. (водосховище Басів Кут)**

Показники	N _i базовий	N _{max}	N _{min}	X _i нормований
2005 рік				
I _e – показник якості води	8,02	25	1	0,41
I _з – показник зообентосу	80	100	5	0,21
I _ф – індекс фітоіндикації	8,6	15	3	0,53
I _т – показник токсичності	38	100	20	0,78
2006 рік				
I _e – показник якості води	5,25	25	1	0,96
I _з – показник зообентосу	60	100	5	0,42
I _ф – індекс фітоіндикації	7,8	15	3	0,6
I _т – показник токсичності	40	100	20	0,75
2007 рік				
I _e – показник якості води	5,77	25	1	0,77
I _з – показник зообентосу	60	100	5	0,42

продовження табл. 5.14

I _ф –індекс фітоіндикації	7,0	15	3	0,67
I _т – показник токсичності	36	100	20	0,80
2008 рік				
I _е – показник якості води	4,9	25	1	0,80
I _з – показник зообентосу	80	100	5	0,21
I _ф – індекс фітоіндикації	7,8	15	3	0,6
I _т – показник токсичності	40	100	20	0,75
2012 рік				
I _е – показник якості води	6,4	25	1	0,94
I _з – показник зообентосу	60	100	5	0,43
I _ф – індекс фітоіндикації	--	-	-	-
I _т – показник токсичності	40	100	20	0,75



Після проведення розрахунків за показниками, що характеризують р. Устя та водосховище Басів Кут, було отримано такі результати (табл. 5.15–5.16).

Таблиця 5.15

**Значення інтегрального показника стану водних екосистем
(р. Устя)**

Показники	2005 рік	2006 рік	2007 рік	2008 рік	2012 рік
КОСВЕ – інтегральний показник	0,23	0,45	0,47	0,47	0,49
Стан водних екосистем	загрозливий	задовільний	задовільний	задовільний	задовільний

Таблиця 5.16

**Значення інтегрального показника стану водних екосистем
(водосховище Басів Кут)**

Показники	2005 рік	2006 рік	2007 рік	2008 рік	2012 рік
КОСВЕ – інтегральний показник	0,44	0,65	0,64	0,53	0,47
Стан водних екосистем	задовільний	сприятливий	сприятливий	задовільний	задовільний

Таблиця 5.17

Оцінювання водної екосистеми р. Устя та водосховища Басів Кут за комплексом показників (2005 – 2012 рр.)

Показники	Стан водних екосистем	
	р. Устя	Водосховище Басів Кут
2005 р.		
Комплексний показник якості води	перехідний	перехідний
Показник стану зообентосу	криза (зміни забарвлення)	перехідний
Комплексний показник фітоіндикації	перехідний стан	перехідний
Показник рівня токсичності води	середня токсичність	середня токсичність
Інтегральний індекс КОСВЕ	загрозливий	задовільний
2006 – 2007 рр.		
Комплексний показник якості води	задовільний	задовільний
Показник стану зообентосу	перехідний (зміни забарвлення)	задовільний (зміни забарвлення)
Комплексний показник фітоіндикації	перехідний стан	задовільний
Показник рівня токсичності води	середня токсичність	середня токсичність
Інтегральний індекс КОСВЕ	задовільний	сприятливий
2008 р.		
Комплексний показник якості води	перехідний	задовільний
Показник стану зообентосу	перехідний (зміни забарвлення)	задовільний (зміни забарвлення)
Комплексний показник фітоіндикації	перехідний стан	перехідний стан
Показник рівня токсичності води	вища за середню токсичність	середня токсичність
Інтегральний індекс КОСВЕ	задовільний	задовільний
2012 р.		
Комплексний показник якості води	перехідний	задовільний

продовження табл. 5.17

Показник стану зообентосу	-	-
Комплексний показник фітоіндикації	перехідний стан	перехідний стан
Показник рівня токсичності води	вища за середню токсичність	середня токсичність
Інтегральний індекс КОСВЕ	задовільний	задовільний



та природокористування



Отже, водну екосистему р. Устя у 2008 р. оцінено:

- за інтегральним екологічним індексом як перехідний стан;
- за станом зообентосу – перехідний (зміна забарвлення);
- за станом ВВР – перехідний стан;
- за рівнем токсичності – вища за середню токсичність;
- за інтегральним показником «стан водної екосистеми р. Усті» – задовільний стан.

Водну екосистему водосховища Басів Кут у 2008 р. оцінено:

- за інтегральним екологічним індексом – задовільний стан;
- за станом зообентосу – задовільний (зміни забарвлення);
- за станом ВВР – перехідний стан;
- за рівнем токсичності – середня токсичність;
- за інтегральним показником «стан водної екосистеми водосховища Басів Кут» – задовільний стан.

При оцінці водної екосистеми р. Устя у 2012 р. отримали:

- за інтегральним екологічним індексом як перехідний стан;
- за станом зообентосу – перехідний (зміна забарвлення);
- за рівнем токсичності – вища за середню токсичність;
- за інтегральним показником «стан водної екосистеми р. Усті» – задовільний стан.

Водну екосистему водосховища Басів Кут у 2012 р. оцінено:

- за інтегральним екологічним індексом – задовільний стан;
- за станом зообентосу – задовільний (зміни забарвлення);
- за рівнем токсичності – середня токсичність;
- за інтегральним показником «стан водної екосистеми водосховища Басів Кут» – задовільний стан.

5.3. Місцевий план дій для покращення стану водних екосистем

Під час дослідження було обґрунтовано пріоритетні проблеми управління водними ресурсами водних екосистем, встановлено цілі та заходи з їхнього досягнення [153–169].

Проблеми:

1. Проблеми забруднення водних екосистем стічними водами.



2. Накопичення важких металів у донних відкладах та в організмах.

3. Забруднення водних екосистем такими речовинами, як: азот амонійний, цинк, мідь, азот нітритний, азот нітратний та ін.

4. Зміна та деградація видового різноманіття гідробіоти і порушення рівноваги екосистем водних об'єктів.

Стратегічна мета:

Досягнення хорошої якості води та безпечного екологічного стану водних об'єктів.

Основний принцип:

Діяти у рамках Водної Директиви України.

Цілі:

1. Забезпечення населення якісною та безпечною водою для рекреаційних цілей.
2. Зменшення джерел забруднення водних об'єктів.
3. Збереження і захист екосистем водних об'єктів.
4. Поліпшення взаємодії з обміну інформацією, підвищення інформованості у сфері охорони, використання і відтворення водних ресурсів:

а) інформування і залучення водокористувачів до прийняття рішень у сфері управління водними ресурсами;

б) удосконалення моніторингу, обробки даних і обміном інформацією.

5. Розвиток регулювальних інструментів, удосконалення фінансово-економічного механізму фінансування заходів:

а) розвиток регулювальних інструментів (законодавчі акти, норми і стандарти, дозвільні процедури їхнього виконання і контроль);

б) удосконалення фінансово-економічного механізму фінансування заходів з охорони і відновлення водних ресурсів.

Для покращення екологічного стану водної екосистеми р. Устя запропоновано реалізацію комплексу природоохоронних заходів. Розглянемо їх більш детально.

Проблема 1

Недостатнє забезпечення населення якісною та безпечною водою для рекреаційних цілей.

Підпроблеми:

- 1) Висока забрудненість вод, які використовує населення;



- 2) незадовільний технічний стан і зношеність значної частини основних фондів;
- 3) невідповідність зон санітарної охорони;
- 4) обмеженість інвестицій і дефіцит фінансових ресурсів, необхідних для розвитку, підтримки у відповідному стані рекреаційних цілей.

Мета 1

Забезпечення населення якісною та безпечною водою для рекреаційних цілей.

Заходи:

- заліснення водоохоронних зон;
- організація, проведення й утримання зон санітарної охорони.

Проблема 2

Забруднення водних об'єктів.

Підпроблеми:

- 1) потрапляння у водні об'єкти стічних вод з промислових підприємств та водоканалів;
- 2) забруднення водних об'єктів дифузними, розсіяними джерелами забруднення (злив із сільськогосподарських угідь, проммайданчиків, дощовий міський стік);
- 3) порушення водоохоронного режиму прибережних захисних смуг і водоохоронних зон.

Мета 2

Зменшення кількості джерел забруднення водних об'єктів.

Заходи:

- облаштування біоплато в місцях після скиду стічних вод;
- зняття залізобетонних плит та надання природного вигляду берегам р. Устя;
- поетапне очищення русла річки від донних відкладів;
- удосконалення технологій очищення міських стічних і зливових вод та утилізація мулів.

Проблема 3

Деградація видового різноманіття і порушення рівноваги екосистем водних об'єктів.

Підпроблеми:

- 1) деградація генетичного фонду як основи різноманіття видів і внутрішньовидового різноманіття, зникнення видів, підвидів



і окремих популяцій та зменшення чисельності риб і безхребетних;

- 2) зменшення різноманіть угруповань (біоценозів) як підґрунтя стійкості екосистем.

Мета 3

Збереження і захист екосистем водних об'єктів.

Заходи:

- розроблення методів розрахунку екологічних збитків, завданих унаслідок господарської діяльності чи стихійних лих ресурсам і екосистемам;
- розроблення методів оцінки фактичних обсягів вилучення риби та інших водних живих ресурсів рибалками-любителями і бракон'єрами;
- проведення первинної інвентаризації й створення переліку охоронних територій, природних комплексів водно-болотних угідь та угруповань;
- аналіз стратегій традиційного використання живих ресурсів і розроблення пропозицій з альтернативної зайнятості місцевого населення в екологічному туризмі та екологічній освіті.

Мета 4

Поліпшення взаємодії з обміну інформацією, підвищення інформованості у сфері охорони, використання і відтворення водних ресурсів.

Заходи:

Інформування і залучення водокористувачів до прийняття рішень у сфері управління водними ресурсами:

- створення відкритої для поповнення й отримання інформації бази даних водних об'єктів;
- публікація узагальнювальних документів з управління водними ресурсами для інформування представників громадськості (адміністрації, водокористувачі, об'єднання).

Удосконалення моніторингу, обробки даних і обміну інформацією:

- оптимізація наявної мережі моніторингу відповідно до актуалізованої стратегії розвитку моніторингу водних екосистем;



розроблення, атестація та впровадження методик виконання вимірів з урахуванням міжнародних стандартів;

- організація і проведення міжлабораторних порівняльних аналізів на національному та міжнародному рівнях;
- розширення переліку контрольованих хімічних речовин і середовищ (донні відклади та ін.);
- створення системи раннього оповіщення у разі аварійних скидів забруднювальних речовин;
- створення узгодженого реєстру небезпечних речовин (токсичних, отруйних, канцерогенних, біоаккумулятивних), що потрапляють у водні екосистеми;
- забезпечення сучасним обладнання і приладами обласних лабораторій Мінприроди, Держводгоспу, Держсанепідемслужби.

Мета 5

Розвиток регулювальних інструментів, удосконалення фінансово-економічного механізму фінансування заходів.

Заходи:

Розвиток регулювальних інструментів (законодавчі акти, норми і стандарти, дозвільні процедури їхнього виконання і контроль):

- приведення Водного кодексу у відповідність до Земельного кодексу;
- нормування та розроблення стандартів;
- удосконалення правового механізму забезпечення доступу до інформації про стан водних об'єктів.

Удосконалення фінансово-економічного механізму фінансування заходів з охорони і відновлення водних ресурсів:

- збільшення ефективності застосування коштів для очищення господарсько-побутових й управління промисловими стоками (капіталовкладення, обслуговування та ремонт);
- збільшення ефективності застосування коштів для водопостачання;
- упровадження принципів «забруднювач платить», систему екосистемних послуг;
- проведення економічної оцінки системи водокористування як передумови досягнення відповідності принципу «забруднювач платить»;



Національний університет

водного господарства
та природокористування

- залучення фінансових коштів на реалізацію проектів у галузях використання й охорони водних ресурсів;
- упровадження розподілу платежів за спеціальне водокористування на водних об'єктах загальнодержавного значення відповідно до статті Водного кодексу України.



Національний університет
водного господарства
та природокористування



Проведена оцінка якості поверхневих вод із використанням методів біотестування дала змогу встановити:

1. За результатами біотестування на прикладі тест-об'єктів цибулі звичайної (*Allium cepa*), салату посівного (*Lactuca sativa*) з'ясовано, що рівень токсичності води коливався від 40% – („середнього” у водосховищі Басів Кут) та 36–40,3% («вище за середній» у р. Устя) рівнів токсичності.

2. Розроблено алгоритм комплексної оцінки стану водних екосистем (КОСВЕ), який об'єднує низку показників, що характеризують якість води, показник стану зообентосу, показник фітоіндикації та показники стану токсичності води. За цим показником стан водних екосистем р. Устя впродовж 2005–2012 рр. змінювався від загрозливого до задовільного (2005 р. – 0,23; 2006 р. – 0,45; 2007 р. – 0,47; 2008 р. – 0,47), а водосховища Басовий Кут – із задовільного у 2005 р. (0,23) до сприятливого у 2007 р. (0,64) з погіршенням стану у 2008 р (0,53)., а при оцінюванні водних екосистем р. Устя та Басів Кут маємо також задовільний стан.

3. На основі комплексної оцінки запропоновано місцевий план дій для покращення стану водних екосистем з урахуванням проблем та розробленням комплексу організаційних, інженерних та управлінських природоохоронних заходів



ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі вирішено одне із завдань розробки нових підходів щодо оцінювання стану водних екосистем із використанням методів біоіндикації й біотестування та зроблено такі висновки:

1. Ступінь антропогенного перетворення сучасного ландшафту басейну р. Устя за комплексним показником антропогенного навантаження (КПАН) – 3,78 (задовільний), за коефіцієнтом екологічної стійкості ландшафту КЕСЛ – 4,65 (стабільний із яскраво виявленою стабільністю), показник техногенного навантаження – у межах норми.

2. У ході екологічної оцінки сучасного стану якості поверхневих вод р. Устя на проточних ділянках за загальним екологічним індексом встановлено, що за роки досліджень якість води характеризували III–IV класами. За сольовим блоком у 2005 р. вода належала до II класу, у 2006 р. – III класу, подальша зміна до IV класу відбулася у 2008 році. За показниками трофо-сапробіологічного блоку якості вода річки належала до III класу якості у період з 2005 до 2006 р.р., а з 2007 до 2012 р.р. якість погіршилась до IV класу. За індексом показників специфічного блоку якості води оцінена як незадовільна і віднесена до III класу. Лімітуючими показниками є вміст важких металів: марганцю, міді та цинку.

3. Під час екологічної оцінки сучасного стану якості поверхневих вод водосховища Басів Кут за загальним екологічним індексом визначено її належність до III класу. За індексом сольового блоку встановлено перевищення екологічних нормативів за двома показниками: мінералізація та вміст хлоридів. За роки досліджень якість води водосховища за названим блоком знаходилась на рівні II класу. За трофо-сапробіологічним блоком – IV класу якості води. За індексом специфічного блоку якості води оцінено IV класом.

4. Досліджено динаміку якості води р. Устя впродовж 1964-2012 р.р. та з'ясовано таку зміну: у 1964 році воду річки зараховували до III класу (стан задовільний) та спостерігали поступове покращення її стану до II класу у 1975 році, з 1980 р. виявлено зростання антропогенного навантаження, що призвело до погіршення якості води до задовільного стану на період до 1990-х років та наступного покращення до 2015 року.



5. За фітоіндикаційним показником вираховано, що якість води р. Устя у 2005 р. належала до IV класу – стан водного середовища перехідний, а у 2006–2012 р.р. – до III класу, стан водного середовища – задовільний.

6. Доведено, що представники хірономід можуть бути індикаторами стану водного середовища, оскільки накопичують важкі метали. Так, вміст свинцю в організмі хірономід коливався від 0,44 до 0,77 мг/кг у весняний період та від 0,12 до 0,22 мг/кг в зимовий. Масова частка цинку змінювалась від 1,24 до 2,42 мг/кг у весняний період і від 2,8 до 3,21 мг/кг в зимовий. Аналогічні зміни спостерігались стосовно вмісту міді: масова частка в організмі становила від 1,27 до 2,09 мг/кг у весняний період та від 0,4 до 0,92 мг/кг в зимовий. Перерозподіл важких металів у системі вода – хірономіди був таким: цинк – 1:2500, мідь – 1:126.

7. За результатами біотестування на прикладі тест-об'єктів цибулі звичайної (*Allium cepa*), салату посівного (*Lactuca sativa*.) з'ясовано, що рівень токсичності води коливався від 40% – („середнього” у водосховищі Басів Кут) та 36 – 40,3 % («вище за середній» у р. Устя) рівнів токсичності.

8. Розроблено алгоритм комплексної оцінки стану водних екосистем (КОСВЕ), який об'єднує низку показників, що характеризують якість води, показник стану зообентосу, показник фітоіндикації та показники стану токсичності води. За цим показником стан водних екосистем р. Устя впродовж 2005–2008 р.р. змінюється від загрозливого до задовільного (2005 р. – 0,23; 2006 р. – 0,45; 2007 р. – 0,47; 2008 р. – 0,47), а водосховища Басовий Кут із задовільного стану у 2005 році (0,23) до сприятливого стану у 2007 році (0,64) з погіршенням стану у 2008 (0,53) році. 9. На основі комплексної оцінки запропоновано місцевий план дій для покращення стану водних екосистем з урахуванням проблем та розробленням комплексу організаційних, інженерних та управлінських природоохоронних заходів.



СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Директива 2000 Парламенту і Ради ЄС. Встановлення структури щодо дії ЄС в галузі водної політики. – Брюссель, 30 липня 2000–08–15 PE–CONS 3639/00 CS0347/00 ENV 221 CBDES 513.
2. Клименко М. О. Екологічний стан української частини євро регіону «БУГ» / М. О. Клименко, Н. М. Вознюк. – Рівне, 2007. – 203 с.
3. Гриб В. Й. Комплексна екологічна оцінка стану річкових басейнів (на прикладі правобережних приток р. Прип'яті) / В. Й. Гриб. – К. : Натураліс, 1998. – 178-180 с.
4. Романенко В. Д. Основи гідроекології / В. Д. Романенко. – К. : Обереги, 2001. – 728 с.
5. Мазур И. И. Инженерная экология. Общий курс : в 2 т. / И. И. Мазур, О. И. Молдованов, В. Н. Шишов; [под. ред. И. И. Мазура]. – М. : Высшая школа., 1996. – Т. 2 : Справочное пособие. – 1996. – 655 с.
6. Джигирей В. С. Екологія та охорона навколишнього природного середовища : навч. посіб. / В. С. Джигирей. – К. : Т-во “Знання”, КОО, 2000. – 203 с.
7. Охрана окружающей среды : учеб. для техн. спец. вузов / [С. В. Белов, Ф. А. Козьяков, А. Ф. Козьяков и др.] ; под ред. С. В. Белова. – [2-е изд., испр. и доп.]. – М. : Высшая школа, 1991. – 319 с.
8. Грищенко Ю. Н. Комплексное использование водных ресурсов и охрана окружающей среды. Ю. Н. Грищенко, Л. А. Волкова. – Киев : УМК ВО, 1989 – 215 с.
9. Підгайко М. Л. Зоопланктон водосховищ Європейської частини СРСР. – М. : Наука, 1984. – 206 с.
10. Запольський А. К. Основи екології : підручник / А. К. Запольський, А. І. Салюк ; [за ред. Ситника]. – К. : Вища школа, 2001. – 358 с.
11. Водний кодекс України (Постанова Верховної Ради України від 6 червня 1995 року «Про введення в дію Водного кодексу України»). – К., 1995. – 190 с.
12. Клименко М. О. Кругообіг важких металів у водних екосистемах / М. О. Клименко, О. О. Бедункова. – Рівне, 2008. – С. 216.

13. Яцик А. В. Гідроекологія. А. В. Яцик, В. А. Шмаков. – К. : Урожай, 1992. – 193 с.
14. Екологічна енциклопедія : у 1–3 т. / [редкологія : А. В. Толстоухов та ін.]. – К. : ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації», 2008. – 472 с.
15. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши / [О. П. Оксуюк, В. Н. Жукинский, Л. П. Брагинский, П. Н. Линник, М. И. Кузьменко, В. Г. Кленус] // Гидробиологический журнал. – Т. 29. – № 4. – 1993. – С. 62–72.
16. Воронов А. К. Навколишнє середовище та розвиток / А. К. Воронов. – 1991. – 56-80 с.
17. Довідник по водних ресурсам / [під ред. Б. І. Стрільця]. – Киев : Урожай, 1987. – 304 с.
18. Гідролого-гідрохімічна характеристика мінімального стоку річок басейну Дніпра / [В. К. Хільчевський, І. М. Ромась, М. І. Ромась, В. В. Гребінь, І. О. Шевчук, О. В. Чумарьов]. – К. : Ніка-Центр, 2007. – 184 с.
19. Паламарчук М. М. Водний фонд України : довідковий посібник / М. М. Паламарчук, Н. Б. Загорчевна ; [за ред. В. М. Хорєва, К. А. Алієва]. – К. : Ніка-Центр, 2001. – 392 с.
20. Вишневський В. І. Гідрологічні характеристики річок України / В. І. Вишневський, О. О. Косовиць. – К. : Ніка-Центр, 2003. – 26-30 с.
21. Мокін В. Б. Математичні моделі для контролю та управління якістю річкових вод / В. Б. Мокін – Вінниця : УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2005. – С. 171.
22. Гідробіологія і гідрохімія річок правобережного Придніпров'я / [В. В. Поліщук, В. С. Трав'янка, А. Д. Коненко, І. Г. Гарасевич]. – К. : Наукова думка, 1978. – 259 с.
23. Горев Л. Н. Региональная гидрохимия / Л. Н. Горев, А. М. Никаноров, В. И. Пелешенко. – К. : Вища школа, 1989. – 276 с.
24. Альокін О. А. Основи гідрохімії. О. А. Альокін. – Л. : Гідрометеоіздат, 1990. – С. 444.
25. Горев Л. Н. Региональная гидрохимия / Л. Н. Горев, А. М. Никаноров, В. И. Пелешенко. – К. : Вища школа, 1989. – 276 с.

26. Закревський Д. Формування хімічного складу води річок зони мішаних лісів / Д. Закревський, С. Сніжко // Водне господарство України. – № 5. – С. 18–20.
27. Закревський Д. В. Про вплив природних чинників на винос солей річками. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – К., 2001. – С. 787–794.
28. Оксуюк О. П. Структурно-функціональна організація екосистем водотоков и екологіческая основа управління качеством воды в них. Развитие гидробиологических исследований в Украине. – / О. П. Оксуюк //– К. : Наукова думка, 1993. – С. 9–26.
29. Каталог річок України. – К. : Видавництво АН УРСР, 1957. – 7-13 с.
30. Израэль Ю. А. Экология и контроль состояния природной среды / Ю. А. Израэль. – М. : Гидрометеиздат, 1984. – 560 с.
31. Осадчив В. І. Сучасний стан та тенденції забруднення водних екосистем басейну Дніпра хімічними речовинами / В. І. Осадчив // Матеріали другого з'їзду гідроекологічного товариства України Т. 2. – К., 1997. – С. 142–144.
32. Булавко А. Г. Водные ресурсы и человек / А. Г. Булавко. – Минск, 1976. – 36 с.
33. Хільчевський В. К. Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти / В. К. Хільчевський. – К. : ВЦ «Київський університет», 1999. – 319 с.
34. Хільчевський В. К. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: наук. збірник. В. К. Хільчевський. – К. : Ніка – Центр, 2001. – Том. 2. – 872 с.
35. Klein L. Aspect of River Pollution. – London. – Butterworth. 1957. – 2003 p.
36. Распопов И. М. Развитие гидробиологии в Советском Союзе / И. М. Распопов // Гидробиол. журн. – 1987. – Т. 23. – № 5. – С. 13–23.
37. Денисова А. И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования / Денисова А. И. – К. : Наукова думка, 1979. – 290 с.
38. Тимченко В. М. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. / В. М. Тимченко, Е. И. Нахшина и др. – К. : Наукова думка, 1979. – 216 с.

39. Клименко М. О. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління). Т. 3 / М. О. Клименко, С. С. Трушева, Ю. Р. Гроховська. – Рівне, 2004. – 211 с.
40. Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод / А. В. Макрушин. – Ленинград, 1974. – 60 с.
41. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень (теорія, методи, практика використання) / І. Т. Олексів, Н. С. Ялинська, Л. П. Брагінський та ін. – Львів : Світ, 1995. – 440 с.
42. Питання біоіндикації і екології : тези міжнарод. конф. – Запоріжжя, 1998. – 213 с.
43. Algae as Ecological Indicators / [ed. by L. Elliot Shubert]. – London : Acad. Press, 1984. – 435 p.
44. Слободян В. О. Біоіндикація / В. О. Слободян. – Івано-Франківськ, 2004. – 196 с.
45. Методы биоиндикации и биотестирования природных вод, [под ред. В. А. Брызгалю]. – Л. : Гидрометеиздат, 1979. – 274 с.
46. Методы биотестирования качества водной среды [под ред. О.Ф. Филенко]. – М. : Изд-во Моск. ун-та: 1989. – 124 с.
47. Брагинский Л. П. Интегральная токсичность водной среды и ее оценка с помощью методов биотестирования / Л. П. Брагинский // Гидробиологический журнал. – 1993. – Т. 29. – № 6. – С. 66–73.
48. Закон України № 1989 - Ш / “Про Загальнодержавну програму формування національно екологічної мережі України на 2000–2015 роки (за станом від 21.09.2000) / Верховна Рада України. – К., 2000. – 405 с.
49. Дідух Я. П. // Оцінка зволоженості екотипів / Я. П. Дідух, Т. М. Каркуцієв // Укр. бот. журн. – 1995. – Т. 52. – № 5. – С. 64–75.
50. Дубина Д. В. Сучасний стан та основні завдання гідроботаніки в Україні Д. В. Дубина // Чорном. бот. журн. – 2005. – Т. 1. – № 1. – С. 19–38.
51. Биоиндикация и биомониторинг: сб. ст. / [под ред. Д. А. Криволуцкого]. – М. : Наука, 1991. – 281 с.
52. Брагінський Л. П. Біотестування як метод контролю токсичності природних і стічних вод / Л. П. Брагінський // Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень. – Львів : Світ, 1993. – С. 27–37.



53. Константинов А. С. Общая гидробиология : учебник [для биологических специальностей университетов] / А. С. Константинов. – [3-е изд., переработаное и дополненное]. – М. : Высшая школа, 1979. – 480 с.
54. Spragne I. B., and ai. Water Pollut / Control Federate, 36 № 3, Part 1, 1964. – 130 p.
55. Клименко М. О. Оцінка екологічного стану водних екосистем річок басейну Прип'яті за вищими водними рослинами / М. О. Клименко, Ю. Р. Гроховська. – Рівне, 2005. – С. 194.
56. Фитоиндикация в дистанционных исследованиях / [Я. И. Мовчан, В. А. Каневский, В. Д. Семичаевский и др.] – К. : Наук. думка, 1993. – 310 с.
57. Кокин К. А. Экология высших водных растений / К. А. Кокин. – М. : Из-во МГУ, 1982. – 158 с.
58. Определитель высших растений Украины / [Д. Н. Доброчаева, М. И. Котов, Ю. Н. Прокудин и др.]. – К. : Наук. думка, 1987. – 548 с.
59. Папченков В. Г. О классификации макрофитов водоемов и водной растительности / В. Г. Папченков // Экология. – 1985. – № 6. – С. 8–13.
60. Флористика, физиология и иммунитет растений. – Вестн. Харьк. ун-та – № 211. – Харьков : “Вища школа”. Изд-во при Харьк. ун-те, 1981. – 85 с.
61. Каркуцієв Т. М. Типізація місцезростань рослинних угруповань за режимом вологості ґрунту / Т. М. Каркуцієв // Укр. бот. журн. – 1996. – Т. – № 5. – С. 545–551.
62. Келдибеков С. Вторая Всесоюзная конференция по высшим водным и прибережно-водным растениям / С. Келдибеков, И. И. Юсунов // Узб. биол. журн. – 1989. – № 3. – С. 79.
63. Будаговский А. И. Влияние водного фактора на продукционный процесс растительного покрова / А. И. Будаговский, Т. Ю. Голубаш // Водные ресурсы. – 1994. – Т. 21. – № 2. – С. 133–143.
64. Buikema A. L. Heavy metals in the burrowing bivalve *Scrobicularia plana* from contaminated and uncontaminated estuaries // J. Mar. Biol. Assoc. UK. – 1987. – 58. – P. 401–419.
65. Білявський Г. О. Основи загальної екології / Білявський Г. О. – К. – 304с.



66. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні / Наук. еколог. центр України. – К., 1993. – 320 с.
67. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2000 р. / [під ред. М. Біляшівського]. – К. : Преса України, 2001. – 184 с.
68. Березина Н. А. Практикум по гидробиологии / Н. А. Березина. – М. : Агропромиздат, 1989. – 208 с.
69. Білявський Г. О. Основи екології: теорія та практикум : навчальний посібник Г. О. Білявський, Л. І. Бутченко, В. М. Навроцький. – К. : Лібра, 2002. – 351 с.
70. Коротун І. М. Географія Рівненської області / І. М. Коротун, Л. К. Коротун. – Рівне, 1996. – 274 с.
71. Сорокін А. В. Клімат України / А. В. Сорокін. – Рівне, 2003. – 40 с.
72. Звіт про стан навколишнього середовища в Рівненській області у 2001 р. (Рівненське державне обласне управління екології). – Рівне, 2001. – 160 с.
73. Паспорт р. Устя / УКРГИПРОВОДХОЗ, Ровенский фил. – Ровно, 1992. – 114 с.
74. Хімко Р. В. Малі річки – дослідження, охорона, відновлення / Р. В. Хімко, О. І. Мережко, Р. В. Бабко. – К. : Інститут екології. – 2003.
75. Паспорт водосховища Басів Кут / УКРГИПРОВОДХОЗ, Ровенский фил. – Ровно, 1992. – 96 с.
76. Річки, озера і водосховища. Їх фауна і флора. / [під редакцією Жади́на В. І.] – К. –597с.
77. Пилипенко Ю. В. Екологія малих водосховищ Степу України. Херсон : ОлдиПлюс, 2007. – 265 с.
78. Мельник В. Й. Екологічна оцінка та екологічні нормативи якості води річок Рівненської області : дис. на здобуття наукового ступеня канд. географічних наук. / В. Й. Мельник. – Рівне, 2001. – 249 с.
79. ГОСТ Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда, и атмосферных осадков. –1985 г. – 12-16 с.
80. Інструкція методів гідробіологічного аналізу поверхневих вод і донних відкладень / [под ред. Абакумова С. А.]. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1983. – С. 35–37.



81. Spragne I. B., and ai. Water Pollut / Control Federate, 36 № 3, Part 1, 1964. – 95 p.
82. Качество воды. Отбор проб. Часть 6. Руководство по отбору проб из рек и водных потоков. ISO 5667-6:1999. – 1999. – 38-40 с.
83. Будз М. Д. Географо-гідрологічні аспекти формування стоку малих річок в умовах інтенсивного освоєння водозборів. М. Д. Будз, М. В. Корбутяк, І. М. Коротун // Проблеми географії України. – Львів, 1994. – 81-90 с.
84. Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков. – 1985 г. – 27-30 с.
85. Хімко Р. В. Малі річки – дослідження, охорона, відновлення / Р. В. Хімко, О. І. Мережко, Р. В. Бабко. – К. : Інститут екології: – 2003. – 378 с.
86. Гриб Й. В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління). Т. 1 / Й. В. Гриб, М. О. Клименко, В. В. Сондак. – Рівне : Волинські обереги, 1999. – 348 с.
87. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Том 2 : періодичний науковий збірник / [В. К. Хільчевський]. – К. : Ніка-Центр, 2001. – С. 22–38.
88. Жукинский В. Н. Методологические основы экологической классификации качества поверхностных вод суши / В. Н. Жукинский, О. П. Окснюк // Гидробиологический журнал. – Т. 19. – № 2. – 1983. – С. 59–67.
89. Методика встановлення екологічних нормативів якості поверхневих вод для управління станом водних екосистем України. – Т. 1 / [В. М. Жукінський, О. П. Окснюк, Г. А. Верніченко та ін.] – К., 1997. – С. 11–12.
90. Мельник В. Й. Антропогенне навантаження і класифікація екологічного стану басейнів малих річок / В. Й. Мельник // Екологія, економіка, ринок : зб. наук. ст. – Одеса, 1999. – С. 82 – 86.
91. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М., 1990. – 110 с.
92. Поліщук В. В. Малі річки України та їх охорона / В. В. Поліщук. – К. : Знання, 1988. – 32 с.

93. Алекин О. А. Основы гидрохимии / О. А. Алекин. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1970. – 296 с.
94. Верниченко А. А. Классификация поверхностных вод, основывающаяся на оценке их качественного состояния. Комплексные оценки качества поверхностных вод. А. А. Верниченко. – Л. : Гидрометеоиздат, 1984. – С. 14–24.
95. Справочник по водным ресурсам / [под ред. Б. И. Стрельца]. – К. : Урожай, 1987.
96. Гідрологічний режим водних об'єктів України у 2006 р. / УкрГМЦ Державної гідрометеорологічної служби України. – К., 2006. – 4-34 с.
97. КНД 211.1.1.0.009-04 Гідросфера, відбір проб для визначення складу і властивостей стічних та техногенних вод. – 3-5 с.
98. Комплексные оценки качества поверхностных вод. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1984. – 130 с.
99. Мережко А. И. Проблемы малых рек и основные направления их исследования / А. И. Мережко // Гидробиологический журнал. – 1998. – Т. 34. – № 6. – С. 66–71.
100. Верниченко Г. А. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Г. А. Верниченко, В. І. Лаврик, Й. В. Гриб. – К., 1998. – 28 с.
101. Розенберг В. Г. Теория биоиндикации / В. Г. Розенберг. – М. : Высшая школа, –1994 г. – 141 с.
102. Биондикация загрязнений наземных экосистем / [Э. Вайнерт, Р. Вальтер, Т. Ветцель и др.]. – М. : Мир, 1988. – 350 с.
103. Зорина О. В. Фауна и систематика комаров-звонцов трибы Chironomini (Diptera, Chironomidae, Chironominae) юга Дальнего Востока России / О. В. Зорина // Чтения памяти А. И. Куренцова. – 2000. – Вып. 11 – С. 101–120.
104. Балущкина Е. В. Хирономиды как индикаторы степени загрязнения воды / Е. В. Балущкина // Методы биологического анализа пресных вод. – Ленинград, 1976. – С. 106–118.
105. Балущкина Е. В. Применение интегрального показателя для оценки качества вод по структурным характеристикам донных сообществ / Е. В. Балущкина // Реакция озерных экосистем на изменение внешних условий. – СПб. : ЗИН РАН, 1997. – С. 266 – 292.



106. Вудивисс Ф. Биотический индекс р. Трент. Макробезпозвоночные и биологические обследования. Научные основы контроля качества поверхностных вод по биологическим показателям / Ф. Вудивисс // Труды советско-английского семинара (Валдай, СССР, 12–14 июля 1976 г.) – Ленинград : Гидрометеиздат., 1977. – С. 131–132.
107. Алексеев В. А. О понятиях «чувствительности» и «устойчивости» гидробионтов к токсическому воздействию. В. А. Алексеев. // Гидробиол. журнал – 1983. – Т. 19, № 3. – С. 78–81.
108. Buikema A. L. Heavy metals in the burrowing bivalve *Scrobicularia plana* from contaminated and uncontaminated estuaries // J. Mar. Biol. Assoc. UK. – 1987. – 58. – P. 401–419.
109. Лозановская И. Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении : учеб. пособие [для хим., хим.-технол. и биол. спец. вузов] / И. Н. Лозановская, Д. С. Орлов, Л. К. Садовникова. – М. : Высшая школа, 1998. – 287 с.
110. Фіногенова Н. П. Оцінка міри забруднення вод по складу донних тварин / Н. П. Фіногенова, А. Ф. Алімов // Методи біологічного аналізу прісних вод – К. : Зоол. инс. АН СРСР, 1976. – С. 95–106.
111. Методичні рекомендації по збору і обробці матеріалів при гідробіологічних дослідженнях на прісних водоймищах. Зоопланктон і його продукція. – Л., 1982. – 1–15 с.
112. Короблева А. И. Оценка загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами // Водные ресурсы. – 1991. – № 2. – С. 105–111.
113. Никаноров Н. А. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах. Н. А. Никаноров, А. В. Жулидов. – Ленинград : Гидрометиздат, 1991. – 312 с.
114. Пат. 31429 UA. Спосіб біологічної оцінки забруднення води солями важких металів. Декларативний патент на корисну модель / А. З. Злотін, С. В. Беспалова, О. А. Єгорова та ін. – Бюл. № 7. – 2008. – 147 с.
115. Янин Е. П. Техногенные илы в реках Московской области (геохимические особенности и экологическая оценка) / Е. П. Янин. – М. : ИМГРЭ, 2004. – 94 с.

116. Клименко М. О. Накопичення важких металів гідрофітами / М. О. Клименко, Ю. Р. Гроховська, О. О. Бедункова // Вісник національного університету водного господарства та природокористування: зб. наук. праць». Вип. 1(33). – Рівне, 2006. – С. 159–164.
117. Злотин А. З. Пути сохранения биоразнообразия гидробионтов пресноводных экосистем в условиях техногенной нагрузки / А. З. Злотин, А. С. Тертышный // Ветеринарная медицина : межведомственный тематический научный сборник. – Харьков, 2008. – Вып. 90. – С. 205 – 212.
118. Биргер Т. И. Метаболизм водных беспозвоночных в токсической среде. Т. И. Биргер – К. : Наук. думка, 1979. – 190 с.
119. Bakanov A. The use of macrozoobenthos for the detection and assessment of water pollution // Sumposium on monitoring of water pollution. Borok, 1994. – P. 6.
120. Харитоновна Н. Н. Биологические основы интенсификации прудового рыбоводства. Н. Н. Харитоновна. – К. : Наукова думка, 1984. – 195 с.
121. Шерман І. М. Іхтіологічний російсько-український тлумачний словник / І. М. Шерман, Ю. В. Пилипенко. – К. : Альтернативи, 1999. – 272 с.
122. Талпош В. С. Зоологія. Словник-довідник. Поняття, терміни. В. С. Талпош – Тернопіль : Навчальна книга – Богдан, 2000. – 240 с.
123. Lindh G. Hydrological effects of urbanization in Sweden. 1974. – P. 95–112.
124. Плигин Ю. В. Влияние поверхностного стока на биоту Каневского водохранилища в районе г. Киева и рекомендации по его очистке/ Ю. В. Плигин, В. И. Щербак, О. М. Арсан // Экология городов и рекреационных зон: материалы Междунар. научно-практич. конф. – Одесса : Астропринт, 1998. – С. 272–277.
125. Никольский Г. В. Экология рыб / Г. В. Никольский. – М. : Высшая школа, 1974. – 287 с.
126. Никаноров А. М. Экологическое нормирование антропогенного воздействия на пресноводные и эстуарные экосистемы / А. М. Никаноров // Методология экологического нормирования: материалы Всесоюзной конференции. Ч. 1. – Харьков, 1990. – С. 40–41.

127. Бигон М. Экология. Особи, популяции и сообщества : в 2 т. / М. Бигон, Дж. Харпер, К. Таунсенд. – М. : Мир, 1989. – 340 с.
128. Брагинский Л. П. Пресноводный планктон в токсической среде / [Л. П. Брагинский, И. М. Величко, Э. П. Щербань]. – К. : Наук. думка, 1987. – 180 с.
129. Викторов С. В. Индикационная геоботаника / С. В. Викторов, Г. Л. Ремезова. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1988. – 168 с.
130. Киселев И. А. Планктон морей и континентальных водоемов : в 2 т. / И. А. Киселев. – Л. : Наука, 1969 ; 1980 (658 с. ; 440 с.).
131. Брагинский Л. П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии Л. П. Брагинский // Гидробиологический журнал, № 3. – 1988. – С. 74–83.
132. Мазманиди Н. Д. Тез. докл. симпоз. по водной токсикологии / Н. Д. Мазманиди. – М., 1969. – С. 17–18.
133. Метелев В. В. Водная токсикология / [В. В. Метелев, А. И. Хакаев, Н. Г. Дзасохова]. – М. : Колос, 1971. – 247 с.
134. Брагинский Л. П. Интегральная токсичность водной среды и ее оценка с помощью методов биотестирования / Л. П. Брагинский // Гидробиол. журн. – 1978. – № 1. – С. 77–83.
135. Петросян А. Г. Некоторые методические аспекты биотестирования сточных вод, сбрасываемых в морские акватории / А. Г. Петросян // Экология моря. – 1999. – Вып. 49. – С. 97–101.
136. Ходаков И. В. Использование ранних стадий эмбрионального развития черноморской мидии *Mytilus galloprovincialis* Lam. для биотестирования природных и сточных вод / И. В. Ходаков, С. Е. Дятлов, А. Г. Петросян // Гидробиол. журн. – 1996. – Т. 32, № 5. – С. 67–77.
137. Петросян А. Г. Оценка качества морских донных осадков методами биотестирования / А. Г. Петросян, Н. А. Скопцова, О. А. Быстрицкая, В. Е. Рыжко // Комплексное изучение загрязнения Мирового океана в связи с освоением его минеральных ресурсов. – Ленинград. : МинГеоСССР, 1989. – С. 76–83.
138. Біотестування морської води та стічної, яка відводиться в море. Методика / [А. М. Крайнюкова, І. П. Ульянова, О. В. Усенко, С. Є. Дятлов, А. Г. Петросян, Т. В. Доценко, І. В. Ходаков, Л. А. Шадрина, С. О. Соколова, А. О. Гроздов, О. М. Кузнецов]. КНД 211.1.4.047-95 – К. : Видання офіційне, 1995. – 37 с.



139. Петросян А. Г. Методические рекомендации по морским биологическим тестам / [А. Г. Петросян, С. Е. Дятлов, Т. В. Доценко, И. В. Ходаков] // Ред. гидробиол. журн. Деп. в ВИНТИ 22.07.1996 г. № 2480-В96. – К., 1996. – 57 с.
140. Исакова Е. Ф. Метод биотестирования вод / Е. Ф. Исакова, Л. В. Колосова. – Черноговка, 1988. – 46 с.
141. Мамаев А. Д. Методическое руководство по биотестированию воды. / А. Д. Мамаев, Ю. Д. Ворбьев. – М. : Высшая школа, 1991. – 160 с.
142. Петросян А. Г. Токсикологический контроль качества балластных вод в районе Одесского мегаполиса / А. Г. Петросян, С. Е. Дятлов // Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа: Сб. научн. тр. НАН Украины, МГИ, ИнБЮМ – Севастополь, 2000. – С. 377–382.
143. Петросян А. Г. Инфузории рода *Euplotes* как тест-организмы в морском биотестировании / А. Г. Петросян, С. Е. Дятлов // Экология моря. – 2000. – Вып. 50. – С. 105–108.
144. Петросян А. Г. Шкала токсичності для оцінки якості морського середовища з використанням наупліальних стадій *Artemia salina* L. / А. Г. Петросян, С. Е. Дятлов // Вісник Одеського державного університету. – 2000. – Т. 5. Вип. 1 : Біологія. – С. 222–227.
145. Дятлов С. Е. Норма реакции лабораторной культуры *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin. на абиотические факторы. I. Чувствительность к стандартному токсиканту бихромату калия / С. Е. Дятлов, А. Г. Петросян // Альгология. – Т. 10. – № 1 – 2000. – С. 32–35.
146. Исакова Е. Ф. Метод биотестирования вод / Е. Ф. Исакова, Л. В. Колосова. – Черногоровка, 1988. – 46 с.
147. КНД 211. 1. 0.010-94 Гідросфера, відбір проб для визначення складу і властивостей стічних вод та технологічних вод. – 13–15 с.
148. КНД 211.1.4.055-97 Методика визначення гострої летальної токсичності води на ракоподібних *Geridaphnia affinis* Lilljebord. – 5–6 с.
149. КНД 211.1.4.056-97 Методика визначення гострої летальної токсичності води на ракоподібних *Geridaphnia affinis* Lilljebord. – 10–12 с.

150. КНД 211.1.4.057-97. Методика визначення гострої летальної токсичності води на рибах *Poecillia reticulata* Peters. Затв. наказом Мінприроди України від 21.05.97 № 68. – 9–13 с.
151. Методы биологического анализа пресных вод. – Ленинград : Изд. ЗИН АН СССР, 1976. – 168 с.
152. Методика картографування екологічного стану поверхневих вод України за якістю води / [Л. Г. Руденко, В. П. Разов, В. М. Жукінський та ін.]. – К., 1998. – 48 с.
153. Нат Бхаскар. Як розробити і реалізувати Місцевий порядок денний на ХХІ ст. Нат Бхаскар, В. Цакова, І. Герасимова. Настанова – 1999. – 107 с.
154. Програма дій «Порядок денний на ХХІ століття», 2000 / Переклад з англійської: ВГО «Україна. Порядок денний на ХХІ століття». – К. : Интелсфера, 2000. – 360 с.
155. Руководство по местному экологическому планированию. – Молдова, 2000. – 360 с.
156. КНД 211.1.1.106-03 Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів). – 5–8 с.
157. Зеркалов Д. В. Екологічна безпека: управління, моніторинг, контроль / Д. В. Зеркалов. – К. : КНТ Дакор Основа, 2007. – С. 408.
158. Розпорядження КМУ № 992-р „Про схвалення Концепції Державної програми проведення моніторингу навколишнього природного середовища”: (за станом на 31.12.04 р.) / Кабінет Міністрів України. – К., 2004. – С. 129.
159. Ладиженський В. М. Моніторинг навколишнього природного середовища / В. М. Ладиженський, Ю.Ю. Виставна та ін. – 2004. – 15–30 с.
160. Дятлов С. Е., Биологический мониторинг загрязнения в устьях рек и приустьевых участках моря / С. Е. Дятлов, А. Г. Петросян // Экологические проблемы Черного моря: сб. научн. ст. – Одеса : ОЦНТЭИ, 1999. – С. 88–92.
161. Статник І. І. Оцінка екологічного стану та розробка природоохоронних заходів для басейну річки Горинь: Автореф. дис. ... к.с.-г.н. 03.00.16 /Державний агроекологічний ун-т – Житомир, 2003. –18 с.
162. Kozlovski S. Medzynarodowa ochrona doliny Bugu. S. Kozlovski, K. Wojcichowski // VI Medzynarodowa konferencja WSEZ. Warszawa – Popowo, 2003. – S. 41–50.



163. Winberg G. G. Biological productivity of two subarctic lakes. G. G. Winberg, A. F. Alimov, M. B. Ivanova // Freshwat. Biol. – V. 3. – 1973. – 104 p.
164. Місцевий план дій з охорони довкілля та громад, що розташовані в басейні річки Бережниця. – Львів, 2002. – 34 с.
165. Гуйдаш М. М. Реалізація екологічного моніторингу в держуправлінні екобезпеки в Рівненській області. М. М. Гуйдаш, В. Й. Мельник. // Качество воды и здоровье человека: Сб. науч. ст. – Одесса, 1999. – С. 17–20.
166. Концепція екологічного нормування. – К. : Мінекобезпеки України, 1997. – 75 с.
167. Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами: Постанова Кабінету Міністрів України від 25.03.1999 р. № 46. – 223 с.
168. План заходів щодо поетапного впровадження в Україні вимог директив Європейського Союзу, санітарних, екологічних, ветеринарних, фітосанітарних норм та міжнародних та європейських стандартів: Затверджено постановою КМ України. У 2-х кн. / Відповід. ред. В. І. Андрейцев – К. : Хрінком Інтер, 1997. – Кн. 1. – С. 194–196.
169. Про затвердження порядку здійснення державного моніторингу вод: Постанова Кабінету Міністрів України від 20 липня 1996 року № 815 // Екологія і закон: Екологічне законодавство України. У 2-х кн. / Відповід. ред. В. І. Андрейцев – К. : Юрінком Інтер, 1997. – Кн. 1. – С. 471–479.



Національний університет
водного господарства
та природокористування



ДОДАТКИ

Національний університет
водного господарства
та природокористування



ДОДАТОК А



Водосховище Басів Кут



Річка Устя



ДОДАТОК Б



Мотиль (хірономіда) - *Chironomus dorsalis*



Біотестування на *Lactuca sativa* L.



ДОДАТОК В

Біотестування на (*Allium cepa* L.)



Тест на токсичність води при використанні
гілястовусих ракоподібних *Daphnia magna*





ДОДАТОК Г

