Національний авіаційний університет
Міністерство освіти і науки України
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
Міністерство екології та природних ресурсів України

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

МАДЖД СВІТЛАНА МИХАЙЛІВНА

УДК 502.13:502.171:556(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ
РОЗВИТОК НАУКОВИХ ОСНОВ БАСЕЙНОВОГО ПРИНЦИПУ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ ТЕХНОГЕННО ТРАНСФОРМОВАНИХ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

21.06.01 – екологічна безпека
Галуль знань – технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук
Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело
_____ С.М. Маджд

Науковий консультант: **Ісаєнко Володимир Миколайович**
доктор біологічних наук, професор

Київ – 2019

АНОТАЦІЯ

Маджд С.М. **Розвиток наукових основ басейнового принципу управління екологічною безпекою техногенно трансформованих поверхневих водних об'єктів**. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека. – Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, Київ, 2019.

У дисертаційній роботі наведені результати досліджень, спрямовані на розвиток наукових основ управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів за басейновим принципом, які враховують закономірності впливу чинників на процес формування їх техногенно трансформованого стану та інтенсивність компенсаційного механізму біотичного саморегулювання.

Розроблено науково-методологічні основи інтегрованого підходу в системі басейнового принципу управління екологічною безпекою техногенно трансформованих поверхневих водних об'єктів, які враховують ієрархічні рівні організації річок, що створило передумови зниження негативних наслідків техногенного впливу на якість водних ресурсів і у районах річкових басейнів. Запропонована система управління зводиться до підвищення буферності системи самоочищення поверхневого водного об'єкта (механізму біотичної саморегуляції) та підвищення її здатності чинити опір системі втручання (техногенному впливу) внаслідок введення інформативної індикаторної системи контролю, яка враховує структурно-функціональні зміни розвитку водних об'єктів і дозволяє виявити порушення взаємозв'язків між системою втручання і системою самоочищення, а також відновити їх за допомогою введення системи керування.

Серед річкових басейнів України найбільш техногенно трансформованим є басейн р. Дніпра. Його екологічний стан характеризується як критичний та потребує впровадження удосконаленого інтегрованого басейнового принципу управління екологічною безпекою. Елементи гідрографічної структури басейну Дніпра об'єднані між собою функціонально та гідрографічними взаємозв'язками, а постійні трофічні зв'язки між річками забезпечують гомеостатичний механізм розвитку єдиної комплексної системи басейну на різних рівнях ієрархічного розвитку і дозволяють розглядати їх як сукупність взаємопов'язаних складових у єдиній матеріальній системі: «мала річка (р. Нивка) – середня річка (р. Ірпінь) – велика річка (р. Дніпро в районі Київського водосховища)».

За результатами експериментальних досліджень встановлено, що зміна речовинно-енергетичного балансу водного середовища суттєво впливає на процес формування її техногенно трансформованого стану. На прикладі малої річки Нивки – структурного елемента системи басейну Дніпра доведено, що за техногенного впливу відбувається порушення речовинно-енергетичного балансу та формування матеріально-функціональної кумуляції внаслідок збільшення маси донних відкладень та утворення вторинних зон забруднення.

Факт техногенної трансформації речовинно-енергетичного балансу р. Нивки підтверджується проведеним аналізом, систематизацією та статистичним обробленням даних, отриманих у результаті власних екологічних досліджень за п'ятнадцятирічний період (2003−2018 рр.). Установлено, що відбувається порушення речовинно-енергетичного балансу цієї малої річки за рахунок перевищення понаднормативної граничнодопустимої концентрації загального вмісту органічних речовин за показниками хімічного споживання кисню (ХСК) – у 2,6 разу в поверхневому шарі води та вдвічі у придонному шарі води та біохімічного споживання кисню ($БСК_5$) – у 3,6 разу в

поверхневому шарі води та в 7,5 разу у придонному шарі води. Внаслідок реакції нітрифікації у водоймі відбулося порушення матеріально-енергетичного балансу, за рахунок чого збільшилась маса донних відкладень (матеріальна кумуляція). Встановлене перевищення азоту амонійного в поверхневому шарі води в 8,7 разу відносно $ГДК_{р/госп}$ та у придонному шарі води у 34 рази, азоту нітритного в поверхневому шарі води в 25 разів, та у придонному шарі води – у 45 разів. За індивідуальними показниками фіксується перевищення $ГДК_{р/госп}$ щодо нафтопродуктів у 218 разів у поверхневому шарі води, у 298 разів у придонному шарі води, у 1720 разів у донних відкладеннях, а також сполук металів токсичної дії в 31 раз у поверхневому шарі води, у 48 разів у придонному шарі води та в 300 разів у донних відкладеннях. За таких умов фіксується дисбаланс функціонування внутрішньоводоймних процесів та зниження здатності р. Нивки до саморегенерації. Для цієї річки зниження самовідновної здатності становить 0,2 ум. од. у результаті зниження інтенсивності компенсаційного механізму біотичної саморегуляції. За результатами біотестування встановлено, що внаслідок порушення взаємодії між біотичною і абіотичною складовими водного середовища р. Нивки токсичність для Daphnia magna S. у поверхневому та придонному шарах, донних відкладеннях мають значення – 65 %; 75 %; 80 % відповідно, для Allium cepa L. аналогічні показники мають значення 60 %; 55 %; 78 % відповідно, а для Lactuca sativa L. – 58 %; 60 %; 82 % відповідно.

Встановлено, що визначальним чинником формування техногенних перетворень гирлової ділянки середньої р. Ірпінь є екологічний стан малої р. Нивки. Доведено, що азот амонійний належить до найбільш значущих параметрів абіотичних чинників, який обумовлює інтенсивність окисно-відновних процесів та є лімітуючим чинником для ряду гідробіонтів. Встановлено, що за умови вмісту азоту амонійного в межах від 0,2 до 0,3 мг/дм^3 якість води у водоймі відноситься до ІІІ класу якості вод, а за рівня

його вмісту в межах від 0,4 до 1,0 мг/дм^3 води класифікуються як забруднені (IV клас), за вмісту такого азоту в межах від 1,1 до 3,0 мг/дм^3 якість води відповідає V класу – брудні води.

За загальним екологічним показником, якість води гирлової ділянки р. Ірпінь у 98 % випадках належить до VI класу – забруднена, у 2 % – помірно-забруднена вода – III клас. Доведено, що за таких умов динамічна рівновага у водному об'єкті внаслідок ушкоджуючої дії екотоксикантів антропогенного походження порушена, а не трансформована повністю, отже механізм біотичної саморегуляції знаходиться на межі внутрішньої взаємодії екологічних та антропогенних чинників. Показано, що незважаючи на IV клас якості вод ділянки середньої р. Ірпінь, її структурно-функціональні зміни не впливають негативно на прибережну екосистему зони Київського водосховища (басейн р. Дніпра).

На основі прогнозування змін речовинного балансу та метаболічної і екологічної спроможності за компенсаційним механізмом біотичної саморегуляції науково обґрунтовано динаміку просторово-часових змін екологічного стану поверхневих водних об'єктів на прикладі ділянки басейну річки Дніпро. Доведено, що механізм біотичної саморегуляції вод є інтегральним показником механізму інтенсивності внутрішньоводойменних процесів. Встановлено, що для середньої р. Ірпінь (басейну р. Дніпро) інтенсивність механізму біотичної саморегуляції знаходиться в межах 17,0 ум. од. Отримані значення знаходяться в межах екологічної ніші, характерної для техногенно трансформованих водних об'єктів, яка являє собою не лише фізичний простір для функціонування гідробіонтів, але й створює умови для екосистемних процесів.

Для розроблення системи керування внутрішньоводоймними процесами самоочищення (механізму біотичної саморегуляції) водних об'єктів запропоновані науково-методичні підходи до встановлення

закономірностей функціональних особливостей внутрішньої самоорганізації водних об’єктів. Розроблена програма досліджень дозволяє охарактеризувати особливості динаміки функціонування процесу самоочищення водних об’єктів за гідрохімічними, гідробіологічними показниками та екологічними параметрами, що дозволяє удосконалити форми управління їх екологічною безпекою за рахунок інтенсифікації функціонування процесу самоочищення.

Вихідні параметри функціонування процесу самоочищення, які впливають на перетворення поверхневих водних об’єктів у техногенно трансформовані, запропоновано об’єднати в такі групи: факторні (температура, окисно-відновний потенціал, показник загального органічного вуглецю, насиченість води киснем, речовинно-енергетичний баланс, біотичний потенціал); пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження; механізму біотичної саморегуляції.

Доведено, що техногенні трансформації у поверхневих водних об’єктах нівелюються за рахунок дії компенсаційного механізму біотичної саморегуляції в результаті адаптації біотичних складових до свого нового середовища існування. Також обґрунтовано тенденції функціональних змін параметрів процесу самоочищення та їх питомих показників за біотичним потенціалом в умовах постійних техногенних впливів та встановлено закономірності їх функціонування за швидкістю самоочищення: $2,3 \leq$ біотичний потенціал $\leq 3,0$; за екологічною ємністю: $13,3 \leq$ біотичний потенціал $\leq 27,5$; за ефективністю механізму пластичного метаболізму хімічних сполук: $1,0 \leq$ біотичний потенціал $\leq 3,0$; за інтенсивністю компенсаційного механізму біотичної саморегуляції: $12,0 \leq$ біотичний потенціал $\leq 26,0$.

Розроблено науково-методичні рекомендації щодо реалізації інформативної інтегрованої системи індикаторів контролю структурно-функціональних змін внутрішньоводоймних процесів.

Науково обґрунтовано узгодженість взаємозв'язків та взаємодій параметрів процесу самоочищення поверхневих водних об'єктів, запропоновано градації параметрів їх перетворень у техногенно трансформовані: перша – зміна речовинно-енергетичного балансу речовин техногенного походження за індивідуальними та сумарними показниками; друга – зміна ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження (синтез та трансформація хімічних сполук); третя – нестійка динамічна рівновага у водному об'єкті внаслідок ушкоджуючої дії екотоксикантів антропогенного походження (коли механізм біотичної саморегуляції знаходиться на межі внутрішньої взаємодії екологічних та антропогенних чинників); четверта – (типова для малих річок) перетворення абіотичного середовища, яке оточує біоту; п'ята – порушення відносної стабільності розвитку водного об'єкта (компенсаційні механізми біотичної саморегуляції не в змозі позитивно реагувати на антропогенні зміни і в результаті відбувається якісне виснаження вод внаслідок техногенної трансформації).

Обґрунтовано перелік індикаторів екологічного контролю, які спроможні відслідковувати структурно-функціональні зміни внутрішньоводоймних процесів та на їх основі розроблено систему управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів. До розроблених індикаторів контролю в системі управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів належать індикатори: контролю «Дія», «Стан», «Реагування»; екологічної відповідності структурно-функціональних можливостей; втрат (незворотності) процесу самоочищення; стійкості; ризику розвитку техногенних трансформацій; забезпечує об'єктивне відслідковування структурно-функціональних змін внутрішньоводоймних процесів, що є науковим підґрунтям прийняття

управлінських рішень із забезпечення екологічної безпеки поверхневих водних об’єктів.

Встановлено, що розроблена інформативна інтегрована система індикаторів контролю структурно-функціональних змін внутрішньоводоймних процесів як елемента системи управління екологічною безпекою поверхневих водних об’єктів відповідає системі керування екологічною безпекою техногенно трансформованих водних об’єктів та є адаптованою до моделі Міжнародної екологічної програми UNEP.

Визначено, що створені інтегровані індикатори контролю управління екологічною безпекою ТТВЕ здатні виявляти структурно-функціональні зміни поверхневих водних об’єктів унаслідок дії на них техногенних чинників: узгодженість між біотичними та абіотичними чинниками (0,32–0,54); протидію біотичного потенціалу техногенно обумовленому середовищу (6,0–19,4); зниження інтенсивності механізму біотичної саморегуляції поверхневих вод об’єктів (6,3–19,4); формування еколого-небезпечних станів (72–52); порушення екологічної ємності (13,3–26,4), техноємності (1,4–2,5); залишковий екологічний резерв (6,4–11,0). Отримані результати можуть бути використані на локально-регіональному рівні кліматично-географічної зони України.

Розроблено схемне рішення, виготовлено та у польових умовах апробовано пілотну установку біоінженерної системи інтенсифікації компенсаційного механізму біотичної саморегуляції, яка складається з двох блоків: берегового блоку, який функціонує як біологічний фільтр під час надходження забруднювачів у прибережну систему і забезпечує формування якості води за рахунок самих біоценозів – ценозів рослин та асоційованих з ними угрупувань бактеріо-, фіто- та зоопланктону, бентосу води, а також наплавного блоку, який дозволяє здійснювати самоочищення придонного шару води, донних відкладень та сприяє зміні гідродинамічних потоків

дифузійного розсіювання бактеріоперефітону. Доведено, що запропонована біоінженерна система здатна ефективно впливати на відновлення інтенсивності механізму біотичної саморегуляції та пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження, за рахунок гідродинамічних перетворень, що забезпечує ступінь очищення до 95 % залежно від виду показника.

Ключові слова: екологічна безпека, система управління, басейновий принцип, водні об’єкти, техногенні трансформації.

Список публікацій здобувача:

1. Міхєєв О. М. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод: монографія / Міхєєв О. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Кулинич Я. І. – К. : Центр учбової літератури, 2018. – 171 с.

Особистий внесок дисертанта – формування ідеї, постановка мети та завдань, формування висновків інтерпретація результатів досліджень.

2. Маджд С. М. Концепція особливостей структурно-функціональних змін розвитку антропогенно трансформованих водних систем: монографія / С. М. Маджд. – К. : «Центр учбової літератури», 2019. – 260 с.

3. Міхєєв О. М. Новий спосіб конструювання плаваючих біоплато для фітодезактивації стічних вод підприємств цивільної авіації / О. М. Міхєєв, С. М. Маджд, О. В. Лапань // Східно-Європейський Науковий Журнал – Польща: – Варшава, 2016. – № 5(9). – P. 135–142. (У закордонних наукових виданнях).

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики досліджень, планування експерименту, аналіз, уточнення результатів і формування висновків.

4. Міхєєв О. М. Збільшення буферності природних підсистем з метою мінімізації антропогенного навантаження на гідроекосистеми / О. М. Міхєєв,

В. М. Удод, С. М. Маджд, О. В. Лапань, Я. А. Кулініч // Східно-Європейський Науковий Журнал – Польща: – Варшава, 2016. – № 9 (13). – Р. 10–13. (У закордонних наукових виданнях).

Особистий внесок дисертанта – планування експерименту, щодо збільшення буферності поверхневих вод, розроблення методики досліджень, аналіз результатів і формування висновків.

5. Pysanko Y. Assessment of the ecological status of small rivers in urban areas. / Y. Pysanko, S. Madzhd // USEFUL online journal. Discipline: Environmental & Geological – 2018. – Vol. 2, Issue 4, 2018 p. 1–7. (У закордонних наукових виданнях).

Особистий внесок дисертанта – формування алгоритму встановлення еколого-безпечного функціонування техногенно трансформованих водних екосистем за умов постійного надходження модифікуючих антропогенних впливів, узагальнення результатів та оформлення висновків.

6. Маджд С. М. Екологічна оцінка якості поверхневих і ґрунтових вод, в районі експлуатації та ремонту авіаційної техніки / С. М. Маджд, Г. М. Франчук, М. М. Тимошенко // Екологічна безпека та природокористування : зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору. – К., 2012. – Вип.9. – С. 116–122.

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики досліджень, планування експерименту, аналіз, уточнення результатів і формування висновків.

7. Маджд С. М. Удосконалення технологічної схеми очищення зворотних вод авіапідприємств / С. М. Маджд // Проблеми водовідведення, водовідведення та гідравліки : наук.-техн. зб. – К. : КНУБА, 2013. – Вип.22. – С.107–112.

8. Франчук Г. М. Удосконалення технології очищення стічних вод підприємств авіаційної галузі від нафтопродуктів / Г. М. Франчук, С. В. Бойченко, С. М. Маджд, О. О. Вовк, А. В. Яковлєва // Наукоємні технології. – 2013. – №3. – С. 349–354.

Особистий внесок дисертанта – формування мети, постановка задач, удосконалення методики доочищення стічних вод, інтерпретація та узагальнення результатів, формування висновків.

9. Маджд С. М. Оцінка техногенного впливу авіапідприємств на стан водойм / С. М. Маджд // Екологічна безпека та природокористування: зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору. – К., 2014.– Вип. 14. – С.101–106.

10. Франчук Г. М. Комплексна оцінка якості водних екосистем, забруднених скидами стічних вод аеропорту / Г. М. Франчук, С. М. Маджд, А. В. Бондарук // Наукоємні технології. – 2014. – №2. – С. 246–249.

Особистий внесок дисертанта – формування мети, постановка задач, удосконалення методики доочищення стічних вод, інтерпретація та узагальнення результатів, формування висновків.

11. Маджд С. М. Удосконалення контролю техносфери сучасними біологічними методами / С. М. Маджд // Екологічна безпека та природокористування : зб. наук. праць. – К. : КНУБА, 2015. – Вип.19. – С. 19–26.

12. Маджд С. М. Досвід експлуатації гідрофітних споруд в Україні та світі / С. М. Маджд // Наукоємні технології. – 2016. – №2. – С. 228–231.

13. Маджд С. М. Визначення потенційної небезпеки донних відкладів гідроекосистем з інтенсивним техногенним навантаженням / С. М. Маджд, А.С. Александрова // Наукоємні технології. – 2016. – №3. – С. 331–334.

Особистий внесок дисертанта – формування алгоритму

встановлення еколого-безпечного функціонування техногенно трансформованих водних екосистем за умов постійного надходження модифікуючих антропогенних впливів, узагальнення результатів та оформлення висновків.

14. Маджд С. М. Механізми дезактивації забруднюючих речовин в гідробіотехнологічних системах / С. М. Маджд // Проблеми водовідведення, водовідведення та гідравліки : наук.-техн. зб. – К.: КНУБА, 2016. – Вип. 27. – С. 221–226.

15. Маджд С. М. Роль вищих водних рослин у деструкції забруднювачів в біоінженерних гідрофітних спорудах / С. М. Маджд, А. О. Панченко, А. М. Бондар // Наукоємні технології. – 2017. – №1. – С. 89–93.

Особистий внесок дисертанта – планування експерименту, щодо збільшення буферності поверхневих вод, розроблення методики досліджень, аналіз результатів і формування висновків.

16. Удод В. М. Дослідження причин та наслідків трансформації техногенно змінених водних систем / В. М. Удод, С. М. Маджд, Я. І. Кулинич // Техногенна безпека. – 2017. – Т. 289. Вип. 277. – С. 10–16.

Особистий внесок дисертанта – формування алгоритму встановлення еколого-безпечного функціонування техногенно трансформованих водних екосистем за умов постійного надходження модифікуючих антропогенних впливів, узагальнення результатів та оформлення висновків.

17. Ісаєнко В. М. Водоохоронні заходи для підвищення екологічної безпеки виробничих стічних вод промислових підприємств / В. М. Ісаєнко, С. М. Маджд, А. О. Панченко, А. М. Бондар // Наукоємні технології. – 2018. – №4. – С. 125–129.

Особистий внесок дисертанта – формування мети, постановка задач,

удосконалення методики доочищення стічних вод, інтерпретація та узагальнення результатів, формування висновків.

18. Міхєєв О. М. Адаптація гідрофітної системи для очистки стічних вод підприємств цивільної авіації / О. М. Міхєєв, С. М. Маджд, О. І. Семенова, Т. І. Дмитруха // Хімія і технологія води. – 2015. – №3. – С.574–581. (Scopus).

Особистий внесок дисертанта – формування ідеї, розроблення методики і програми досліджень, узагальнення результатів щодо адаптаційних можливостей макрофітів та сприяння їх відновленню інтенсивності механізму біотичної саморегуляції в техногенно трансформованих водних екосистемах.

19. Міхєєв О. М. Экспериментальные основы нового метода ризофильтрационной очистки водных экосистем от ^{137}Cs / О. М. Міхєєв, С. М. Маджд О. В. Лапань // Хімія і технологія води. – 2017. – №4 – С. 439–446. (Scopus).

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики відновлення самоочисної спроможності техногенно трансформованих водних екосистем, конструювання пілотної установки, узагальнення отриманих результатів.

20. Міхєєв О. М. Розроблення нового методу ризофільтраційного очищення стічних вод від Cr (VI) / О. М. Міхєєв, О. В. Лапань, С. М. Маджд // Хімія і технологія води. – 2018. – №3 – С. 309–314. (Scopus).

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики відновлення самоочисної спроможності техногенно трансформованих водних екосистем, конструювання пілотної установки, узагальнення отриманих результатів.

21. Maksimenko O., Pancheva H., Madzhd S., Pysanko Y. et. al. Examining the efficiency of electrochemical purification of storm wastewater at machine-building enterprises. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2018. – vol. 6/10. no. 96. pp. 21–27. (Scopus).

Особистий внесок дисертанта – розроблення математичних моделей, уточнення, обробка результатів та формування висновків.

22. Ісаєнко В. М. Розробка методики визначення основного параметру функціонування гідроекосистем – екологічної ємності / В. М. Ісаєнко, С. М. Маджд, Я. І. Писанко, К. Д. Ніколаєв, Є. О. Бовсуновський, Л. М. Черняк // Східно-Європейський журнал. – 2019. – №1/10 (97) – С. 21–28. (Scopus).

Особистий внесок дисертанта – планування експериментів, постановка задач та формування мети щодо встановлення параметрів еколого-безпечного функціонування гідроекосистем з інтенсивним техногенним впливом, написання висновків.

23. Madzhd S. Improvement of environmental safety lever of surface and ground water at the airport area / S. Madzhd // Вісник НАУ. – 2016. – № 3 (62). – С. 80–84. (Включено до наукометричних баз даних «Index Copernicus», «Google Scholar», «Impact-factor РІНЦ», «Impact-factor UIF»).

24. Madzhd S. M. Ecological assessment of the human-transformed systems of the Irpin river / S. M. Madzhd, Ya. I. Kulynych, A. A. Iavniuk // Вісник НАУ. – 2017. – №2. – С. 93–98. (Включено до наукометричних баз даних «Index Copernicus», «Google Scholar», «Impact-factor РІНЦ», «Impact-factor UIF»).

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики досліджень, планування експерименту, аналіз, уточнення результатів і формування висновків.

25. Удод В. М. Регіональні особливості структурно-функціональної організації розвитку техногенно змінених водних екосистем / В. М. Удод, С. М. Маджд, Я. І. Кулинич // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2017. – №3 (104). – С. 93–99. (Включено до наукометричних баз даних «Ulrich’s Web Global Serials Directory», «eLIBRARY», «Index Copernicus», «Polish Scholarly Bibliography», «Infobase Index», «Inspec»,

«Open Academic Journals Index», «Google Scholar», «CiteFactor», «Scientific Indexing Services»).

Особистий внесок дисертанта – планування експериментів, постановка задач та формування мети щодо встановлення параметрів еколого-безпечного функціонування гідроекосистем з інтенсивним техногенним впливом, написання висновків.

26. Маджд С. М. Наукова методологія оцінювання еколого-небезпечних ризиків функціонування техногенно-змінених водних систем / С. М. Маджд, Я. І. Кулинич // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2017. – №4 (105). – С. 88–95. (Включено до наукометричних баз даних «Ulrich's Web Global Serials Directory», «eLIBRARY», «Index Copernicus», «Polish Scholarly Bibliography», «Infobase Index», «Inspec», «Open Academic Journals Index», «Google Scholar», «CiteFactor», «Scientific Indexing Services»).

Особистий внесок дисертанта – формування алгоритму встановлення еколого-безпечного функціонування техногенно трансформованих водних екосистем за умов постійного надходження модифікуючих антропогенних впливів, узагальнення результатів та оформлення висновків.

27. Маджд С. М. Дослідження техногенно-зумовлених водних екосистем в зоні впливу авіапідприємств / С. М. Маджд, Я. І. Писанко // Вісник НАУ. – 2018. – №3. – С. 78–86. (Включено до наукометричних баз даних «Index Copernicus», «Google Scholar», «Impact-factor РІНЦ», «Impact-factor UIF»).

Особистий внесок дисертанта – формування мети, постановка задач, удосконалення методики доочищення стічних вод, інтерпретація та узагальнення результатів, формування висновків.

28. Маджд С. М. Загальні екологічні особливості структурно-функціональних закономірностей розвитку техноприродних систем гирлової ділянки р. Ірпінь / С. М. Маджд // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2018. – №5 (112). – С. 110–114. (Включено до наукометричних баз даних «Ulrich's Web Global Serials Directory», «eLIBRARY», «Index Copernicus», «Polish Scholarly Bibliography», «Infobase Index», «Inspec», «Open Academic Journals Index», «Google Scholar», «CiteFactor», «Scientific Indexing Services»).

29. Маджд С. М. Екологічна оцінка стану малих річок басейну річки Ірпінь за екосистемним принципом / С. М. Маджд, Я. І. Кулинич, Є. А. Гогунська // // Вісник НАУ. – 2019. – №4. – С. 93–98. (Включено до наукометричних баз даних «Index Copernicus», «Google Scholar», «Impact-factor РІНЦ», «Impact-factor UIF»).

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики досліджень, планування експерименту, аналіз, уточнення результатів і формування висновків.

30. Ісаєнко В. М. Теоретична концепція формування еколого-небезпечних ризиків в процесі розвитку техноприродних водних екосистем / В. М. Ісаєнко, С. М. Маджд // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2019. – №1 (114). – С. 110–114. (включено до наукометричних баз даних «Ulrich's Web Global Serials Directory», «eLIBRARY», «Index Copernicus», «Polish Scholarly Bibliography», «Infobase Index», «Inspec», «Open Academic Journals Index», «Google Scholar», «CiteFactor», «Scientific Indexing Services»).

Особистий внесок дисертанта – планування експериментів, постановка задач та формування мети щодо встановлення параметрів еколого-безпечного функціонування гідроекосистем з інтенсивним техногенним впливом, написання висновків.

31. Пат. на корисну модель UA №107555. Біоплато для очищення стічних вод та водойм від радіонуклідів / Міхєєв О. М., Маджд С. М., Лапань О. В., Овсяннікова Л. Г. Зареєстр. 29.12.2015, Бюл. №11 від 10.06.2016.

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики відновлення самоочисної спроможності техногенно трансформованих водних екосистем, конструювання пілотної установки, узагальнення отриманих результатів.

32. Пат. на корисну модель UA №117067. Комплексна біоінженерна система для очищення водойм / Маджд С. М., Кулинич Я. І., Міхєєв О. М., Лапань О. В. Зареєстр. 20.01.2017, Бюл. №11 від 12.06.2017

Особистий внесок дисертанта – формування ідеї, розроблення методики і програми досліджень, узагальнення результатів щодо адаптаційних можливостей макрофітів та сприяння їх відновленню інтенсивності механізму біотичної саморегуляції в техногенно трансформованих водних екосистемах.

33. Свідоцтво про реєстрацію авторських прав на твір № 67248. Сучасна методологія оцінки структурно-функціональних змін водних екосистем річок – внаслідок постійно діючого техногенного навантаження / Удод В. М., Міхєєв О. М., Маджд С. М., Кулинич Я. І. // Дата реєстрації Державної служби інтелектуальної власності України 15.08.2016 р.

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики індикаторного контролю та інтерпретація і узагальнення отриманих результатів.

34. Маджд С. М. Розробка водоохоронних заходів для забезпечення екологічної безпеки підприємств з експлуатації та ремонту авіаційної техніки / С. М. Маджд // Природокористування і сталий розвиток: економіка, екологія, управління: зб. наук. праць Міжнар. наук.-практич. конф. – Ірпінь: Національний університет ДПС України, 2014. – С. 300–302.

35. Маджд С. М. Удосконалення екологічного контролю водойм навколо аеропортів / С. М. Маджд // Аеропорти – вікно в майбутнє: зб. наук. праць V Міжнар. наук.-практич. конф. – К.: НАУ, 2014. – С. 59–60.

36. Михеев А. Н. Новый способ конструирования биоплато для очистки водоемов от радионуклидов / А. Н. Михеев, О. В. Лапань, С. М. Маджд, С. А. Пчеловская // Современные тенденции развития науки и технологий – Белгород : БГТУ. – 2015. – №8. – С. 107–113.

Особистий внесок дисертанта – постановка завдань, планування експериментів, формування висновків, що підтверджують можливість відновлення самоочисної здатності техногенно заангажованих водних екосистем.

37. Маджд С. М. Обґрунтування адаптаційних можливостей макрофітів для ефективного функціонування гідрофітних систем / С. М. Маджд // Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства: III міжнар. наук.-практич. конф., 24–25 березня 2016 р. : тези доп. – Тернопіль: Крок, 2016. – С.50–51.

38. Михеев А. Н. Разработка технологи деконтаминации водных объектов от радионуклидов и химического загрязнения / А. Н. Михеев, Л. Г. Овсянникова, С. М. Маджд, О. В. Лапань // Біотехнологія XXI : Всеукр. наук.-практ. конф., 22 квітня 2016 р. : тези доп. – К., НТУУ «КПІ», 2016. – С. 155.

Особистий внесок дисертанта – постановка завдань, планування експериментів, формування висновків, що підтверджують можливість відновлення самоочисної здатності техногенно заангажованих водних екосистем.

39. Маджд С. М. Встановлення ролі гідрофітних систем у відновленні якості стічних вод підприємств авіаційної галузі / С. М. Маджд, А. О. Панченко // Екологічна безпека держави : X Всеукр. наук.-практ. конф.

молодих учених та студентів, 21 квітня 2016 р. : тези доп. – К., 2016. – С. 23–24.

Особистий внесок дисертанта – планування експерименту, щодо збільшення буферності поверхневих вод, розроблення методики досліджень, аналіз результатів і формування висновків.

40. Міхєєв О. М. Новий метод конструювання біоплато для цілей ризофільтрації / О. М. Міхєєв, О. В. Лапань, С. М. Маджд // Вода: проблеми та шляхи вирішення : Всеукр. наук.-практ. конф., 6–8 липня 2016 р. : тези доп. – Рівне, ЖДУ ім. І. Франка, 2016. – С. 154–158.

Особистий внесок дисертанта – постановка завдань, планування експериментів, формування висновків, що підтверджують можливість відновлення самоочисної здатності техногенно заангажованих водних екосистем.

41. Маджд С. М. Оцінка біотичного потенціалу водних екосистем в зоні впливу авіаційних підприємств / С. М. Маджд, А. С. Александрова, А. О. Панченко // Авіація в XXI столітті : VII Всесвіт. конгрес, 19–21 вересня 2016 р. : тези доп. – К., 2016. – С. 5.4.73–5.4.76.

Особистий внесок дисертанта – планування експериментів, постановка задач та формування мети щодо встановлення параметрів еколого-безпечного функціонування гідроекосистем з інтенсивним техногенним впливом, написання висновків.

42. Маджд С. М. Критичний аналіз проблем поточної експлуатації очисних споруд підприємств цивільної авіації / С. М. Маджд // Актуальні проблеми енергетики та екології: XVI Всеукр. наук.-практ. конф., 5-8 жовтня 2016 р. : тези доп. – Одеса, ОНАХТ, 2016. – С. 141–142.

43. Маджд С. М. Механізми дезактивації забруднюючих речовин в гідробіотехнологічних системах / С. М. Маджд // Водокористування:

технології, споруди, менеджмент: III Міжнарод. наук.-практ. конф., 7–9 грудня 2016 р. : тези доп. – К., КНУБА, 2016. – С. 16.

44. Маджд С. М. Проблеми захисту малих річок з високим рівнем техногенного навантаження / С. М. Маджд // Екогеофорум-2017. Актуальні проблеми та інновації: Міжнар. наук.-практич. конф., 22–25 березня 2017р.: тези доп. – Івано-Франківськ: Національний технічний університет нафти і газу, 2017. – С. 38.

45. Міхєєв О. М. Використання нового типу біоплато для очищення водних об'єктів від радіонуклідного та хімічного забруднення / О. М. Міхєєв, О. В. Лапань, Л. Г. Овсяннікова, С. М. Маджд // XXIV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН: Всеукр. наук. конф., 10–13 квітня 2017 р.: тези доп. – Київ: Ін-т ядерних дослідж., 2017. – С. 240–241.

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики відновлення самоочисної спроможності техногенно трансформованих водних екосистем, конструювання пілотної установки, узагальнення отриманих результатів.

46. Mikhieiev O. M. Water bodies treatment from radionuclides and chemical pollution // O. M., Mikhieiev, O. V. Lapan, L. H. Ovsiannikova, S. M. Madzhd // Шевченківська весна: XV Міжнар. наук. конф., 21 квітня 2017 р.: тези доп. – Київ: ПАЛИВОДА А.В., 2017. – С. 12–13.

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики відновлення самоочисної спроможності техногенно трансформованих водних екосистем, конструювання пілотної установки, узагальнення отриманих результатів.

47. Маджд С. М. Підвищення буферності водних систем з інтенсивним навантаженням авіаційних підприємств / С. М. Маджд // АВІА-2017: XIII Міжнар. наук.-техніч. конф., 19–21 квітня 2017р.: тези доп. – Київ: НАУ, 2017. – С. 28.14–28.16.

48. Маджд С. М. Механізм біотичної самореуляції техногенно змінених водних систем / С. М. Маджд, Я. І. Кулинич // Середовище

оточуюче людину: природне, техногенне, соціальне: V Міжнар. наук.-практич. конф., 26–28 квітня 2017 р.: тези доп. – Бердянськ: Бердянський інженерно-технологічний університет, 2017. – С. 218–221.

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики досліджень механізму біотичної саморегуляції, формування мети, завдань та висновків.

49. Маджд С. М. Природоохоронні заходи попередження якісного виснаження водних ресурсів / С. М. Маджд // Збалансоване природокористування: традиції, перспективи і інновації: І Міжнар. наук.-практич. конф., 18–19 травня 2017р.: тези доп. – Київ: Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України, 2017. – С. 95–97.

50. Маджд С. М. Динаміка змін знаходження речовин та елементів техногенного походження у водах р. Ірпінь / С. М. Маджд, Я. І. Кулинич // Проблеми хіммотології: VI Міжнарод. наук.-техніч. конф., 19–23 червня 2017 р. : тези доп. – Київ-Львівська обл., 2017. – С. 401–404.

Особистий внесок дисертанта – розроблення математичних моделей, уточнення, обробка результатів та формування висновків.

51. Isaienko V. The prevention of water resources quality depletion in the cotext of sustainable development / V. Isaienko, K. Nikolaev, S. Madzhd // International Symposium on Sustainable Aviation 2017 ISSA: Sares Aviation Week 2017, 10–13 September 2017. – Kiev, Ukraine, 2017. – P. 66.

Особистий внесок дисертанта – планування експериментів, постановка задач та формування мети щодо встановлення параметрів еколого-безпечного функціонування гідроекосистем з інтенсивним техногенним впливом, написання висновків.

52. Маджд С. М. Роль гідробіотехнологічних систем у підвищенні ступеня очищення зворотніх вод / С. М. Маджд // VI Всеукр. з'їзд екологів з міжнарод. участю, 20–22 вересня 2017р. : тези доп. – Вінниця, 2017. – С. 68.

53. Маджд С. М. Механізми підвищення рівня екологічної безпеки гідроекосистем зони впливу авіаційних підприємств / С. М. Маджд, А. О. Панченко, Д. Д. Кальницька, А. М. Бондар // Проблеми екологічної безпеки: XV Міжнарод. наук.-техніч. конф., 11–13 жовтня 2017 р. : тези доп. – Кременчук, 2017. – С. 47.

Особистий внесок дисертанта – формування алгоритму встановлення еколого-безпечного функціонування техногенно трансформованих водних екосистем за умов постійного надходження модифікуючих антропогенних впливів, узагальнення результатів та оформлення висновків.

54. Кулинич Я. І. Оцінка екологічної ємності природних водойм в умовах надмірного антропогенного навантаження / Я. І. Кулинич, С. М. Маджд // Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: V Міжнарод. наук.-практич. конф., 26–27 жовтня 2017 р.: тези доп. – Київ, 2017. – С. 147–149.

Особистий внесок дисертанта – розроблення методики індикаторного контролю та інтерпретація і узагальнення отриманих результатів.

55. Маджд С. М. Технології в очищенні стічних вод авіапідприємств у природних умовах / С. М. Маджд // «Еко Форум-2018»: II спеціалізов. Міжнар. еко. форум, 30 травня – 01 червня 2018 р.: тези доп. – Запоріжжя: ВЦ «Козак Палац», 2018. – С. 33–35.

56. Міхєєв О. М. Використання гідрофітної системи типу біоплато для відновлення якості забруднених важкими металами і радіонуклідами вод / О. М. Міхєєв, О. В. Лапань, С. М. Маджд //«Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення»: XIV Міжнарод. наук.-практич. конф., 2–6 червня 2017р.: тези доп. – Миколаїв-Очаків, 2018. – С. 54–55.

Особистий внесок дисертанта – формування ідеї, розроблення методики і програми досліджень, узагальнення результатів щодо адаптаційних можливостей макрофітів та сприяння їх відновленню інтенсивності механізму біотичної саморегуляції в техногенно трансформованих водних екосистемах.

57. Маджд С. М. Структурно-функціональні зміни розвитку водних системи в умовах техногенної трансформації / С. М. Маджд // «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи» : XIV Міжнарод. наук.-практич. конф., 14 вересня 2018 р.: тези доп. – Львів, 2018. – С. 203.

58. Madzhd S. The conditions and factors for the formation of environmentally dangerous internal processes in water in technogenically loaded territories. / S. Madzhd // VIII International Symposium on Sustainable Aviation 2018, 10–12 October, 2018. – Kiev, Ukraine, 2018. – P. 66.

59. Маджд С. М. Матеріальна кумуляція донних відкладів басейнів рік техногенно трансформованих районів / С. М. Маджд // «Техногенно-екологічна безпека України: стан та перспективи розвитку» : VIII Всеукр. наук.-практич. Інтернет конф., 12–20 листопада 2018 р.: тези доп. – Ірпінь, 2018. – С. 252-256.

60. Маджд С. М. Природоохоронні заходи відновлення якості техногенно трансформованих водних систем / С. М. Маджд // Збалансоване природокористування: традиції, перспективи і інновації: II Міжнар. наук.-практич. конф., 21 грудня 2018 р.: тези доп. – Київ: Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України, 2018. – С. 45–47.

ANNOTATION

Madzhd S. M. **The development of scientific foundations of the basin principle of management of the technogenic transformed surface water objects**. – Qualifying scientific work on the manuscript. – Qualifying scientific work on the manuscript.

Thesis for a Doctor of Technical Sciences Degree in specialty 21.06.01 – ecological safety. – State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management, Kyiv, 2019.

The dissertation presents the results of researches directed on development of scientific bases of management of ecological safety of surface water objects on a basin principle, which takes into account regularities of influence of factors on the process of formation of their technogenically transformed state and intensity of compensatory mechanism of biotic self-regulation.

The scientific and methodological bases of the integrated approach in the system of the basin principle of the ecological safety management of technogenically transformed surface water objects, which take into account the hierarchical levels of the organization of rivers, have created the prerequisites for reducing the negative effects of technogenic influence on the quality of water resources in the areas of river basins. The proposed control system is to increase the buffer of the self-cleaning system of a surface water object (the mechanism of biotic self-regulation) and to increase its ability to resist the system of intervention (technogenic influence), by introducing an informative indicator control system that takes into account structural and functional changes in the development of the water objects and allows to detect the disturbance of the interrelations between the system of intervention and the system of self-purification and restore them by introducing the control system.

Among the river basins of Ukraine, the most technogenically transformed is the Dnipro river basin and its ecological state is characterized as critical and

requires the introduction of an improved integrated basin principle of environmental safety management. The constituent elements of the hydrographic structure of the Dnipro River basin are interconnected by functional and hydrographic interconnections and constant trophic bonds between the rivers provide a homeostatic mechanism for the development of a single integrated basin system at different levels of hierarchical development and allow them to be considered as a complex of interconnected components in the single material system: "a small river (Nyvka River) – an average river (Irpin river) – a large river (Dnipro river in the area of the Kyiv reservoir)".

According to the results of experimental studies, the change in the substance and energy balance of the aquatic environment significantly influences the process of forming its technogenically transformed state. On the example of the small river Nyvka – a structural element of the Dnipro basin system it is proved that under the influence of the technogenic impact there is a disturbance of the substance and energy balance and the formation of material and functional cumulations due to the increase of the mass of bottom sediments and the formation of secondary pollution zones.

The fact of technogenic transformation of the substance and energy balance of the Nyvka River is confirmed by the analysis, systematization and statistical processing of the data obtained from own environmental studies for the fifteen-year period (2003-2018). It was established that there is a disturbance of the substance and energy balance of this small river due to excess of the maximum permissible concentration of the total content of organic substances by indicators of chemical consumption of oxygen (CCO) – 2,6 times in the surface layer of water and twice in the bottom layer of water and biochemical consumption of oxygen (BCO) – 3,6 times in the surface layer of water and 7,5 times in the bottom layer of water. Under the influence of the reaction of nitrification in the reservoir there was a disturbance of substance and energy balance, due to which increased

mass of sediments (material cumulation). The excess of ammonia nitrogen in the surface water layer is 8,7 times relative to the MPC and in the bottom layer of water by 34 times, nitric nitrogen in the surface water layer is 25 times, and in the bottom layer of water – 45 times. According to individual indicators, the excess of MPC for oil products is 218 times in the surface water layer, 298 times in the bottom layer of water, 1720 times in the bottom sediments, and also in the compounds of toxic action metals 31 times in the surface layer of water, 48 times in the bottom layer of water and 300 times in the bottom sediments. Under such conditions, an imbalance in the functioning of the inland water processes and the reduction of the Nyvka River's ability to self-regenerate is recorded. For the Nyvka River, the decline in self-regeneration is 0,2 standard units as a result of reducing the intensity of the compensatory mechanism of biotic self-regulation. According to the results of biotesting, it was found that due to the disturbance of the interaction between the biotic and abiotic components of the aqueous medium of the Nyvka River, toxicity for the *Daphnia magna S.* in the surface, bottom layers and sediments is 65 %; 75 %; 80 %, respectively, for *Allium sulfur L.* similar indicators have a value of 60 %; 55 %; 78 % respectively, and for *Lactuca sativa L.* – 58 %; 60 %; 82 % respectively.

It was established that the determining factor in the formation of technogenic changes in the mouth of the average Irpin River is the ecological state of the small Nyvka River. It is proved that ammonia nitrogen belongs to the most significant parameters of abiotic factors, which determines the intensity of oxidation-reducing processes and is a limiting factor for a number of hydrobionts. It was established that under the condition of ammonia nitrogen content in the range from 0,2 to 0,3 mg / dm^3 the water quality in the reservoir belongs to the Class III of the water quality; at the level of its content in the range from 0,4 to 1,0 mg / dm^3 water is classified as contaminated (Class IV); if the content of such

nitrogen in the range from 1,1 to 3,0 mg / dm^3 the water quality corresponds to the Class V – dirty water.

According to the general environmental index, the water quality of the mouth section of the Irpin River in 98 % of cases belongs to the Class VI – polluted, 2 % – moderately polluted water – Class III. It is proved that under such conditions, the dynamic balance in the water object due to the damaging effect of ecotoxicants of anthropogenic origin is upset, not completely transformed, and the mechanism of biotic self-regulation is on the verge of internal interaction of environmental and anthropogenic factors. It is shown that, despite the Class IV of the water quality in the area of the average Irpin River, its structural and functional changes do not negatively affect the coastal ecosystem zone of the Kiev reservoir (Dnipro River basin).

On the basis of prediction of changes in the substance balance and metabolic and ecological capacity of the compensatory mechanism of biotic self-regulation, the dynamics of spatio-temporal changes in the ecological state of surface water objects is scientifically grounded on the example of the Dnipro River basin. It is proved that the mechanism of biotic self-regulation of water is an integral indicator of the mechanism of intensity of inland water processes. It was established that for the average Irpin River, the Dnipro River basin, the intensity of the biotic self-regulation mechanism is within the range of 17,0 standard units. The obtained values are within the ecological niche, typical for technogenically transformed water objects, which represents not only the physical space for the functioning of hydrobionts, but also creates conditions for ecosystem processes.

For development of the system of management of inland water processes of self-purification (mechanism of biotic self-regulation) of the water objects scientific and methodical approaches to the establishment of regularities of functional features of internal self-organization of the water objects are offered. The developed research program allows to characterize the peculiarities of the

dynamics of the functioning of the process of self-purification of the water objects by hydrochemical, hydrobiological indicators and environmental parameters, which allow to improve the forms of management of their environmental safety by intensifying the self-purification process.

The initial parameters of the functioning of the self-purification process, which affects the transformation of surface water objects into technogenically transformed, are proposed to be consolidated into the following groups: a factor (temperature, oxidation-reduction potential, total organic carbon, water saturation with oxygen, substance and energy balance, biotic potential); a plastic metabolism of chemical compounds of anthropogenic origin; a mechanism of biotic self-regulation.

It is proved that technogenic transformations in the surface water objects are offset by the action of the compensatory mechanism of the biotic self-regulation as a result of the adaptation of biotic components to their new habitat. The trends of functional changes of the parameters of the self-purification process and their specific indicators of the biotic potential in the conditions of constant technogenic impacts are also substantiated, and the regularities of their functioning by the speed of self-purification are established: $2,3 \leq$ biotic potential $\leq 3,0$; by the ecological capacity: $13,3 \leq$ biotic potential $\leq 27,5$; by the effectiveness of the mechanism of plastic metabolism of chemical compounds: $1,0 \leq$ biotic potential $\leq 3,0$; by the intensity of the compensatory mechanism of biotic self-regulation: $12,0 \leq$ biotic potential $\leq 26,0$.

Scientific and methodical recommendations for the implementation of the informative integrated system of indicators for control of structural and functional changes in inland water processes have been developed.

The coherence of interconnections and interactions of the parameters of the process of self-purification of the surface water objects is scientifically substantiated, the grading of the parameters of their transformations into

technogenically transformed ones is proposed: the first is the change of the substance and energy balance of substances of technogenic origin by individual and aggregate indicators; the second is the change in the efficiency of the mechanism of plastic metabolism of chemical compounds of anthropogenic origin (synthesis and transformation of chemical compounds); the third is the unstable dynamic balance in the water object due to the detrimental effect of ecotoxicants of anthropogenic origin (when the mechanism of biotic self-regulation is on the verge of internal interaction of environmental and anthropogenic factors); the fourth – (typical for small rivers) transformation of the abiotic environment that surrounds the biota; the fifth is the disturbance of the relative stability of the development of the water object (compensatory mechanisms of biotic self-regulation are not able to react positively to anthropogenic changes and as a result there is a qualitative depletion of water resources as a result of technogenic transformation).

The list of environmental control indicators that are capable to track structural and functional changes in the inland water processes is substantiated and on the basis of which a system of environmental safety management of the surface water object is developed. The developed indicators of control in the system of environmental safety management of the surface water objects include the following indicators of: control "Action", "State", "Response"; ecological conformity of structural and functional possibilities; losses (irreversibility) of the self-purification process; sustainability; risk of the development of technogenic transformations (ensures objective tracking of structural and functional changes in the inland water processes, which is the scientific basis for making managerial decisions on ensuring environmental safety of the surface water objects).

It is established that the developed informative integrated system of indicators for control of structural and functional changes in the inland water processes as an element of the system of environmental safety management of the surface water objects is in line with the system for managing the ecological safety

of the technogenically transformed water objects and is adapted to the model of the International Environmental Program UNEP.

It is established that the integrated control indicators of the ecological safety management TTBE are able to determine the structural and functional changes of the surface water objects due to the effect on them of technogenic factors: consistency between biotic and abiotic factors (0,32–0,54); counteraction of biotic potential to technogenically determined environment (6,0–19,4); reduction of the intensity of the mechanism of biotic self-regulation of the surface water objects (6,3–19,4); formation of ecologically dangerous states (72,0–52,0); diturbance of ecological capacity (13,3–26,4), technological capacity (1,4–2,5); residual ecological reserve (6,4–11,0). The obtained results can be used at the local/regional level of the climatic-geographical zone of Ukraine.

A schematic solution has been developed and a pilot installation of bioengineering system for the intensification of the compensatory mechanism of biotic self-regulation, which is combined from two components was tested in the field: blocks of the coastal block, which function as a biological filter when the pollutants enter the coastal system and provide the formation of water quality due to biocenoses itself - plant cenosis and associated groups of bacterio-, phyto- and zooplankton, benthos of water, as well as a floating block that allows to provide the self-purification of the bottom layer of water and sediments and helps change the hydrodynamic flow of diffuse dispersion of bacterioprephyton. It is proved that the proposed bioengineering system is capable of effectively influencing the restoration of the intensity of the mechanism of biotic self-regulation and the plastic metabolism of chemical compounds of anthropogenic origin, due to hydrodynamic transformations, which provides a degree of purification up to 95 %, depending on the type of indicator.

Keywords: ecological safety, management system, basin principle, water objects, technogenic transformations.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ 36

ВСТУП 37

РОЗДІЛ 1 АНАЛІЗ ОСНОВНИХ ПРИЧИН ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ТА ВИЯВЛЕННЯ ШЛЯХІВ ЗНИЖЕННЯ ЙОГО НЕГАТИВНИХ НАСЛІДКІ 51

1.1. Екологічна характеристики стану поверхневих водних об'єктів України 55

1.2. Чинники впливу на умови формування еколого-небезпечних внутрішньоводоймних процесів та екологічний стан поверхневих водних об'єктів 64

1.3. Аналіз системи управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів 76

1.4. Обґрунтування ідеї, мети та завдань досліджень 101

РОЗДІЛ 2 МЕТОДОЛОГІЯ, МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ПРОВЕДЕННЯ ДИСЕРТАЦІЙНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ 104

2.1. Розроблення наукової методології удосконалення форм управління екологічною безпекою техногенно трансформованих водних об'єктів 106

2.2. Методика досліджень поверхневих водних екосистем (з інтенсивним техногенним впливом), за басейновим принципом управління 110

2.3. Підходи та методи проведення досліджень поверхневих водних екосистем, в умовах постійного надходження техногенних впливів та інтерпретації їх результатів 120

Висновки до розділу 2 129

РОЗДІЛ 3 ТЕХНОГЕННІ ТРАНСФОРМАЦІЇ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ 131

3.1. Визначення речовинно-енергетичних трансформацій та рівнів порушень екологічної рівноваги річкових басейнів (на прикладі ділянки басейну Дніпра) 133

3.1.1. Встановлення екологічного рівня техногенних перетворень спеціалізованої підсистеми ділянки басейну Дніпра – р. Нивки 135

3.1.2. Встановлення екологічного рівня техногенних трансформацій спеціалізованої підсистеми ділянки басейну Дніпра – р. Ірпінь 145

3.2. Визначення здатності ТТВЕ до внутрішньої саморегуляції в умовах інтенсивного техногенного впливу 158

Висновки до розділу 3 168

РОЗДІЛ 4 ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАКОНОМІРНОСТЕЙ ФУНКЦІОНАЛЬНИХ ОСОБЛИВОСТЕЙ ПРОЦЕСУ САМООЧИЩЕННЯ 171

4.1 Розроблення наукових закономірностей формування еколого-небезпечних ризиків розвитку і функціонування ТТВЕ 172

4.2. Оцінювання стану цілісності функціонування щодо узгодженості взаємозалежності та взаємодії параметрів еколог-збалансованого функціонування ТТВЕ 193

4.3. Визначення механізмів самовідновлення динаміки функціонування внутрішньоводоймної саморегуляції річкових басейнів 205

Висновки до розділу 4 219

РОЗДІЛ 5 РОЗРОБЛЕННЯ ІНФОРМАТИВНОЇ СИСТЕМИ ІНТЕГРОВАНИХ ІНДИКАТОРІВ КОНТРОЛЮ ВНУТРІШНЬОВОДОЙМНИХ ЕКОСИСТЕМНИХ ПРОЦЕСІВ ТТВЕ 222

5.1. Передумови створення науково-методичних основ інтегральних систем індикаторів контролю стану ТТВЕ 222

5.2. Система індикаторів тривимірного контролю структурно-функціональних змін водного басейну за умов постійної дії техногенних впливів 227

5.2.1. Індикатор «Дії» 231

5.2.2. Індикатор «Стану» 234

5.2.3. Індикатор «Реагування» 236

5.3. Наукові закономірності формування еколого-небезпечних станів розвитку і функціонування ТТВЕ 243

5.3.1. Біоценотичний індикатор ефективності саморегуляції внутрішньоводоймних процесів 244

5.3.2. Індикатор втрат параметрів еколого-збалансованого функціонування (незворотності процесів) 247

5.3.3. Індикатор стійкості, як факторна ознака еколого-безпечного розвитку ТТВЕ 249

5.3.4. Індикатори інтенсивності самовідновної здатності та індикатор еколого-безпечного розвитку ТТВЕ 251

Висновки до розділу 264

РОЗДІЛ 6 АПРОБУВАННЯ ТА ВПРОВАДЖЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ТЕОРЕТИЧНИХ ТА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ 268

6.1. Удосконалення басейнового принципу управління екологічною безпекою водних об’єктів за рахунок активізації процесу їх самоочищення 268

6.2. Обґрунтування доцільності застосування штучних біоценозів задля відновлення природних механізмів саморегуляції внутрішньоводоймних процесів басейнів річок 271

6.3. Обґрунтування схемних рішень і параметрів, а також розроблення та апробування біоінженерної системи із застосуванням штучних біоценозів задля екологічного управління процесом самоочищення поверхневих водних об’єктів 274

6.3.1. Обґрунтування схемних рішень і параметрів, а також розроблення та апробування берегового блоку біоінженерної системи з відновлення процесом самоочищення поверхневих водних об’єктів 279

6.3.2. Обґрунтування схемних рішень і параметрів, а також розроблення та апробування блоку біоінженерної системи процесом самоочищення поверхневих водних об’єктів 282

6.4. Оцінювання ефективності впровадження результатів досліджень 292

Висновки до розділу 6 301

ВИСНОВКИ 305

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ 312

ДОДАТКИ 362

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

БП	біотичний потенціал
БСК	біохімічне споживання кисню
ВВР	вищі водяні рослини
ВМ	важкі метали
ГДС	гранично допустима концентрація
$ГДК_{р/госп}$	гранично допустима концентрація рибогосподарського призначення
ГЕ	гідроекосистема
ЕЄ	екологічна ємність
ІЗВ	індекс забрудненності води
КА	коефіцієнт акумуляції
МБС	механізм біотичної саморегуляції
НПС	навколишнє природнє середовище
ОЕСР	Організація Економічного Співробітництва і Розвитку
ПЕЄ	потенційна екологічна ємність
ПРЄ	потенційна рибогосподарська ємність
СМФ	специфічних модифікуючих факторів
ТТВЕ	техногенно трансформовані водні екосистеми
ХСК	хімічне споживання кисню

ВСТУП

Актуальність роботи. Розвиток промислового виробництва призвів до того, що адміністративно-територіальний принцип управління водними об'єктами в Україні не спроможний забезпечувати запобігання наслідків негативного техногенного впливу на екологічний стан поверхневих водних об'єктів. Нині в країні вже фіксуються не локальні (регіональні), а басейнові (адміністративно-державні) порушення екологічних характеристик стану водних об'єктів, які зумовлені негативними наслідками діяльності промислових підприємств. Адміністративно-територіальний принцип управління водними ресурсами не спроможній забезпечити дотримання сучасних принципів еколого-збалансованого, раціонального водокористування. Сучасним підходом до управління водними ресурсами виступає басейновий принцип управління, який дозволяє, у відповідності до міжнародних принципів та стратегії державної водоохоронної політики, розробити сучасні механізми охорони, використання і відтворення водних ресурсів України, та сприяє впровадженню оптимальних форм управління екологічною безпекою техногенно трансформованих водних екосистемам (ТТВЕ). Розроблення механізмів оптимізації системи управління екологічною безпекою техногенно трансформованих водних об'єктів за басейновим принципом управління, дозволить запобігти їх кількісному та якісному виснаженню, нераціональному використанню та техногенним трансформаціям на різних ієрархічних рівнях розвитку, за рахунок інтенсифікації компенсаційного механізму біотичної саморегуляції.

Більшість екологічних проблем сьогодення пов'язані із соціально-економічними аспектами виробничої промислової діяльності. Сучасний період взаємодії суспільного промислового виробництва та навколишнього природного середовища (НПС) характеризується

порушенням гідрологічного режиму в процесі розвитку річкових екосистем. Серед найбільш загрозливих екологічних проблем є якісне та кількісне виснаження басейнів річок України. Нині в країні вже фіксуються не локальні (регіональні), а басейнові (адміністративно-державні) екологічні проблеми водних екосистем різних ієрархічних рівнів організації – основи життя та добробуту суспільства.

Річкові об'єкти України, в основному, забруднені за рахунок надходження до них понаднормативних концентрацій забруднюючих речовин антропогенного походження, а за таких умов розвитку водних екосистем в них формуються функціональні умови техногенно-зумовленого характеру, які виникають в результаті внутрішньоводоймних структурно-функціональних змін.

Наслідком цих змін є дисбаланс між функціонуванням біотичної складової і абіотичної складової водної екосистеми, що призводить до порушення гомеостазу, біогеохімічних циклів, втрат водними екосистемами екологічної ємності та інших трансформацій техногенного походження, які негативно відображається на екосистемному способі життя біоти, основної рушійної сили (біотичний потенціал) та гаранту збереження екозбалансованого розвитку середовища свого існування. Оскільки, поверхневі води, різних ієрархічних рівнів організації, представляють собою високоорганізовані гідроекосистеми (ГЕ), які складаються із живих (біоценозів) і неживих (біотопів) компонентів, що функціонують збалансовано, як єдине ціле. При інтенсивному техногенному навантаженні у водних екосистемах різних ієрархічних рівнів організації, відбувається втрата екологічного балансу, за рахунок порушення речовинно-енергетичного обміну. За таких умов розвитку водних екосистем порушується стабільність (екозбалансований розвиток) функціонування, наслідком чого є виникнення

незворотних деградаційних процесів та втрати водним середовищем здатності до самовідновлення. Що в свою чергу, призвело до формування функціональних умов техногенно зумовленого характеру розвитку.

Техногенно трансформованими вважаються водні екосистеми, змінені антропогенною діяльністю понад 50%. За таких умов в Україні практично всі ГЕ є техногенно трансформованими, кількісно та якісно виснаженими, до того ж в нашій країні екологічний стан річок на 61% не відповідає діючим санітарно-гігієнічним нормативам, що підтверджує техногенно-обумовлений характер їх розвитку. Техногенно трансформовані водні екосистеми (ТТВЕ) – структурно-функціонально змінені поверхневі водні об’єкти, які сформувалися внаслідок прямих або опосередкованих техногенних впливів, під дією чинників зовнішніх і внутрішніх процесів та втратили здатність до самовідновлення. Такі поверхневі водні об’єкти вже не спроможні чинити опір процесу формування техногенних трансформацій, оскільки за рахунок зниження інтенсивності механізму біотичної саморегуляції в них втрачено стійкість до дії техногенних чинників чинників і вони потребують втручання людини для забезпечення еколого-збалансованого функціонування в нових техногенно трансформованих умовах.

До 2020 року, відповідно до Закону України «Про основні засади (стратегії) державної екологічної політики Уаїни до 2030 року» від 28.08.2019 р. №2697-VIII в Україні повинно бути забезпечене впровадження системи інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом.

Основним об’єктом басейнового принципу управління водними ресурсами виступає річковий басейн. Серед дев’яти басейнів України найбільш техногенно трансформованим є басейн Дніпра, оскільки у

басейновому розрізі найбільша кількість недостатньо очищених зворотних вод надходить саме до нього – 802 млн. м^3/рік. Внаслідок чого екологічний стан цього басейну характеризується як критичний і потребує впровадження удосконаленого інтегрованого басейнового принципу управління екологічною безпекою. А оскільки системоутворюючою основою ТТВЕ є басейнова система, тому єдиний шлях збереження екозбалансованого розвитку ГЕ, за умов постійних багатофакторних техногенних впливів є забезпечення екологічної еквівалентності між дестабілізуючою дією техногенних чинників та наслідків проявів їх водними об’єктами.

Таким чином, реалізація басейнового принципу (на прикладі ділянки басейну Дніпра) управління екологічною безпекою техногенно трансформованих водних об’єктів, з урахуванням ієрархічних рівнів їх розвитку, дозволяє створюючи умови еколого-безпечного розвитку техногенно-зумовлених ділянок річки Нивки (еколого-ландшафтний ефект) та Ірпінь (еколого-водогосподарський ефект для водойм рибогосподарського і рекреаційного призначення).

Вирішенням проблем екологічної безпеки водних ресурсів займались такі вчені як: Архипова Л. М., Білявський Г.О., Бондар О. І., Гриб Й. В., Дмитриков В. П., Ісаєнко В. М., Осадчий В. І., Павличенко А. В., Петрук В. Г., Удод В. М., Улицький О. А., Шмандій В. М., Шматков Г. Г., Яцик А. В. та інші. Визначенням оцінки екологічного стану водних екосистем, в зоні впливу техногенних об’єктів займались Міхєєв О. М., Пічура В. І. Протасов О. О. та інші. Дослідженням екологічного стану басейну Дніпра присвячені праці: Романенка В. Д, Александрової Н. Г., Афанасьєвої С. О. Будкіної Л. Г., Данильченка О. С., Линника П. М., Лисецького Ф. М., Пилипенко Ю. В. та інших.

Слід зазначити, що незважаючи на їх вагомий внесок проблема зниження негативних наслідків техногенного впливу на екологічний стан районів річкових басейнів залишається актуальною. Розвиток наукових основ управління екологічною безпекою поверхневих водних об’єктів за басейновим принципом, які враховують закономірності впливу чинників на процес формування їх техногенно трансформованого стану та інтенсивність компенсаційного механізму біотичного саморегулювання, є підґрунтям створення передумов зниження негативних наслідків техногенного впливу на екологічний стан поверхневих водних об’єктів та на якість водних ресурсів в районах річкових басейнів.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційне дослідження виконувалось відповідно до міжнародної програми ООН з довкілля – UNEP (United Nations Environment Program) з урахуванням положень Водної Рамкової Директиви Європейського союзу, а також Законів України: «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом» від 04.10.2016 р. №1641-VIII; «Про Загальнодержавну програму «Питна вода України» на 2006–2020 роки» від 03.03.2005 р. №2455-IV; «Про основні засади державної екологічної політики Уряїни до 2020 року» від 21.12.2010 р. №2818-VI; «Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну р. Дніпра на період до 2021 року» від 18.05.2017 р. №336; у рамках виконання науково-дослідних робіт у Національному авіаційному університеті МОН України: «Екотоксикологічна оцінка водних об’єктів мегаполісу на прикладі м. Києва» (№ ДР 0117U002372) та «Застосування методики інтегральних систем індикаторів для оцінки стану техноприродних гідроекосистем»

(№ ДР 0118U004286), у яких здобувач була відповідальним виконавцем та науковим керівником відповідно.

Мета і завдання дослідження.

Мета роботи – розвиток наукових основ управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів за басейновим принципом, які враховують закономірності впливу чинників на процес формування їх техногенно трансформованого стану та інтенсивність компенсаційного механізму біотичного саморегулювання.

Для досягнення поставленої мети визначено та поставлено до вирішення такі ***завдання*** досліджень:

– проаналізувати основні причини та наслідки техногенного впливу на екологічний стан поверхневих водних об'єктів та виявити шляхи зниження його негативних наслідків;

– обґрунтувати методи і методики проведення теоретичних та експериментальних досліджень, а також методологію впровадження інтегрованого підходу в систему управління екологічною безпекою водних ресурсами за басейновим принципом;

– провести дослідження механізмів змін та трансформації речовинно-енергетичного балансу на різних ділянках басейну р. Дніпра, проаналізувати причини і наслідки цих змін та створити відповідну геоінформаційну базу даних;

– спрогнозувати динаміку просторово-часових змін екологічного стану поверхневих водних об'єктів на прикладі ділянки басейну р. Дніпра;

– провести дослідження процесів відновлення самоочисної здатності поверхневих водних об'єктів в умовах техногенних впливів та закономірностей функціонування цих процесів;

– обґрунтувати перелік індикаторів екологічності, спроможних у сукупності відслідковувати структурно-функціональні зміни

внутрішньоводоймних процесів та з їх застосуванням розробити систему управління екологічною безпекою поверхневих водних об’єктів;

– обґрунтувати параметри та схемне рішення, створити і апробувати біоінженерну систему інтенсифікації компенсаційного механізму біотичної саморегуляції;

– розробити, апробувати та впровадити систему керування процесами самоочищення техногенно трансформованих басейнів річок.

Об’єкт дослідження – процес формування техногенно трансформованого стану поверхневих водних об’єктів та системи управління їх екологічною безпекою.

Предмет дослідження – взаємозв’язки та взаємодії чинників впливу на процес формування техногенно трансформованого стану поверхневих водних об’єктів та ефективність системи управління їх екологічною безпекою.

Ідея роботи полягає у зниженні негативних наслідків техногенного впливу на екологічний стан річкових басейнів шляхом застосування удосконаленого басейнового принципу управління їх екологічною безпекою на підґрунті наукових основ, які враховують закономірності впливу чинників на процес формування їх техногенно трансформованого стану та інтенсивність компенсаційного механізму біотичного саморегулювання.

Методи дослідження. У роботі використано комплексний системний підхід, який включав як теоретичні, так і експериментальні методи. Серед теоретичних методів застосовано: інтерпретації отриманих результатів; статистично-математичний для оброблення експериментальних даних та узагальнення отриманих результатів, математичного моделювання, математичного прогнозування та гідроаналітичний. Для встановлення причин порушення екологічної рівноваги і втрати самоочисної здатності водними об’єктів в лабораторних умовах застосовано такі експериментальні методи: гідрохімічні, гідробіологічні, фізико-хімічні та

токсикологічні. Під час експериментальних досліджень зі встановлення здатності макрофітів проростати в наплавному блоці біоінженерної системи без укорінення в польових умовах було застосовано метод спостереження, як елемента системи керування екологічною безпекою поверхневого водного об'єкта.

Наукова новизна одержаних результатів полягає у розвитку наукових основ управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів за басейновим принципом, які враховують закономірності впливу чинників на процес формування їх техногенно трансформованого стану та інтенсивність компенсаційного механізму біотичного саморегулювання. При цьому:

уперше

– розроблено науково-методологічні основи інтегрованого підходу в системі басейнового принципу управління екологічною безпекою техногенно трансформованих поверхневих водних об'єктів, який на відміну від відомих, ураховує ієрархічні рівні їх організації, що створює передумови зниження негативних наслідків техногенного впливу на якість водних ресурсів у районах річкових басейнів;

– запропоновано наукові основи відновлення інтенсивності компенсаційного механізму біотичної саморегуляції та науково обґрунтовано, що основною причиною техногенних трансформацій поверхневих водних об'єктів різних ієрархічних рівнів є порушення когерентної взаємодії між біотичною та абіотичною складовими, що призводить до зниження інтенсивності компенсаційного механізму їх біотичної саморегуляції;

– доведено, що застосування в системі управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів індикаторів (контролю «Дія», «Стан», «Реагування»; екологічної відповідності структурно-функціональних

можливостей; втрат (незворотності) процесу самоочищення; стійкості; ризику розвитку техногенних трансформацій) забезпечує об’єктивне відслідковування структурно-функціональних змін внутрішньоводоймних процесів, що є науковим підґрунтям прийняття управлінських рішень із забезпечення екологічної безпеки поверхневих водних об’єктів;

– обґрунтовано схемні рішення та параметри біоінженерної системи, скомбінованої з двох складових блоків – берегового і наплавного, застосування якої дозволяє одночасно очищувати всю товщу водного середовища з інтенсифікацією компенсаційного механізму біотичної саморегуляції поверхневих водних об’єктів;

– встановлено, що техногенні трансформації у поверхневих водних об’єктах нівелюються за рахунок дії компенсаційного механізму біотичної саморегуляції в результаті адаптації біотичних складових до свого нового зміненого середовища існування, що дозволяє удосконалити форми управління екологічною безпекою поверхневих водних об’єктів;

удосконалено:

– класифікацію груп понять екологічної безпеки, яку на відміну від існуючих, доповнено структурно-функціональними показниками водних об’єктів та їх максимально допустимих параметрів, що дозволило запропонувати інтегровану індикаторну кількісну шкалу величин-градацій оцінки стану поверхневих водних об’єктів;

– систему басейнового принципу управління екологічною безпекою техногенно трансформованих поверхневих водних об’єктів, яка на відміну від існуючих, управляє інтенсивністю їх компенсаційного механізму біотичної саморегуляції;

набуло подальшого розвитку:

– уявлення щодо доцільності застосування біотичного потенціалу поверхневих водних об'єктів як кількісного індикатора структурно-функціональних змін компенсаційного механізму їх біотичної саморегуляції з обґрунтуванням його використання в системі контролю та управління за басейновим принципом екологічною безпекою зазначених об'єктів, на відміну від застосування як контрольного параметра лише значення гранично допустимих концентрацій забруднювальних речовин, передбаченого адміністративно-територіальним принципом.

Практичне значення отриманих результатів полягає у створенні передумов зниження негативних наслідків техногенного впливу на екологічний стан поверхневих водних об'єктів та якість водних ресурсів річкових басейнів.

Результати дисертаційних досліджень використано:

– Солом'янською районною в м. Києві державною адміністрацією шляхом впровадження пілотного проекту запропонованої штучної біоінженерної системи, що дозволило відновити якісні характеристики вод р. Нивка до нормативних показників та відновити властивість річки як об'єкт рекреаційного призначення (ДОДАТОК Б);

– ТОВ НІЦ «Потенціал-4» шляхом впровадження у проектну документацію для контролю, що дозволило покращити екологічний стан малих річок за такими показниками: зниження концентрації нафтопродуктів та сполук металів токсичної дії на 50 %; зниження значення показника ХСК та $БСК_5$ на 20 %; приведення значення загального органічного вуглецю до нормативних вимог (ДОДАТОК В);

– ТОВ НВО «Етна» шляхом впровадження у проектну документацію та під час розроблення очисних споруд промислових підприємств, що дозволило модернізувати технологічні схеми очисних споруд та

підвищити ефективність очищення стічних вод промислових підприємств (ДОДАТОК Г);

– Національним авіаційним університетом для студентів спеціальності 101 «Екологія» під час викладання дисциплін «Загальна екологія та неоекологія» (ДОДАТОК Д) і «Техноекологія», «Урбоекологія» (ДОДАТОК Е).

Особистий внесок здобувача полягає в аналізуванні стану проблеми, формуванні і доведенні положень дисертаційної роботи, постановці завдань і програм досліджень, розробленні концептуальних принципів оптимізації форм системи управління екологічною безпекою ТТВЕ, участі у проведенні експериментальних досліджень, обробленні їх результатів, узагальненні отриманих результатів, прогнозуванні змін розвитку ділянки басейну Дніпра, формулюванні висновків, конструюванні пілотної установки біоінженерної системи інтенсифікації компенсаційного механізму біотичної саморегуляції та оцінюванні ефективності її функціонування.

Основні наукові положення, що містяться в дисертації (ДОДАТОК А), отримані автором самостійно і опубліковані одноосібно [2, 7, 9, 11, 12, 14, 23, 28, 34, 35, 37, 42–44, 47, 49, 52, 55, 57–60]. У публікаціях у співавторстві здобувачу належать: у роботі [1] – формування ідеї, постановка мети та завдань, формування висновків, інтерпретація результатів досліджень; у роботах [3, 6, 24, 29] – розроблення методики досліджень, планування експерименту, аналіз, уточнення результатів і формування висновків; у роботах [8, 10, 17, 27, 31] – формування мети, постановка завдань, удосконалення методики доочищення стічних вод, інтерпретація та узагальнення результатів, формування висновків; у роботах [5, 13, 16, 26, 53] – формування алгоритму встановлення еколого-безпечного функціонування ТТВЕ за умов постійного надходження модифікуючих впливів, узагальнення

результатів та оформлення висновків; у роботах [4, 15, 39] – планування експерименту щодо збільшення буферності поверхневих вод, розроблення методики досліджень, аналіз результатів і формування висновків; у роботах [22, 25, 30, 41, 51] – планування експериментів, постановка задач та формування мети щодо встановлення параметрів еколого-безпечного функціонування гідроекосистем з інтенсивним техногенним впливом, написання висновків; у роботах [33, 54] – розроблення методики індикаторного контролю, інтерпретація та узагальнення отриманих результатів; у роботах [21, 50] – розроблення математичних моделей, уточнення, оброблення результатів та формування висновків; у роботах [48] – розроблення методики досліджень механізму біотичної саморегуляції, формування мети, завдань та висновків; у працях [18, 32, 56] – формування ідеї, розроблення методики і програми досліджень, узагальнення результатів щодо адаптаційних можливостей макрофітів та сприяння їх відновленню інтенсивності механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ; у роботах [19, 20, 31, 45, 46] – розроблення методики відновлення самоочисної спроможності ТТВЕ, конструювання пілотної установки, узагальнення отриманих результатів; у працях [36, 38, 40] – постановка завдань, планування експериментів, формування висновків, що підтверджують можливість відновлення самоочисної здатності техногенно заангажованих водних екосистем.

Апробація результатів дисертації. Основні положення теоретичних та практичних досліджень за напрямом дисертаційної роботи доповідались, обговорювались і були схвалені на 27 наукових конференціях, симпозіумах та конгресах різних рівнів, а також опубліковані у відповідних наукових виданнях, серед них: Міжнародна науково-практична конференція «Природокористування і сталий розвиток: економіка, екологія, управління» (Ірпінь, 2014); IV Міжнародна науково-практична конференція «Аеропорти –

вікно в майбутнє» (Київ, 2014); VIII Международная научно-практическая конференция «Современные тенденции развития науки и технологий (Россия, Белгород, 2015); III Міжнародна науково-практична конференція «Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства» (Тернопіль, 2016); X Всеукраїнська науково-практична конференція «Екологічна безпека держави» (Київ, 2016); Всеукраїнська науково-практична конференція «Біотехнологія XXI» (Київ, 2016); Всеукраїнська науково-практична конференція «Вода: проблеми та шляхи вирішення» (Рівне, 2016); VII Всесвітній Конгрес «Авіація в XXI столітті» (Київ, 2016); XVI Всеукраїнська науково-практична конференція «Актуальні проблеми енергетики та екології» (Одеса, 2016); III Міжнародна науково-практична конференція «Водокористування: технології, споруди, менеджмент» (Київ, 2016); Міжнародна науково-практична конференція «Екогеофорум-2017. Актуальні проблеми та інновації» (Івано-Франківськ, 2017); XXIV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН України (Київ, 2017); XV Міжнародна наукова конференція «Шевченківська весна» (Київ, 2017); XIII Міжнародна науково-технічна конференція «АВІА-2017» (Київ, 2017); V Міжнародна науково-практична конференція «Середовище, оточуюче людину: природне, техногенне, соціальне» (Бердянськ, 2017); I Міжнародна науково-практична конференція «Збалансоване природокористування: традиції, перспективи і інновації» (Київ, 2017); VI Міжнародна науково-практична конференція «Проблеми хіммотології» (Київ-Львівська обл., 2017); Міжнародний симпозіум «ISSA 2017: Сталий розвиток авіації» (Київ, 2017); VI Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Вінниця, 2017); XV Міжнародна науково-технічна конференція «Проблеми екологічної безпеки» (Кременчук, 2017); V Міжнародна науково-практична конференція «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти» (Київ, 2017);

II спеціалізований Міжнародний екологічний форум «Еко Форум – 2018» (Запоріжжя, 2018); XIV Міжнародна науково-практична конференція «Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення» (Миколаїв-Очаків, 2018); XIV Міжнародна науково-практична конференція «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи» (Львів, 2018); VIII Всесвітній конгрес «Авіація у XXI столітті. Безпека в авіації та космічні технології» (Київ, 2018); VIII Всеукраїнська науково-практична Інтернет-конференція «Техногенно-екологічна безпека України: стан та перспективи розвитку» (Ірпінь, 2018); II Міжнародна науково-практична конференція «Збалансоване природокористування: традиції, перспективи і інновації» (Київ, 2018).

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається з анотації, переліку умовних позначень, вступу, шести розділів, загальних висновків, списку використаних джерел з 424 найменувань, а також 15 додатків. Загальний обсяг дисертації – 385 сторінки друкованого тексту, з них обсяг основного тексту – 280 сторінок. Робота містить 17 таблиць, 61 рисунок.

РОЗДІЛ 1
АНАЛІЗ ОСНОВНИХ ПРИЧИН ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ТА ВИЯВЛЕННЯ ШЛЯХІВ ЗНИЖЕННЯ ЙОГО НЕГАТИВНИХ НАСЛІДКІВ

Відповідно до основних напрямів міжнародної та державної екологічної політики важливим стратегічним завданням природоохоронної діяльності є здійснення оцінювання глибини антропогенних перетворень складових біосфери з метою визначення допустимих меж хімічних техногенних впливів для подальшого розроблення природоохоронних заходів [1–17].

Часткова втрата біосферою екологічного балансу стала причиною формування техносфери, що призвело до трансформації природних режимів розвитку всіх складових біосфери [18–29]. Порівнянно з атмосферою та літосферою більш інтенсивних техногенних впливів, кількісного та якісного виснаження зазнають різні складові гідросфери [30–43] (у першу чергу – річкові ГЕ): від малих до великих річок та їх басейнів.

Малі та середні річки суходолу виступають основним джерелом поповнення водою неналежної якості великих річок. Тобто, великі річки зазнають опосередкованих техногенних змін згідно з принципами ієрархічної єдності водних екосистем, завдяки забрудненню середніх та малих річок [44–48]. Щороку погіршується якісний склад малих і середніх річок (передусім малих) у міру посилення антропогенного навантаження на природні режими малих річок, які є джерелом забруднення середніх річок, які свєю чергою, впливають на наступні структурні одиниці водних систем річок басейнів [49–56].

Поверхневі води є незамінними природними ресурсами економічного та соціального розвитку країни. Переважна більшість річок держави має техногенно-зумовлений характер розвитку [57–72] внаслідок понаднормативних скидів (ДОДАТОК Ж). Відповідно до рейтингу ЮНЕСКО, за рівнем якості вод та раціонального водокористування з-поміж 122 країн світу Україна посідає 95 місце [73]. А це свідчить про необхідність удосконалення системи управління екологічною безпекою поверхневих водних екосистем для їх раціонального водокористування та забезпечення еколого-безпечного функціонування. Отже, підвищення рівня екологічної безпеки водних об'єктів в умовах інтенсивного техногенного впливу, є важливим актуальним завданням для всіх водних басейнів України [74–83]. Значне багатостороннє і довготривале використання водних ресурсів у різних сферах суспільної діяльності стало причиною істотних антропогенних змін не лише річок, а й їх водозбірних басейнів. Що своєю чергою завсідчило, що забезпечення екозбалансованого розвитку річкових екосистем рибогосподарського та рекреаційного призначення є одним із найважливіших завдань сучасності, зумовлене діяльністю промислових виробництв [84–87].

Поява техногенно трансформованих водних об’єктів стала закономірною складовою структури екологічної ієрархії природних систем, розвиток яких спричинених модифікуючою дією антропогенних чинників. Найбільші структурно-функціональні зміни в ієрархії природних систем відбуваються у басейнах великих річок, якість вод яких залежить від гідрографічних структур їх формування [89–101].

Саме такими гідрографічними структурами є малі та середні річки, які зазнають найбільшого антропогенного навантаження від

соціально-економічної діяльності суспільства внаслідок не завжди дієвої природоохоронної діяльності [78, 102].

Науковий аналіз сучасних тенденцій і перспектив розвитку ТТВЕ засвідчив [103–114], що розвиток природних систем вже обумовлюється не соціально-екологічними, а соціально-економічними чинниками. І тому, техногенно заангажовані малі та середні річки являють великі екологічні проблеми, що позначаються на природних режимах, на соціально-економічних потребах, на життєдіяльності суспільства будь–якої країни, у тому числі і України [115–121].

Специфіка проблеми малих та середніх річок пов'язана з економікою регіону, з його урбанізацією, сільськогосподарським освоєнням регіону, із категорією використання вод [122–131]. Проте цілком очевидно, що питання структурно-функціональних особливостей гідрологічного розвитку того чи іншого басейну, експлуатація та охорона малих, середніх та великих річок – це взаємопов'язані аспекти однієї комплексно,ї загальної, економічної, соціальної й екологічної проблеми, вирішення якої можливо за умови сприйняття її як єдиної цілої [132–139].

Проблема стабільного функціонування водних екосистем різних рівнів забруднення характерна для всіх річкових басейнів України без винятку, оскільки на даному етапі не залишилось водних об'єктів з непорушним станом динамічної рівноваги [74–80]. В Україні майже всі ГЕ техногенно заангажовані, кількісно та якісно виснажені, якість вод більшості з них за рівнем забруднення (на 61 %) не відповідає діючим нормативним показникам [140–150]. Проте найбільшого забруднення, відповідно і трансформацій, зазнає басейн Дніпра (ДОДАТОК З) [151–161].

Основними причинами техногенних трансформацій водних об'єктів і дисбалансу їх функціонування є високий рівень техногенного навантаження за рахунок інтенсивного розвитку техногенезу, заснованого на використанні

ресурсного і технологічного потенціалів, що, свою чергою, неминуче призводить до ентропії, порушення гомеостазу та дисбалансу в системі «природне середовище–техногенно змінене середовище» [2, 18–20, 25, 31, 89, 112]. В Україні тенденція до техногенної трансформації водних екосистем щороку зростає, оскільки до поверхневих вод скидається близько 7,7 млрд. $м^3$ недоочищених стічних вод [141, 145, 147].

Ураховуючи якісний склад більшості рівнинних річкових екосистем України [16, 17, 50, 60, 75–83], динаміка змін їх розвитку може бути представлена у вигляді схеми формування техногенно-обумовленого характеру якості вод з високим рівнем техногенного навантаження (рис. 1.1).

Рис. 1.1. Схема формування техногенно-обумовленого характеру якості вод водних екосистемах з високим рівнем техногенного навантаження

За підсумками змін розвитку екологічних параметрів та їх гідрохімічних і гідробіологічних показників можна передбачити відгуки біоти на трансформації середовища їх існування як суттєве доповнення характеристики водного об’єкта, щодо оцінки зовнішніх техногенних впливів на нього та як результативний чинник – визначення класів якості вод за стандартними методиками [151, 152].

Водночас огляд сучасних робіт [18, 19, 25, 30, 31, 45, 162–173] свідчить, що згідно з другим законом термодинаміки живі організми поверхневих водних об’єктів перешкоджають процесу формування техногенно-зумовленого розвитку та загальному процесу зростання ентропії [174–204], що є суттєвою факторною ознакою біотичної активності гідробіонтів і відповідає синергетичним процесам у водних екосистемах, за умов постійного надходження техногенних впливів.

1.1. Екологічна характеристики стану поверхневих водних об’єктів України

Для ефективного управління водними ресурсами необхідно мати чіткі уявлення про механізми, які дозволяють водному об’єктові протидіяти та чинити опір багатофакторним техногенним впливам, при цьому не втрачаючи структурно-функціональних властивостей [205–212].

Значущість теорії біотичного регулювання, в тому числі і у водних екосистем, зводиться до того, що вона визначає поріг стійкості водного середовища та дає можливість кількісно охарактеризувати межі стійкості водного середовища [22, 27, 66, 84, 99, 101, 121, 206, 213]. Перевищення меж стійкості відображається на збалансованості біоти, відповідно і на середовищі їх існування. Компенсаційний механізм біотичної саморегуляції водних екосистем більшості басейнів річок України вже втрачений [24, 54,

57, 65 73], а це є вкрай небезпечним явищем, оскільки біосферна концепція стійкого розвитку передбачає покращення життя суспільства за умови збереження компонентів природного середовища в обсязі, який спроможний забезпечити його стійкий еколого-збалансований розвиток, з урахуванням системи промислового виробництва [223–227, 230, 231, 236].

В європейських економічно розвинутих країнах, на сучасному етапі розвитку, замість заходів, спрямованих на зниження техногенного впливу за рахунок скорочення викидів антропогенного походження, впроваджують природоохоронні заходи з відновлення інтенсивності механізму біотичної саморегуляції. Наприклад, для зменшення викидів, які призводять до виникнення парникового ефекту й зміни клімату, висаджують «поглинальні плантації». Тобто, для підвищення супротиву біосфери збільшується площа фітокомпонентів, за рахунок висаджування плантації швидкозростаючих дерев, які поглинають надлишок CO_2 в еквіваленті надлишку чадного газу, який можуть поглинути штучно створені біоценози [84, 85, 87, 164, 228, 232]. Екологічна стійкість – це властивість водного середовища зберігати пружну динаміку природного розвитку в умовах постійного надходження чинників техногенного впливу. Потенційна екологічна стійкість – це стійкість водного середовища, яка визначається за прямими або усередненими ознаками без урахування конкретного техногенного впливу [18–20, 139, 200].

Прикладне значення порівняльного аналізу потенційної екологічної стійкості техногенно трансформованих річкових басейнів в умовах постійного техногенного навантаження зводиться до створення інформативної бази для «рівномірного» розподілення екологічного навантаження, оскільки техногенно заангажований річковий басейн у меншою екологічною стійкістю повинен підлягати

меншому техногенному навантаженню. Порівнювати потенційну екологічну стійкість водного середовища, наприклад, на території, прилеглій до аеропортів, необхідно методами стохастичної кваліметрії за параметрами, наведеними в табл. 1.1 [236].

Таблиця 1.1

Параметри, що характеризують екологічну стійкість складових довкілля на територіях, прилеглих до аеропортів

Параметри	Ознака
Середня питома біомаса рослинності, ц/га	З підвищенням питомої біомаси рослинності зростає потенційна здатність екосистеми протистояти техногенним навантаженням за рахунок розширення діапазону несприйнятливості до несприятливих екологічних чинників
Середня питома біопродуктивність рослинної біомаси, ц/га рік	З підвищенням питомої біопродуктивності рослинності зростає потенційна здатність екосистеми протидіяти техногенному навантаженню за рахунок збільшення потенціалу компенсаційного механізму біотичної саморегуляції
Максимальний річний перепад температур повітря, °С Максимальний річний перепад кількості опадів, мм	Максимальні перепади річних температур повітря, кількості опадів у НПС опосередковано свідчать про широкий діапазон несприйнятливості природних екосистем до несприятливих екологічних факторів
Сумарний річний річковий стік, км^3/рік Середньорічна швидкість вітру, м/с	Що вищий річний сумарний річковий стік і середньорічна швидкість вітру, то вищий потенціал самоочищення водної екосистеми за рахунок пришвидченого виносення забруднювачів за її межі
Річна доза ультрафіолетової радіації, Вт·год/м^2 Кількість діб у році з грозами, днів/рік	Що більша річна доза ультрафіолетової радіації і чим частіші грози, то вищий потенціал самоочищення екосистеми за рахунок розкладу органічних атмосферних домішок під дією УФ-випромінювання, пришвидченого очищення продуктів техногенезу в умовах гроз і вимивання їх дощем

Аналіз даних таблиці свідчить, що наведені параметри є універсальними для різних типів забруднень. Проте вони не спроможні достатньо охарактеризувати певні типи механічних техногенних дій. Характеристика екологічної стійкості складових компонентів за запропонованими параметрами дозволяє надати якісну оцінку потенційної екологічної стійкості різних компонентів біосфери на територіях, прилеглих до підприємств промислового виробництва, та дослідити динаміку її зміни під впливом техногенних процесів, зумовлених діяльністю промислових підприємств.

У природних поверхневих водних екосистемах в результаті антропогенних впливів відбуваються техногенні трансформації, зумовлені зміною сукупності параметрів водного середовища, за рахунок порушення гомеостазу, біогеохімічних циклів, втрати екологічної ємності та інших змін внутрішньоводоймних процесів [178].

Стабільність гомеостатичних параметрів в екосистемах є центральною ланкою в сучасній екології природокористування, яка, на відміну від «Геккелівської екології», орієнтована на виявлення прихованих взаємозв’язків та взаємодій на основі встановлення загальних екологічних законів [100, 125, 145, 197, 202]. Стійкість ГЕ пов'язана з її здатністю витримувати зміни спричинені постійнодіючими багатофакторними техногенними впливами, і повертатися в початковий стан, зберігаючи свої структурно-функціональні особливості розвитку незмінними.

Визначення стійкості поверхневих водних об’єктів до дії того чи іншого техногенного чинника обумовлено тим, що одні техногенні впливи призводять до незначних змін в структурі та функціонуванні екосистеми (висока екологічна ємність екосистеми), інші ж,

навпаки, спроможні спричинити значні порушення у внутрішньоводоймних процесах та взаємозв'язках, які вже склалися в екосистемі, і вивести її зі стану рівноваги (ємність екосистеми доволі обмежена). За рахунок цього, у водних екосистемах в умовах постійного надходження техногенних впливів виокремлюють два види стійкості [178, 237]:

– *пружну стійкість* (характеризує міру швидкості повернення системи в початковий стан);

– *стійкість опору* (характеризує здатність системи уникати змін).

Для екосистем, зокрема, водних, характерно мати кілька станів динамічної рівноваги, і тому екосистемну стійкість не доречно розглядати з позиції стійкості механічних систем, оскільки після стресового впливу екосистема, найчастіше, повертається не в стан рівноваги, з якого була виведена, а в новий стан, за якого початкова структура зазнала певних порушень, проте не втратила стабільності [178, 201, 204, 207–209, 217].

Отже, важливим і актуальним завданням для впровадження системи управління екологічною безпекою техногенно трансформованих басейнів річок є кількісне оцінювання техногенних перетворень та меж можливого тиску техногенних чинників, які можуть порушити стійкість ГЕ за умов постійного надходження. А це можливо досягти за рахунок зміщення акцентів під час гідрохімічних досліджень стану ГЕ в бік екологічної ємності екосистем.

Поняття екологічної ємності є похідним від поняття несучої ємності «carrying capacity». Концепція несучої ємності базується на функції Verhulst та положеннях Odum. Проте сучасне уявлення про екологічну ємність стало більш великим і вийшло за рамки визначення лише кількості осіб у певному ареалі [178, 238].

Поняття екологічної ємності, відносно водних екосистем, уперше сформовано і викладено в роботах I. Moss [106], F. Cavalcante [107], M. Falkenmark [128], Liu Wei-Hong [231], О. Ф. Філенка [239], А. І. Корабльова [240], О. О. Протасова [19].

Екологічна ємність є важливим параметром, що характеризує збалансоване функціонування ГЕ і виступає інтегральним показником інтенсивності компенсаційних механізмів біотичної саморегуляції водного середовища. В даному випадку баланс екологічної ємності ГЕ виступає частиною інтегрального показника реагування гідросфери на екзогенні чинники антропогенного походження [178].

Уперше застосування екологічної ємності для комплексного екологічного оцінювання стану водного басейну було здійснено на прикладі району Вунь у басейні Тайського озера [94]. Проте цей підхід був переобтяжений великою кількістю різних даних, а саме: моделями MODIS, зображеннями тимчасової серії NDVI, геоінформаційними системами і технологіями, картами гідрологічних мереж, статистичними даними про населення та економічні показники, допоміжними даними у вигляді місцевих звітів, показниками, що характеризують щільність населення, економічне зростання, споживання водних ресурсів та навантаження на НПС. Встановлення параметра – екологічна ємність – дозволило описати граничні чинники НПС відносно до розвитку антропогенних впливів. Це стало вкрай важливим науковим результатом, який дав змогу обґрунтувати передумови вивчення причин та наслідків становлення техногенних трансформацій поверхневих водних об’єктів.

Проте результати визначення екологічної ємності, здебільшого, застосовувались для обліку економічних втрат (збитків) від скорочення водних ресурсів, а не як показник якісного контролю структурно-функціонального стану поверхневих водних об’єктів та індикатор механізму техногенної трансформації водного середовища з перспективою подальшого відновлення еколого-збалансованого розвитку і функціонування [19, 24, 60, 147].

В основі визначення ємності екосистеми лежить речовинно-енергетичний підхід, який широкомасштабно відображає уявлення щодо функціонування екосистем. Водні екосистеми в процесі перетворень енергії й речовини, трансформуються у форми, необхідні для підтримання гомеостатичних параметрів стійкості функціонування структур і зв'язків, що склалися в ГЕ. Види енергії і речовини, які не можуть трансформуватися в прийнятну для екосистеми форму, не залучаються в колообіг, а накопичуючись призводять до виведення екосистеми зі стану динамічної рівноваги. Тобто, певною міро, екологічна ємність визначає можливість ГЕ перетворювати енергію і антропогенні речовини, які в неї надходять, у форми, придатні для колообігу. Таким чином, екологічна ємність спроможна охарактеризувати потужність екосистеми, що здійснює трансформацію, міграцію і накопичення речовин, задіяних у колообіг. Порушення балансу енергії і речовини призводить до втрати стійкості водними екосистемами [178, 224, 226, 229, 231, 234].

Автори [18, 46, 94, 175] схиляються до думки, що екологічна ємність нерозривно пов’язана з речовинно-енергетичним балансом і тому визначення поняття екологічної ємності таке: екологічна ємність екосистеми – це максимальна кількість енергії і речовини, яка за певний проміжок часу може

бути залучена екосистемою в колообіг без суттєвого порушення її структурно-функціонального стану.

У роботі [19, 178] наведено формули для розрахунку кількості речовини та енергії яку залучає екосистема для оцінювання загальної самоочищувальної здатності водного об’єкта, що дозволить за допомогою методів математичного моделювання порівняти самоочищувальну здатність різних поверхневих водних об’єктів (водосховищ та річок). Отже, застосований математичний підхід до розрахунку екологічної ємності є доволі складним та переобтяженим великою кількістю параметрів.

Визначення екологічної ємності водних екосистем, з позицій вивчення речовинно-енергетичного балансу, дає уявлення про функціонування екосистеми під час процесів трансформації енергії і речовини, що надходять із зовнішнього середовища та повертаються до нього і дозволяє запропонувати оптимальні форми управління екологічною безпекою ТТВЕ. Оскільки, суть екологічної ємності зводиться до здатності водної екосистеми приймати певний об’єм техногенного навантаження без відчутної шкоди для неї. Тобто, екологічна ємність забезпечує здатність поверхневих водних об’єктів поглинати і нейтралізувати речовини токсичної дії антропогенного походження, характеризує збалансоване функціонування, стійкість екосистеми до впливу природних і антропогенних чинників, а отже, й рівень природно-техногенної безпеки водних об’єктів [18, 30, 226, 231, 233, 241].

Поряд з поняттям екологічної ємності, яке має визначальне теоретичне значення для розроблення наукових засад критеріїв оцінювання екологічної ситуації ГЕ в умовах постійного надходження багатофакторних техногенних впливів, широко використовується

поняття «самоочисна спроможність поверхневих вод», а також сукупність природних гідрологічних, хімічних і біологічних процесів, що протікають у забруднених водних об’єктах і направлених на відновлення початкових властивостей, і складу води, до впливу техногенних чинників [193, 196, 202, 207, 211, 214].

Самоочищувальна здатність водної екосистеми частково характеризується екологічною ємністю. Проте ці поняття мають істотну відмінність, а саме: екологічна ємність дозволяє виразити потенційну здатність водної екосистеми до стійкості та адаптаційних пристосувань у нових умовах, самоочищувальна ж здатність є наслідком цієї можливості і відображає результати функціонування поверхневих водних об’єктів в умовах конкретного техногенного впливу. Отже, самоочисна спроможність є одним з основних кількісних показників екологічної ємності [24, 46, 60, 94, 147].

Поняття самоочищувальної здатності, стійкості та екологічної ємності водних екосистем тісно пов'язані між собою і виступають найважливішими екологічними характеристиками поверхневих водних екосистем за умов постійного надходження модифікуючих антропогенних забруднювачів [19, 178].

Для ТТВЕ поняття екологічної відмови має методологічну специфіку, оскільки відносно до техногенно-обумовленої екосистеми інтерпретується як «подія», спричинена екологічною екстремальною ситуацією. Вивчення процесу екологічної відмови в ТТВЕ базується на основі концепції теорії надійності [33, 35, 67].

Екологічна відмова кількісно характеризується перевищенням значень конкретного виду антропогенного навантаження за межі екологічно сприйнятливого. Враховуючи, що антропогенні зміни тісно взаємопов’язані зі структурно функціональним розвитком водного середовища, то вихід за

межі екологічно допустимі, хоча б одного з видів антропогенних впливів призведе до неминучого порушення екологічної рівноваги і дисбалансу функціонування всього водного середовища. Розроблена така класифікація екологічних відмов [30, 33]: за місцем прояву, за причиною виникнення, за характером поведінки, за наслідками прояву, за методами відновлення втрачених властивостей системи.

Окрім екологічних відмов для удосконалення форм управління екологічною безпекою ТТВЕ має вагоме значення розуміння процесу абсолютних втрат, які визначають умови динамічної рівноваги водної екосистеми з позиції ймовірного зміщення природного балансу еколого-збалансованого функціонування. Оцінка ймовірного зміщення балансу функціонування водного об'єкта є об'єктивною характеристикою переходу природної екосистеми в граничний стан еколого-збалансованого функціонування за рахунок збільшення інтенсивності функціонування антропогенних впливів [33, 223, 226].

Аналітичний опис потенційної дисфункції природного балансу, який кількісно виражає ступінь небезпеки порушення балансу екологічної рівноваги характеризується [30, 225]: повним резервом природного джерела, що відповідає еколого-збалансованому функціонуванню ГЕ; використаним та залишковим резервом водного об'єкта; взаємозв'язками з абсолютними втратами.

1.2. Чинники впливу на умови формування еколого-небезпечних внутрішньоводоймних процесів та екологічний стан поверхневих водних об'єктів

Системоуторювальною основою ТТВЕ є басейнові системи [2, 4, 6, 19, 34, 42, 174], склад та властивості вод яких визначають

оптимальне функціонування біоценозів. За умов антропогенного впливу в екосистемах відбувається порушення екологічної рівноваги і змінюється кількісний склад води, що з часом призводить до докорінної їх трансформації і становлення нових, антропогенно-обумовлених умов розвитку і функціонування [20].

Зміна сукупності параметрів водного середовища річок басейнів сприяє порушенню гомеостазу [9–18 з 175–177] і формуванню різного ступеня забрудненості, а відповідно і перетворень. За рахунок техногенної трансформації інтенсивно змінюються природні режими водних екосистем [178, 179]. Такі зміни (за таких умов розвитку) викликані втратою водним середовищем здатності до самовідновлення, саморегенерації та виникнення незворотних деградаційних процесів, наслідком яких є порушення стабільного, екозбалансованого розвиту та формування функціональних умов техногенно-зумовленого характеру розвитку [178].

Екологічні еквіваленти промислового техногенезу [102] пов’язані з формуванням у ГЕ двох протидіючих напрямків − техногенний потік і біотична протидія (поява пристосовувальних реакцій біоти до дії техногенного впливу), які викликають певний рівень порушень їх структурно-функціональної організації в межах ТТВЕ [103].

У процесі трансформації речовина та енергії в поверхневих водних екосистемах перетворюються у форми необхідні для підтримки стійкого функціонування структур і зв’язків. Водна екосистема намагається утримати стійку динамічну рівновагу за рахунок забезпечення еквівалентності між дестабілізуючими забруднювачами, які надходять до ГЕ і їх відтоком, переходом в інші екосистеми, перерозподілом між структурними складовими системи [165, 166, 172, 182, 193].

Екологічна стійкість ТТВЕ базується на синергетичності ефектів деструктивного техногенного впливу, який є головним у формуванні самоочищувальної здатності і стабілізації стану водних екосистем в умовах постійного надходження техногенних впливів [174, 180–183].

Аналіз літературних досліджень показав, що оцінка екологічної безпеки техніко-змінених екосистем детально викладена у роботах таких учених: В.М. Шмандій [8], Л.М. Архипова [109], О.О. Міхєєв [18], В.І. Пічура [20], Г.І. Рудько [30], Г. О. Білявський [145], М. С. Мальований [184].

Аналіз результатів досліджень у сфері екологічної безпеки техногенно трансформованих екосистем свідчить [185–189], що існуюча загальна оцінка техногенних перетворень екосистем не враховує трансформаційні процеси, які відбуваються під час перетворень екосистем, а також лишається поза увагою вплив техногенних чинників на живі організми, зокрема на здоров'я населення у разі перевищення ГДК забруднювальних речовин антропогенного походження [18–20]. Що підтверджує актуальність досліджень і необхідність всебічного вивчення механізму біотичної саморегуляції в техногенно трансформованих екосистемах і визначення синергетичних процесів та взаємозалежності чинників еколого-збалансованого функціонування для забезпечення екологічної безпеки розвитку техногенно-зумовлених екосистем [182, 190].

Формування еколого-безпечного розвитку техногенно трансформованих екосистем має відбуватися за принципами еколого-збалансованості та гармонізації сталого розвитку екологічних системи і зводитися до відновлення когерентних взаємозв'язків між

зовнішніми і внутрішніми чинниками деструктивних процесів, які приводять до зниження рівня екологічної безпеки техногенно заангажованих екосистем.

Порушення речовинно-енергетичного балансу у водних екосистемах невпинно призводить до втрати ними стійкості [18–20, 191–200], оскільки речовини та енергії, які не спроможні трансформуватися в прийнятну для поверхневих водних об'єктів форму, не залучаються до колообігу [134, 147], а акумулюються і на певній стадії колообігу виводять водну екосистему зі стану динамічної рівноваги [178, 201–209]. А за таких умов на певному етапі розвитку починаються «коливальні» процеси, унаслідок яких відбувається докорінна перебудова природних водних екосистеми [210–217] і трансформація їх у техногенно-зумовлені, що неминуче призводить до дисфункції, дисбалансу та дисорганізації їх структури. А це, викликає зміни у складі води та умовах водокористування [218]. Такі трансформовані водні екосистеми вже не мають необхідної внутрішньої стійкості, в них порушується механізм саморегуляції [219–222], а за таких умов вони потребують постійного втручання людини, для забезпечення стабільності свого функціонування в нових умовах [178].

Гідроекосистеми вважаються трансформованими, техногенно-зумовленими у випадку, якщо вони більш ніж на 50 % змінені антропогенною діяльністю [162]. У цих екосистемах під дією екотоксикантів антропогенного походження починається процес формування техноємності та незворотні трансформації. Таким чином, техногенез виступає основним чинником формування ТТВЕ.

Новосформовані екосистеми не можна вважати цілком природними, а доцільно, на думку автора [178], застосовувати відносно до них поняття «техногенно трансформовані», оскільки під час процесів

формування антропогенних перетворень, склад басейнових систем, гідрохімічний режим, розвиток геосистемних досліджень, у сукупності створило передумови, які істотно вирізняють їх за функціональними ознаками від природних. До того ж, (схема циркуляції речовинно-енергетичного обміну в природній водній екосистемі, яка не зазнала впливу техногенних чинників,

значно відрізняється від характеру циркуляції речовини й енергії в техногенно трансформованому водному об'єкті [109,133, 134, 223, 224]. Як було вище зазначено, ТТВЕ – структурно-функціонально змінені поверхневі водні об'єкти, які сформувалися внаслідок прямих або опосередкованих техногенних впливів, під дією чинників зовнішніх і внутрішніх процесів та втратили здатність до самовідновлення [162].

Зазначені екосистеми характеризуються комплексом показників, яким, з одного – притаманні природні елементи і процеси природним екосистемам, а з іншого боку, елементи притаманні техногенним екосистемам, які визначають головні параметри та напрям функціонування системи [30, 31, 109, 134, 225].

ТТВЕ класифікуються за принципом функціонально-цілісної системи як матеріальна система в просторі, системоутворювальною основою якої є басейнова система. Ці екосистеми є системами відкритого типу, структурно-функціональні властивості середовища яких формуються як під впливом зовнішніх чинників, так і за рахунок внутрішних чинників [133, 226–229].

Посилення антропогенного впливу на ГЕ призвело до необхідності ефективного екологічного контролю стану поверхневих вод, який враховував би всі структурно-функціональні особливості розвитку природних систем різного ієрархічного рівня розвитку [230–235].

Стійкість трансформованих екосистем, які розвиваючись в умовах постійного надходження техногенних впливів, залежить від процесу, який обумовлює послідовність таких станів [213, 217]:

1) початковий еколого-урівноважений, сталий стан;

2) динамічний перехідний стан процесу трансформації;

3) відносно стійкий, кінцевий незмінний стан, за якого зникають динамічні процеси переходу.

Екосистема, що перебуває в умовах техногенних перетворень, визначається як нестійка, перехідний процес якої відображає інформацію про структурно-функціональні зміни заголом у системі. А це, своєю чергою, дає змогу встановити ймовірні шляхи, напрямки і алгоритм розвитку екосистеми на кожному з етапів становлення (від початкового до завершального) [182, 190, 213, 214, 217, 228].

З екологічного погляду, неможливо вивчити і зрозуміти механізм трансформацій водних екосистем без встановлення закономірностей взаємодії екологічних та антропогенних чинників. Оскільки стабільність розвитку ГЕ пов’язана з такими чинниками їх функціонування, як неоднорідність абіотичної та антропогенної складових у часі і просторі, за рахунок цього відбуваються структурно-функціональні зміни механізму біотичної саморегуляції водного середовища.

Відповідно до даних науково-технічної літератури [45, 54, 67, 68, 90, 92, 101, 125, 145, 188, 231], такі зміни пов’язані з неузгодженістю розвитку поверхневих водних об’єктів з основними законами і принципами загальної екології, що призводить до порушення

екологічної ємності водних екосистем та є поштовхом для зміщення динамічної рівноваги їх розвитку.

Науковий літературний пошук свідчить [175, 180, 191, 201–208, 215, 217, 233], що забезпечення стабілізації розвитку поверхневих водних об'єктів пов'язано з реалізацією механізму біотичної саморегуляції природних екосистем – передусім, збереження його інтенсивності, а для техногенно трансформованих екосистем –

його відновлення. Тобто, основним механізмом дотримання безпечного функціонування та стабільного розвитку ТТВЕ є процеси біотичної саморегуляції.

На сьогодні зміна динамічної рівноваги, живучість, сталість розвитку і безпеки розвитку водних екосистем, узгодженість пристосовувальних реакцій гідробіоценозів з динамічною рівновагою розвитку поверхневих водних об'єктів, узгодженість їх саморегулюючої здатності з рівнем екологічної ємності природних систем, узгодженість адаптаційних можливостей гідробіоценозів стосовно дії техногенних чинників, знаходяться поза увагою водокористувачів, відповідно і не можуть бути скоригованими відносно саморегулюючої здатності (процесів самовідновлення) поверхневих водних об'єктів і використаними у водоохоронній діяльності та залученими до системи управління екологічною безпекою ТТВЕ [102–104, 209, 216, 217, 223, 235].

Удосконалення форм управління екологічною безпекою передбачає комплекс універсальних ієрархічно взаємопов'язаних моделей розвитку техногенно-зумовленого водного середовища, придатних для вирішення широкого кола питань управління екологічною безпекою водних екосистем. Створення цих моделей пов'язується з вивченням та виявленням загальних і

конкретних закономірностей її розвитку [109]. Ознаками, які визначають ефективність процесу, є керованість та комплексність.

Керованість ТТВЕ – спроможність продукувати оптимальні екологічні рішення на всіх етапах та рівнях розвитку з перспективою отримання максимально можливого ефекту від упровадження. Комплексність, з позиції керування представляє наукове обґрунтування всеохопленості управлінської функції [30].

Критичний аналіз сучасних тенденцій і перспектив розвитку водних екосистем [20, 72, 101, 110, 115, 118, 124, 141, 143, 150] свідчить, що визначення характеру екологічних перетворень природних водних екосистем, у ході їх антропогенної трансформації в техногенно трансформовані, можливо за рахунок дослідження інтенсивності змін внутрішньоводоймних процесів, вивченню яких на сьогодні приділяється не належна увага.

Отже, необхідно розширити наукові уявлення щодо етапів перетворень та звернути увагу на визначення екологічних рівнів перетворень водних екосистем під час їх структурно-функціональної трансформації, що дозволить запропонувати методи відновлення самоочищувальної спроможності ГЕ з інтенсивним техногенним навантаженням. За таких умов актуальним стає дослідження інтенсивності внутрішньоводоймних процесів, а саме особливостей структурно-функціональних змін розвитку ТТВЕ [162].

Розширення наукових уявлень про механізми формування техногенно-зумовленого характеру розвитку поверхневих водних об’єктів, обумовило необхідність розроблення класифікації стадій перетворень [189]. Довгострокові стадії техногенних перетворень еколого-збалансованих природних водних екосистем у ТТВЕ показано на рис. 1.2.

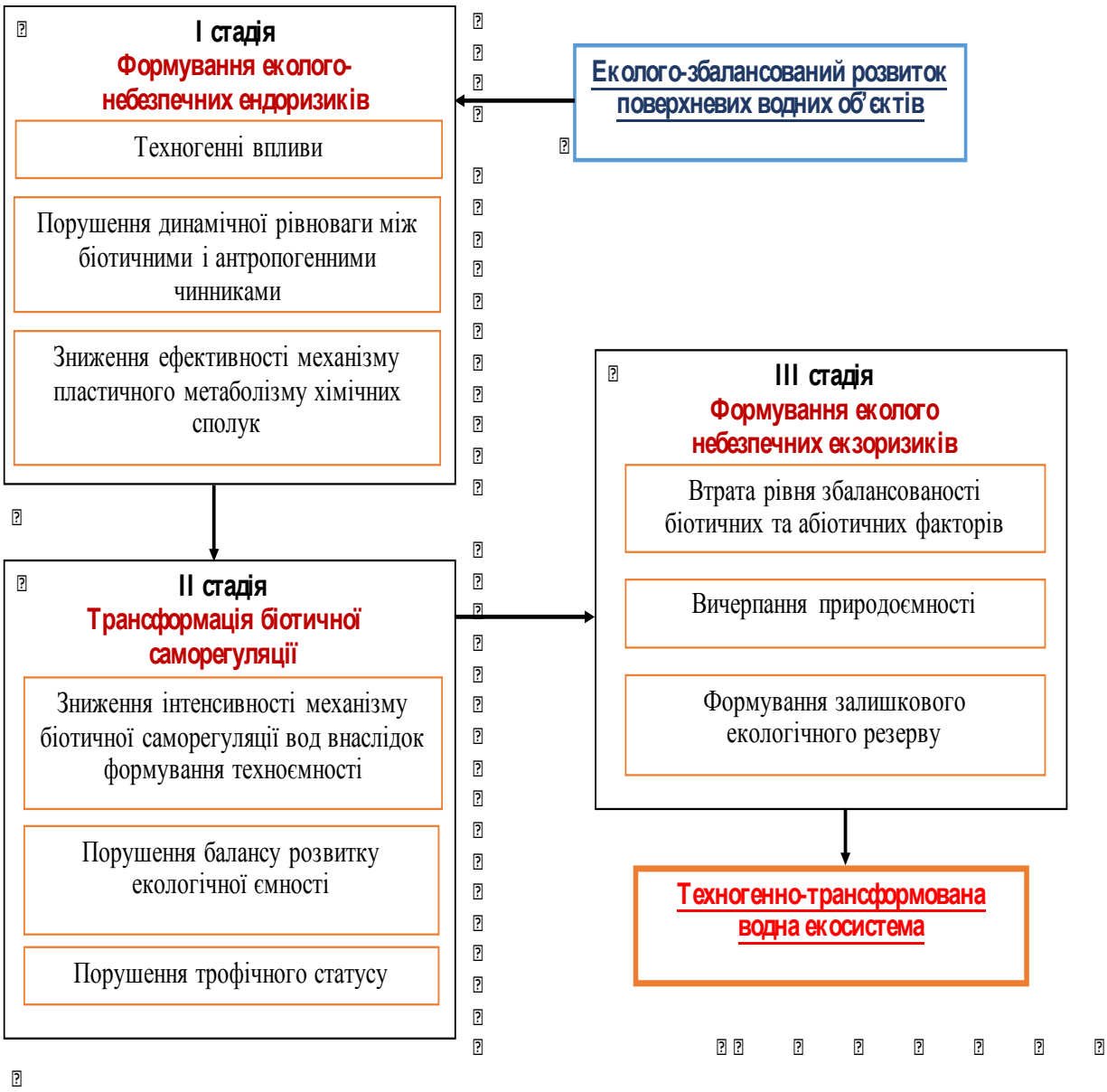


Рис. 1.2. Поетапна стадія формування ТТВЕ

Із рисунку видно, що етапи перетворень природних водних екосистем в ТТВЕ зводяться до таких стадій [3, 103, 104]:

– ***І стадія*** *(формування еколого-небезпечних ендоризиків)* – унаслідок дії техногенних чинників уміст забруднювачів досягає понаднормативного рівня, як результат спостерігаються порушення динамічної рівноваги між природними і антропогенними чинниками та порушення гідродинамічного режиму. Відбувається донна кумуляція екотоксикантів та їх токсична дія на біоту ГЕ, а також

біокумуляція у вищих водяних рослинах, за рахунок чого знижується ефективність механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження та формуються еколого-небезпечні ендоризики;

– ***II стадія*** *(трансформації біотичної саморегуляції)* характеризується частковою трансформацією компенсаційного механізму біотичної саморегуляції та порушенням балансу екологічної ємності, за рахунок формування в її межах балансу техноємності, наслідком чого є порушення трофічного статусу та зміна екологічної ситуації у ГЕ;

– ***III стадія*** (*формування еколого-небезпечних екзоризиків*) – порушення динамічної рівноваги розвитку техногенно-зміненої водної екосистеми, що призводить до втрати рівня збалансованості біотичних і абіотичних чинників, у результаті чого її темпи і розвиток не узгоджуються між собою, як наслідок – виснаження природоємності та формування залишкового екологічного балансу, що своєючергою, призводить до формування еколого-небезпечних екзоризиків та утворення ТТВЕ різного ступеня забрудненості.

Процес управління техногенно зміненими екосистемами зводиться до основних принципів прийняття управлінських рішень, що забезпечує відновлення механізмів екологічної безпеки функціонування взаємодії між суспільством і природою. Узагальнення аналізу [18–20, 30, 109, 110, 178, 201] концептуальних положень дало змогу сформувати такі основні принципи управління екологічною безпекою техногенно змінених екосистем [18]:

– інтеграція технологічних рішень на основі диференційованого обліку реальних параметрів, умов впливу техногенних чинників, властивостей екосистем, які зазнають техногенного навантаження;

– регламентація критеріїв параметрів на основі аналізу біологічних наслідків техногенного впливу, що характеризують інтенсивність техногенних впливів та законів розвитку біологічних систем;

– розроблення шляхів та заходів усунення причин та наслідків техногенного впливу за рахунок розроблення технологій, що дозволяють забезпечити еколого-збалансоване функціонування екосистем та унеможливлюють перевищення допустимої межі впливу на біоту;

– співвідношення екологічних інтересів виробничої діяльності промислових інтересів та запасів природної стійкості екосистем;

– неможливість переходу меж, які дозволяють екосистемам зберігати інтенсивність компенсаційного механізму біотичної саморегуляції за рахунок урівноваження гранично допустимих обсягів техногенних впливів та можливостей біоти щодо їх деструкції та нейтралізації;

– визначення науково-методологічних основ екологічних нормативів через вивчення законів існування і розвитку природних екосистем;

– збереження біорізноманіття як критерію оцінки збалансованого функціонування трансформованих екосистем;

– визначення видового різноманіття популяцій, угруповань, біогеоценозів як основного біосферного ресурсу, який забезпечує регуляцію умов переходу природних екосистем у техногенно-зумовлені;

– впровадження «принципу обережності», який зводиться до застосування природоохоронних заходів у випадку загрози виникнення незворотніх втрат, навіть у разі відсутності повних наукових даних;

– природоохоронні заходи повинні бути спрямовані на біотичну компоненту (акцент на біоценотичні групи – мікроорганізми, рослини, тварини);

– збереження та відновлення базових функцій еколого-збалансованого розвитку та здатності до підтримання стійкості в умовах надходження техногенних впливів.

Зазначені принципи мають бути відображені у виборі стратегій управління екологічною безпекою. Концептуальні основи розроблення заходів оптимізації системи управління екологічною безпекою ТТВЕ формує принципове розуміння пріоритету екологічного імперативу, що надає перевагу вимогам збереження природного середовища перед вимогами економічного зростання отже, збалансоване функціонування техногенно-зумовлених екосистем досягається за рахунок інтенсивності механізму саморегуляції, підпорядкованого законам природних екосистем [18, 224].

Використання регуляторних функцій біоти для удосконалення форм системи управління екологічною безпекою техногенно трансформованих екосистем передбачає збереження їх структурно-функціональної організації. В практичному аспекті це зводиться до вирішення таких питань [16–20, 223, 230, 233]:

1) вивчення техногенних перетворень біоти в межах зон впливу підприємств промислового виробництва;

2) обґрунтування максимальних техногенних навантажень на біоту, властивих технології захисту.

Різні екосистеми по-різному реагують на один і той самий зовнішній техногенний вплив. Відповідно, для кожного типу екосистем повинна існувати властива саме їй межа (шкала) величин техногенного впливу,

за якою починаються незворотні деградаційні процеси. Встановлення цих меж для різних типів екосистем є фундаментальною проблемою сучасних екологічних досліджень [18].

Біологічне обґрунтування обмеження чинників, що порушують механізми екосистемної саморегуляції, є визначальним для адекватного коригування технологічних процесів у напрямку обмеження впливу домінуючих техногенних чинників. При цьому необхідно враховувати, що крім відносної цінності біосистем для збереження біорізноманіття також слід брати до уваги мінімальне зусилля (обсяг фінансування, охоронювана площа тощо), яке є необхідним для досягнення мети управління. Важливо наголосити, що зазначене коригування може (і, в ідеалі, повинне) мати і випереджувальний характер. Проаналізувавши завдання, дослідники [123, 135, 191, 194, 195] дійшли висновку, що нормальний розвиток природних систем здійснюється за законами циклічної сукцесії і має безперервний, поступальний характер. Отже, у природі відбувається плавне коригування всіх процесів і взаємодій, що усуває негативні явища перш, ніж вони нададуть руйнівну дію [18, 116, 121, 182].

Розуміння механізму формування внутрішньоводоймних процесів, пов’язаних із техногенною трансформацією, стадій цих перетворень водних екосистем дасть можливість розробити механізми оптимізації системи управління екологічною безпекою та надалі відновити екологічну рівновагу за рахунок інтенсифікації механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ.

1.3. Аналіз системи управління екологічною безпекою поверхневих водних об’єктів

Стратегічним завданням науково-практичних досліджень, пов’язаних з функціонуванням водних екосистем в умовах інтенсивних техногенних впливів, є оцінювання глибини антропогенних перетворень та структурно-функціональних змін розвитку з метою визначення допустимих меж техногенних впливів та подальшого і своєчасного їх впровадження в систему управління екологчною безпекою водних екосистем [242, 243]. А це є можливим за умов змін реструктуризації та оптимізації системи управління екологічною безпекою водних ресурсів та зміни вектора спрямування водоохоронної державної екологічної політики до загальноєвропейських вимог, законів та принципів відповідно до основних напрямів державної водоохоронної екологічної політики України згідно з басейновим принципом управління [244–249].

Першим європейським документом, який запровадив в Україні басейновий принцип управління водними ресурсами (спираючись на природні географічні формації – річкові басейни), стала Водна рамкова директива 2000/60/ЄС [250, 251]. А вже на її основі був сформований новий вектор спрямованості захисту та відновлення водних ресурсів за басейновим принципом управління [252–260]. Внесення змін до Водного кодексу України дало можливість розробити базові положення інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом. Упровадження системи управління річковими басейнами, відповідно до плану виконання Угоди про асоціацію з Європейським Співтовариством, заплановано з 2021 р.

Державна водоохоронна екологічна політика України за басейновим принципом управління спрямована на збереження екозбалансованого

розвитку ГЕ та життєзабезпечувальних функцій соціально-економічних систем людства, у тому числі і водних. Відтак, оцінювання якості води є головним завданням будь-яких заходів у галузі раціонального водокористування та здійснення природоохоронної діяльності водних об'єктів та їх басейнів [20]. Посилення техногенного впливу на ГЕ призвело до необхідності проведення ефективного екологічного контролю стану ТТВЕ з урахуванням всіх структурно-функціональних особливостей їх розвитку на різних ієрархічних рівнях організації [261–264].

Існуючим нормативам, здебільшого, притаманний антропоцентричний підхід до оцінювання стану НПС, незважаючи на те, що людина вважається одним із найстійкіших до впливу зовнішніх чинників біологічним видом [25, 224, 226, 228, 230, 231, 233]. Тобто, існуючі на даний момент в Україні санітарно-гігієнічні регламенти не можуть бути критерієм для оцінювання якості природних компонентів водного середовища і екосистеми загалом [162, 173, 200, 212, 218, 219, 223]. До того ж, під час оцінювання стану техногенно заангажованих водних систем виникла проблема відсутності достатньої кількості показників, які б дозволили оцінити динаміку зміни структурно-функціональних показників внутрішньоводоймних процесів. Оскільки попередні дослідження зосереджені, переважно, на встановленні якості води для водопостачання, оцінювання ж екологічних показників поверхневих водних об'єктів не приділяється належної уваги [18–20, 31, 35, 45, 54, 66, 68].

Наслідуючи принцип єдності природних вод, сформульований В. І. Вернадським [25], основою сучасної системи якості вод (питних, стічних, поверхневих і підземних) мають бути класифікації,

які охоплювали б показники і критерії складу та властивостей води (фізичних, хімічних, біологічних), що в сукупності вирішили б проблеми, пов'язані з різними видами водокористування, охорони водних ресурсів та забезпечення еколого-збалансованого розвитку водних систем усіх ієрархічних рівнів організації [25, 162, 226]. Така система якості вод має одночасно задовольняти екологічні, гігієнічні та технологічні вимоги, тільки за таких умов можливо досягти еколого-збалансованого розвитку поверхневих водних об'єктів та створити передумови для відновлення екологічної ємності ТТВЕ. На сьогодні така система оцінювання стану поверхневих водойм відсутня [42, 96, 166, 185]. Відтак, не існує загальновизнаного універсального методу оцінювання якості стану водних об'єктів, ступеня їх забруднення та рівня техногенної трансформації внутрішньоводоймних процесів [20].

Якість води поверхневих водойм оцінюється за широким спектром показників: біологічних (гідробіологічних, бактеріологічних) та фізико-хімічних (гідрохімічних, гідрофізичних, гідрологічних). Застосування біологічних методів, засновано на оцінювання стану флори та фауни водних об'єктів [199, 201, 203, 205, 208]. Використання фізико-хімічних методів передбачає визначення абіотичних чинників (температури, прозорості води, концентрації завислих речовин, іонного складу, мінералізації, концентрації біогенних елементів, органічної речовини, розчиненого у воді кисню, токсичних речовин, pH тощо) [20].

Одним з основних якісних показників стану поверхневих вод є їх гідрохімічний режим, що визначається впливом багатьох чинників, до яких належать такі як: динаміка водності річки (стоку), природно-кліматичні умови, інтенсивність антропогенного впливу тощо. Проте зазначені показники не фіксують динаміку змін

внутрішньоводоймних процесів [109, 163, 165, 173, 178, 187, 189, 201, 218].

Недоліки існуючих численних методів та методик зводяться до того, що вони прямо або опосередковано базуються на трансформації кількісних показників у інтегральні якісні індекси екологічного стану. Саме на підставі методик-трансформацій розробляються численні авторські методики, які класифікуються як за областю дослідження стану водного середовища (гідрохімічного, гідрологічного, санітарно-гігієнічного, мікробіологічного, гідроекологічного тощо), так і за видом водокористування (для питних потреб, зрошення, риборозведення, рекреації тощо) [109, 110, 133, 140, 20].

Системний аналіз існуючих проблем екологічного нормування якості природних вод та ефективність застосування інтегральних індексів [101, 145, 147, 261–264] показав, що всі вони пов’язані з використанням кількісних характеристик – гранично допустимих концентрацій (ГДК). При всіх недоліках ГДК [30, 35, 51, 54, 58, 67, 68, 84, 92, 100] більш ефективного загальновизнаного варіанта застосування існуючих екологічних нормативів на сьогодні не існує [20]. Проте існуюча система санітарно-гігієнічного нормування з використанням ГДК уже тривалий час піддається в цілому аргументованій критиці. Традиційна система оцінювання, заснована на порівнянні фактичних концентрацій речовин з ГДК, є не лише затратною, але й малоефективною. Оскільки визначення окремих чинників впливу не формує уявлення про сукупний (синергетичний) ефект впливу забруднювачів на стан водних об’єктів, не враховує інтенсивність змін внутрішньоводоймних процесів, і відповідно, не відображає цілісної реакції поверхневих водних об’єктів на комплекс техногенних впливів [145, 109, 133].

До того ж, вимоги, які встановлені в існуючих державних нормативних документах, при уважному вивчени виявляються такими, які суперечать критеріям фізіологічної цінності, тобто, зі встановлених ГДК, які не враховують мінімальні концентрації компонентів складу води, випливає, що найвищу якість має дистильована вода, яка повністю позбавлена розчинених речовин [20].

Існуючі методи контролю якості поверхневих вод не спроможні відобразити структуру, екологічні показники та їх параметри функціонування водних екосистем за умов гострої та пролонгованої дії специфічних модифікуючих (антропогенних) чинників [30, 35, 51, 54, 58, 67, 68, 84, 92, 100]. Створення екологічних показників з метою оцінювання екозбалансованого розвитку екосистем зумовлено суперечливістю ставлення до ГДК у світі та рекомендаціями міжнародних організацій звернути увагу на індикатори еколого-збалансованого розвитку. Крім того, інші нормативні документи, основою яких є ГДК, також не відображають ефективності внутрішньоводоймних процесів – основи функціонування екосистем та збереження природних ресурсів (наприклад, граничнодопустимі скиди (ГДС).

Система нормування за ГДК вже тривалий час у світі піддається аргументованій критиці як суб’єктивний спосіб контролю, коли майже відсутнє екологічне нормування якості води. На сьогодні вже існує тенденція підходити до екологічного оцінювання стану водних ресурсів не з вимог окремого водокористувача, а з погляду збереження структури і функціональних особливостей усієї водної екосистеми загалом, для попередження її деградації. Вже з’являються роботи [35, 51, 54, 58, 67, 68, 84] щодо визначення якості природних вод, в яких застосовується екологічний підхід до оцінювання на основі екологічних показників.

Недосконала система нормування призводить до того, що загальна ситуація з очищенням стічних вод є незадовільною. Потенційна екологічна небезпека забруднення водних об'єктів полягає у наявності ризиків, пов'язаних з недостатньо високим ступенем очищення стічних вод перед скиданням їх у поверхневі води [18–20, 68, 92, 110, 145].

Нині оцінювання стану водних ресурсів здійснюється відповідно до вимог окремого водокористувача. А на думку автора, необхідно розробити підходи до оцінювання стану ТТВЕ з погляду збереження цілісної структурно-функціональної організації розвитку загалом усієї водної екосистеми, для попередження її техногенної трансформації (деградації) [19]. Нормативний стан, має бути критерієм для оцінювання ступеня техногенного навантаження в межах компенсаційних можливостей (біотичної саморегуляції) басейнів річкових екосистем [29].

До того ж, упровадження екосистемного підходу досліджень дозволить встановити межі стійкості ГЕ річок та їх реакції на дію специфічних модифікуючих (антропогенних) чинників, беручи до уваги зміни структурно-функціональних особливостей розвитку водних екосистем річок. Тому, принципи оцінювання стану навколишнього середовища, в першу чергу водних ресурсів, повинні здійснюватися не на користь окремого природо-користувача, а з врахуванням розвитку природно-соціальних систем, на користь збереження природних ресурсів.

Беручи до уваги, що існуюча система якості води не витримує аргументованої критики [30, 35, 51, 54, 58, 67, 68, 84, 92, 100, 145, 147, 261–264], дедалі важливішого значення набуває проблема оптимізації природокористування та необхідності поряд з експлуатацією водних ресурсів здійснювати раціональні водоохоронні заходи, які б базувалися на уявленнях про структурно-функціональні внутрішньоводоймні процеси. Концепція біотичної регуляції навколишнього середовища є всебічно обґрунтованою і

максимально можливою для реалізації, за умов доповнень і вдосконалення [145].

Встановлено, що попередня концепція екологічної небезпеки природних систем за регламентацією хімічних сполук антропогенного походження [25, 102, 103, 223, 207, 217, 225] поступилася місцем концепції екологічного ризику щодо структурно-функціональних змін в екосистемах. [25, 103, 226]. Для реалізації цієї концепції виникла необхідність створення сучасних інформативних індикаторів контролю екосистемних процесів, які необхідні для своєчасного в разі необхідності, розроблення водоохоронних заходів [35, 37, 42, 43, 45, 53, 103], для реалізації басейнового принципу управління.

Аналіз літературних джерел свідчить [5, 6, 7, 13, 14, 28, 29, 42–44], що антропогенна трансформація водних річкових екосистем завершується порушенням їх екозбалансованого розвитку, а традиційні методи контролю якості поверхневих вод не в змозі охарактеризувати динаміку внутрішньоводоймних структурно-функціональних трансформацій. У доступній літературі недостатньо висвітлений механізм структурно-функціональної організації розвитку водних систем. Не враховані фундаментальні екологічні параметри, які сприяють збереженню самої структури екосистеми [3, 18, 20, 25, 54, 68, 84, 92, 96, 162].

З метою розроблення природоохоронних заходів та покращення екологічного стану НПС на міжнародному рівні запропоновані індикатори екозбалансованого розвитку природних систем, у тому числі і водних.

Міжнародною організацією Економічного Співробітництва і Розвитку – OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) відповідно до рекомендацій міжнародної екологічної програми ООН – UNEP (United Nations Environment Program) рекомендовано створювати

інтегровані системи розрахунків – моделі PSR (Pressure-State-Response), які стануть базовими індикаторами еколого-збалансованого розвитку. Проте зазначені рекомендації в нашій країні, нажаль, не набули поширення. В доступній літературі відсутні відомості щодо застосування відповідних методик-розрахунків запропонованих інтегральних систем [3].

Організація OECD запропонувала три чинники, які узгоджуються з вимогами ООН [265, 266]. До них належать [3]:

– тиск на навколишнє середовище;

– стан навколишнього середовища;

– реалізація необхідних заходів для покращення екологічних умов.

В публікаціях OECD [266] йдеться про *показники зеленого росту* та методологію їх визначення. Встановлено близько 30 показників, об'єднаних відповідно до основних цілей:

– перехід до ресурсно-ефективної економіки, збереження і раціональне використання природних ресурсів;

– підвищення екологічної якості життя;

– реалізація політики зеленого росту;

– використання економічних можливостей, пов'язаних із цим розвитком.

Для збалансованого опису аспектів зеленого росту застосовані такі ключові показники: вуглеводнева ефективність, ресурсна ефективність, багатофакторна продуктивність (враховує роль НПС і природних ресурсів у виробництві), індекс природних ресурсів, зміни в цілях природокористування, стан ґрунтово-рослинного покриву, вплив забрудненого повітря на населення [3].

Керуючись рекомендаціями ОЕСР, у багатьох країнах світу були розроблені заходи для досягнення зеленого росту, створені

інтегровані системи розрахунків, які спроможні виступити як індикатори еколого-збалансованого розвитку (індикатори дії, індикатори реакції, індикатори накопичення). Перша національна програма з цього напряму з'явилася у Німеччині, у якій застосовані біоіндикатори, що реагують на зміни якості води та вказують на фактичну дію та акумуляцію шкідливих речовин [260, 261, 263, 264]. Європейські тенденції оцінювання чинників хімічного забруднення ГЕ нині побудовані, насамперед, на розробленні доцільних і ефективних принципів біологічної індикації антропогенного впливу на водні екосистеми, що рекомендовані Водною рамковою директивою ЄС 2000/60/ЄС [250]. Основний принцип директиви базується на визначенні ефекту антропогенного впливу за біологічними показниками (станом водоростей, водних тварин, ВВР) на основі даних про біологічний ефект сукупного впливу забруднювачів на водні системи [20, 251].

Беручи до уваги рекомендації ООН щодо застосування індикаторів екозбалансованого розвитку природних систем, а також існуючі національні методи контролю якості поверхневих вод, які не спроможні охарактеризувати структуру функціонування ТТВЕ за умов гострої та пролонгованої дії специфічних модифікуючих (антропогенних) чинників, очевидним стає той факт, що стабілізація розвитку техногенно трансформованих водних екосистем можлива лише за умов збереження їх механізму біотичної саморегуляції. Оскільки поняття екологічного потенціалу (запропоноване на міжнародному рівні) за своїм значенням наближене до поняття екологічна ємність, яка є інтегральним показником біотичної саморегуляції водних екосистем, тому до ТТВЕ більш доречним застосовувати поняття механізму біотичної саморегуляції. Це зумовлено тим, що серед сучасних концепцій пов’язаних з постійною трансформацією ГЕ під дією на них техногенних впливів,

головною є методологія, яка характеризує, тією чи іншою мірою, потенційно можливі зміни механізму біотичної саморегуляції ГЕ різного рівня їх організації [3, 23, 162, 178, 226].

Із застосуванням екологічних показників та їх параметрів, вивченням динаміки змін екологічних ситуацій у ГЕ, завдяки постійним техногенним впливам, пов'язаним з антропогенною діяльністю, можна визначити характер функціонування всього басейну річки стосовно збереження стійкості його структурно-функціональних властивостей, що є гарантією проходження внутрішньоводоймних саморегулюючих і самовідновних процесів [4, 102, 103, 235, 236].

Аналіз літературних джерел [25, 214, 217, 219, 225] показав, що стабільність розвитку ГЕ пов'язана із адаптаційними можливостями гідробіоценозів у відповідь на дію техногенних впливів (індикатори дії), що відповідають пристосувальним реакціям на вплив модифікуючих антропогенних чинників (індикатори змін біологічної структури). Ряд публікацій свідчать [4, 206, 102, 109, 207, 209–217], що гомеостаз, або принцип зворотних зв'язків (індикатори реагування, індикатор інтенсивності самоочищувальної здатності), спрямований на самовідновлення саморегулюючої та самоочищувальної здатності ГЕ, що сумарно забезпечує екозбалансований розвиток ГЕ річок [85, 87, 89, 91, 95, 98, 104].

З'ясування змін механізму біотичної саморегуляції ГЕ, в тому числі і техногенно трансформованих, можливе, на думку автора, лише за умов застосування специфічних індикаторів – екологічних показників та їх параметрів, які характеризують структурно-функціональні зміни розвитку ГЕ, на основі яких можливе коригування природоохоронних заходів стосовно експлуатації та збереження водних ресурсів.

Створення адекватних екологічних показників та їх параметрів, а в подальшому на їх основі відповідних екологічних нормативів, у рамках основних засад державної екологічної політики України та міжнародних підходів щодо визначення індикаторів еколого-збалансованого розвитку [245-249, 254–258], дозволить віднайти оптимальні форми управління екологічною безпекою техногенно трансформованих річкових екосистем, відповідно до басейнового принципу управління.

Проте необхідно створювати такі екологічні показники, які, зокрема, для водних систем річок будуть відображати структурно-функціональні зміни екосистем з метою з'ясування їх саморегулюючої та самовідновлювальної здатності [85, 87, 89, 91, 95, 98, 104, 209–217].

Лише за таких умов можливе впровадження дієвих водоохоронних заходів, які дозволять переглянути основні принципи побудови системи управління водними ресурсами [3, 4, 84 102–104, 162, 178], що сприятиме їх раціональному водокористуванню та забезпеченню їх еколого-збалансованого розвитку і функціонуванню.

Управління водними ресурсами України є одним із визначальних чинників сталого розвитку та пріоритетним напрямом державної політики нашої країни. Система управління водними ресурсами грунтується на основних засадах Водного кодексу України [243], відповідно з яким державне управління в галузі використання й охорони вод та відтворення водних ресурсів реалізується за басейновим принципом на підставі державних, цільових, міждержавних та регіональних програм використання, охорони, відтворення водних ресурсів та на положеннях Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження

інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом» [245].

Адміністративно-територіальний принцип управління водними ресурсами не спроможний забезпечити дотримання сучасних принципів еколого-збалансованого, раціонального водокористування [267–272].

Системі управління водними ресурсами притаманний компонентний підхід, за якого кожному виду водокористування відповідає специфічна форма господарської діяльності зі своєю системою управління. Адміністративно-територіальна система управління, відповідно до територіально-галузевого принципу, через міністерства та відомства виступає фактичним власником водних ресурсів. За рахунок цього суспільство позбавлене можливості протидіяти тиску вузьковідомчих інтересів, недоопрацювання яких у розміщенні промислових підприємств, недооцінюванні негативних наслідків техногенних впливів, нераціональному хижацькому використанні водних ресурсів призвело до стрімкого погіршення якісних і кількісних характеристик водного середовища та до дисбалансу функціонування водних об’єктів багатьох регіонів країни [273].

Отже, постає необхідність у розробленні нових та удосконаленні існуючих форм управління водними ресурсами, які б відповідали принципам раціонального водокористування та забезпечували б дотримання екологічної рівноваги водних екосистем в умовах техногенних впливів [271, 273].

Зміст басейнового управління зводиться до того, що формування стратегічних цілей та водної політики країни на загальнодержавному рівні, визначається Національною Радою з водних проблем, виконавчим органом якої є державний орган управління водним господарством, на який

покладено розроблення законодавчо-правової і нормативно-методичної баз [274–278].

Проаналізувавши світовий та вітчизняний досвід, встановлено, що останнім часом у системі управління водними ресурсами запропоновані різноманітні підходи та пропозиції щодо її трансформації, які знайшли відображення у роботах таких учених, як В. А. Сташук [270], І. Ю. Носачов [279], О.В. Климчук [275], Н. В. Вострікова [280], Г. А. Верниченко [281], С. С. Дубняк [282], М. М. Приходько [283], А. Г. Боровицька [284], Л. В. Левковська [273].

Механізми інтеграції органів управління водними ресурсами до європейської системи, шляхи впровадження у вітчизняну практику ефективного зарубіжного досвіду управління водними ресурсами у своїх працях розкрили О. Г. Васенко [285], І. К. Бистряков [286], А. В. Яцик [287], Н. Б. Закорченко [288], В. А. Голян [289], М. М. Хвесик [290]. У закордонних роботах питанням управління водними ресурсами присвячені праці P. Horwitz [291], N. L. Dickinson [292], H. J. Henriksen [293], J. R. Kambatuku [294], G. J. Alaerts [295], L. Jerald [296], В. І. Соколова [297], В. А. Духовного [298].

Сучасним підходом до управління водними ресурсами виступає басейновий принцип, який дає змогу, відповідно до міжнародних принципів та стратегії державної водоохоронної політики, розробити сучасні механізми охорони, використання і відтворення водних ресурсів України, що дозволить запобігти їх кількісному та якісному виснаженню, нераціональному використанню та техногенним трансформаціям на різних ієрархічних рівнях розвитку [299–301]. Узагальнену схему механізму управління водними ресурсами показано на рис. 1.3 [302].

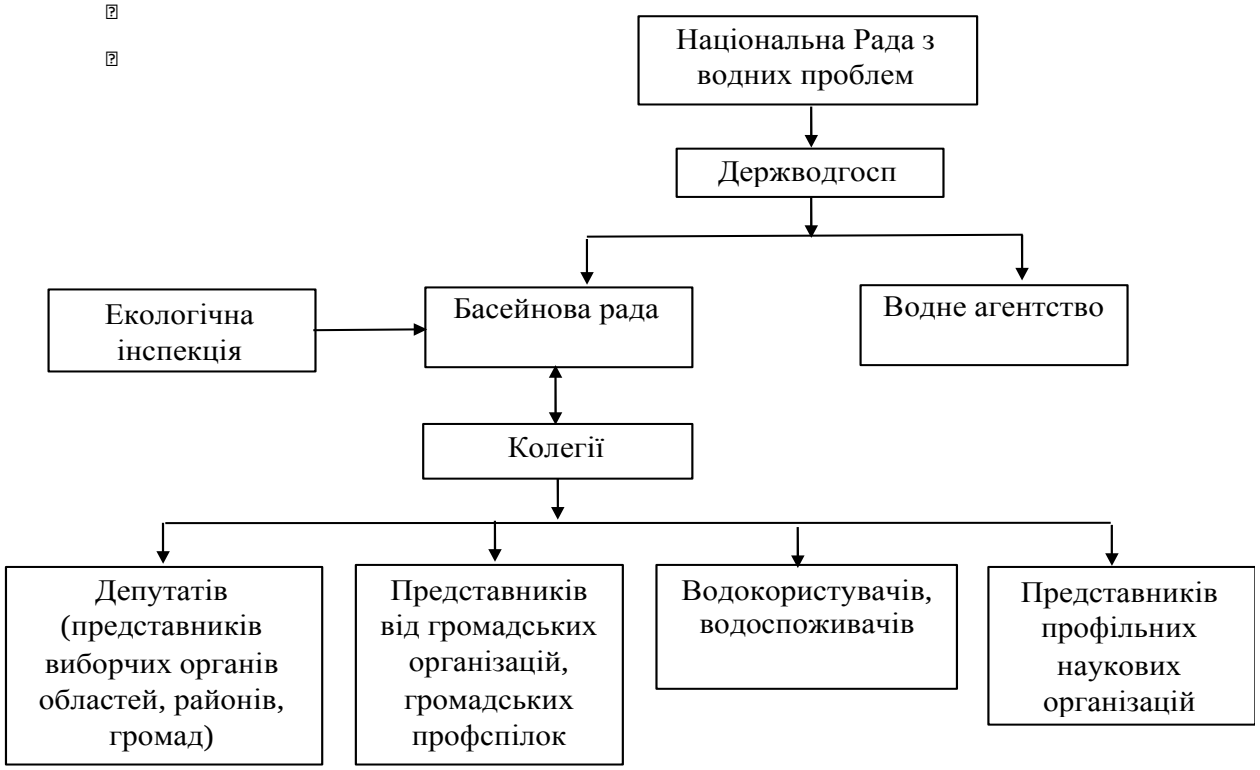


Рис. 1.3. Схема басейнового принципу управління водними ресурсами

Об’єктом басейнового принципу управління водними ресурсами виступає річковий басейн, оскільки басейновий принцип управління як інтегрований (комплексний) принцип управління водними ресурсами здійснюється в межах району річкового басейну [245] і за рахунок цього дозволяє уникнути небажаних негативних наслідків антропогенного впливу для всього водного басейну [268, 303–310].

Згідно з основною стратегією водоохоронної політики України [247] до 2030 р. в Україні повинно бути остаточно забезпечене впровадження системи інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом та завершене розроблення та виконання планів управління річковими басейнами.

До того ж, з 1 січня 2019 р., відповідно до Водної рамкової директиви ЄС [252] якість усіх водних об’єктів України має відповідати доброму стану вод. Забезпечення досягнення доброму стану вод покладено

на остаточно сформовані в цьому році басейнові ради, основною функцією яких і є управління річковими басейнами.

До 2030 р. заплановано підвищити якість природних вод до 5 % шляхом зменшення скидів забруднювальних речовин та скорочення об'ємів забруднених стічних вод (від загального об'єму водовідведення). До цього ж року заплановано забезпечення цілковитого дотримання санітарно-гігієнічних вимог до якості поверхневих вод для всіх водних об'єктів України [247].

У нашій країні виділено дев'ять районів річкових басейнів [247]: Дніпра, Дністра, Дунаю, Південного Бугу, Дону, Вісли, річок Криму, річок Причорномор'я, річок Приазов'я.

Ділянка першого із зазначених басейнів складається з річок різних ієрархічних рівнів організації і була обрана для реалізації басейнового принципу управління екологічною безпекою ТТВЕ, оскільки вона за рівнем техногенного навантаження класифікується як найбільш техногенно заангажована [40, 7581, 311, 312]. За рахунок інтенсивного поверхневого стоку із сільськогосподарських угідь та ерозійних процесів на значній території басейну р. Дніпро зафіксоване дифузне забруднення, що призводить до надходження до водного середовища хімічних сполук антропогенного походження. Дніпровські води до того ж трансформовані в основній масі за рахунок понаднормативних скидів забруднювальних речовин у зворотних водах підприємств промислового виробництва. Щорічно зростає мікробілогічне і вірусне забруднення басейну Дніпра, яке зумовлене значним антропогенним порушенням природної цілісності функціонування екосистеми та вторинним забрудненням від постійної акумуляції шкідливих речовин [18, 20, 313–319].

Зазначене надмірне антропогенне навантаження на річки басейну Дніпра призвело до зміни природних режимів функціонування, дисбалансу та деструкції басейнових структур і екосистеми водозбору загалом, зниження інтенсивності механізму біотичної саморегуляції, самоочищення та самовідновлення. Техногенно-обумовлений характер розвитку Дніпра підсилюється за рахунок інтенсифікації процесів акумуляції продуктів ерозійного руйнування ґрунтів, збільшенням концентрацій біогенних речовин у 4,2–6,4 рази. А це своєю чергою, призводить до зниження придатності водних ресурсів басейну Дніпра для питних потреб культурно-побутового, рекреаційного та рибогосподарського використання [18–20].

Процес управління техногенно зміненими екосистемами зводиться до основних принципів прийняття управлінських рішень, що забезпечує відновлення механізмів екологічної безпеки функціонування взаємодії між суспільством і природою. Узагальнення аналізу концептуальних положень [213, 320–325] дало змогу сформувати такі основні принципи управління екологічною безпекою техногенно змінених екосистем [18]:

– інтеграція технологічних рішень на основі диференційованого обліку реальних параметрів, умов впливу техногенних чинників, властивостей екосистем, які зазнають техногенного навантаження;

– регламентація критеріїв параметрів на основі аналізу біологічних наслідків техногенного впливу, що характеризують інтенсивність техногенних впливів, на підставі законів розвитку біологічних систем;

– розроблення шляхів та заходів усунення причин та наслідків техногенного впливу за рахунок розроблення технологій, що дозволяють забезпечити еколого-збалансоване функціонування екосистем та унеможливлюють перевищення допустимого порога впливу на біоту;

– співвідношення екологічних інтересів виробничої діяльності промислових інтересів та запасів природної стійкості екосистем;

– неможливість переходу меж, які дозволяють екосистемам зберігати інтенсивність компенсаційного механізму біотичної саморегуляції за рахунок урівноваження граничнодопустимих обсягів техногенних впливів та можливостей біоти щодо їх деструкції та нейтралізації;

– визначення науково-методологічних основ екологічних нормативів через вивчення законів існування і розвитку природних екосистем;

– збереження біорізноманіття як критерію оцінки збалансованого функціонування трансформованих екосистем;

– визначення видового різноманіття популяцій, угруповань, біогеоценозів, як основного біосферного ресурсу, який забезпечує регуляцію умов переходу природних екосистем у техногенно-зумовлені;

– впровадження «принципу обережності», який зводиться до застосування природоохоронних заходів у випадку загрози виникнення незворотних втрат, навіть у разі відсутності повних наукових даних;

– природоохоронні заходи повинні бути спрямовані на біотичну компоненту (акцент на біоценотичні групи – мікроорганізми, рослини, тварини);

– збереження та відновлення базових функцій еколого-збалансованого розвитку та здатності до підтримання стійкості в умовах надходження техногенних впливів.

Зазначені принципи мають бути відображені у виборі стратегій управління екологічною безпекою. При цьому слід ураховувати, що окрім цінності біоценотичних систем для збереження біорізноманіття одним із вирішальних є чинник мінімального зусилля – мінімізації фінансових витрат, енергії, ресурсів, який є пріоритетним при удосконаленні форм управління екологічною безпекою [326–329].

Використання регуляторних функцій біоти для удосконалення форм системи управління екологічною безпекою техногенно трансформованих екосистем передбачає збереження їх структурно-функціональної організації. В практичному аспекті це зводиться до вирішення таких питань [18, 162, 178, 317]:

1) вивчення техногенних перетворень біоти у межах зон впливу підприємств промислового виробництва;

2) обґрунтування максимальних техногенних навантажень на біоту, властивих технології захисту.

Різні екосистеми по-різному реагують на один і той самий зовнішній техногенний вплив. Відповідно, для кожного типу екосистеми повинна існувати властива саме їй межа (шкала) величин техногенного впливу, за якою починаються незворотні деградаційні процеси. Встановлення цих меж для різних типів екосистем є фундаментальною проблемою сучасних екологічних досліджень, а обґрунтування чинників порушення механізму біотичної регуляції є головним для ефективного коригування технологічних процесів і може мати випереджувальний характер [18, 20, 50, 51, 109, 330]. Еколого-збалансований розвиток природних екосистем відбувається за законами циклічної сукцесії і має безперервний, поступальний характер, за рахунок цього в природних екосистемах відбувається плавне коригування процесів і взаємозв'язків, що дозволяє не допустити усунення деструктивних процесів перш, ніж вони призведуть до процесів трансформації.

Концептуальні основи розроблення заходів оптимізації системи управління екологічною безпекою ТТВЕ формують принципове розуміння пріоритету екологічного імперативу, що надає перевагу вимогам збереження природного середовища перед вимогами економічного зростання. Отже, збалансоване функціонування техногенно-

зумовлених екосистем досягається за рахунок інтенсивності механізму біотичної саморегуляції, підпорядкованого законам природних екосистем [18] і має забезпечити [277]: досягнення «доброго» екологічного стану водних екосистем, зменшення ризиків паводків і посух, доступ до достатньої кількості води належної якості, відкритість управління водними ресурсами річкового басейну та залучення до процесу всіх зацікавлених сторін, розмежування функцій та компетенцій басейнових та територіально-адміністративних органів управління водними ресурсами всіх рівнів.

В умовах стрімкого розвитку техносфери, що супроводжується змінами структурно-функціонального розвитку ГЕ, які перебувають під їх інтенсивним техногенним впливом, єдиний можливий шлях прогресивного руху людства у взаємодії «людина–природне середовище» – це рух «у рамках еколого-збалансованого розвитку», який не руйнує природний механізм біотичної саморегуляції ТТВЕ, а навпаки, сприяє природним процесам самовідновлення [162, 227, 331]. Тому, нині є диним оптимальним шляхом збереження еколого-збалансованого розвитку поверхневих водних об’єктів, за умов постійних багатофакторних техногенних впливів на них, є забезпечення екологічної еквівалентності між дестабілізуючою дією техногенних чинників та наслідками проявів їх у процесі розвитку ТТВЕ на різних рівнях ієрархічної організації розвитку [8, 92–94, 109, 110, 162, 178].

Для з’ясування особливостей розвитку і функціонування внутрішньоводоймних процесів ТТВЕ найбільш сприятливим є системно-басейновий підхід за екосистемним принципом, що дає змогу визначити екзо- та ендоризики як передумову змін сукупності речовинно-енергетичного потенціалу – початкового етапу змін внутрішньоводоймних процесів [162]. Відповідно і основна наукова спрямованість дисертаційних

досліджень це − екосистемний принцип за басейновим підходом. За таких умов розвиток і функціонування ТТВЕ підтримуються за рахунок нестабільності складу і структури підсистем різних ієрархічних рівнів організації.

У зв'язку із цим, кінетика розвитку ГЕ та гомеостатичні параметри узгоджуються завдяки прямим і зворотним зв'язкам із амплітудою адаптаційних коливань біоти та зміною біотичної саморегуляції вод. Ці глибинні внутрішньоводойменні процеси визначаються рівнями змін взаємозв'язків і взаємодії екологічних та антропогенних чинників [222, 331, 332].

Такий підхід передбачає комплексне дослідження стосовно встановлення наукових закономірностей розвитку ТТВЕ за довгостроковий період, за умов багатофакторного рівня забрудненості екотоксикантами середовища існування гідробіонтів та різної реакції біоти на ці зміни [333–335]. За таких умов перспективним напрямом дослідницьких робіт є використання єдиної концептуальної ТТВЕ малої, середньої та великої річок [331, 332, 336–338].

Системно-басейновий підхід за екосистемним принципом має правомірний ієрархічний статус і узгоджується з основними законами загальної екології [145, 334, 337] та не викликає суперечності стосовно основних принципів інженерної екології. Принцип ієрархічної організації зводиться до того, що система річки, являє собою елемент водної системи більш високого рівня, і в своєю чергою, складається з елементів підпорядкованих їй систем нижчого рангу розвитку [339].

Екосистеми як основи всіх природних утворень є базисом життя на Землі. У розвитку екосистем провідне місце належить біоті [331, 332, 334, 340–343], що відповідає значущості тих функцій, які виконує система живих організмів при формуванні річкових вод, але при цьому не зменшуючи ролі абіотичних чинників (сольовий склад, насиченість води розчиненим киснем, речовинно-енергетичний склад як сукупність факторних ознак ресурсів водних екосистем). Поверхневі води – це високоорганізовані поверхневих водних об'єктів, які складаються з живої і неживої компоненти, що функціонують як єдине ціле [20].

Екосистемний спосіб життя гідробіоценозів є похідним чинником функціональної залежності факторів живої природи (біотичної складової) від неживої (абіотичної складової). Отже, не викликає сумнівів екосистемний спосіб життя біоти в межах ГЕ. Крім того, система живих організмів, яка знаходиться у постійних взаємозв'язках і взаємодії з екологічними та антропогенними чинниками, сприяє формуванню компенсаційного механізму біотичної саморегуляції річкових вод та його інтегрального показника – біотичного потенціалу (БП) [78, 85, 344–351].

Максимально глибоко дослідити механізм біотичної саморегуляції водних екосистем в умовах інтенсивного техногенного впливу допоможе *концепція біотичної регуляції навколишнього середовища* яка запропонована В. Даниловим-Данильяном [352]. Зазначена концепція є всебічно обґрунтованою і максимально можливою для реалізації, за умов доповнень і вдосконалення для водних екосистем в умовах постійного надходження техногенних впливів.

Якщо взять до уваги, що безпосередній зв'язок компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод пов'язаний з БП, тоді можливо оцінити його роль у характеристиці процесів, які забезпечують

трофічний статус ТТВЕ, оскільки БП є кількісною характеристикою репродуктивної пристосованості гідробіоценозів у генетичному розумінні [65, 66, 145, 353–364]. Тобто, БП є інтегральним показником стійкості біоти відносно до екотоксикантів та характеризує індикуючий відгук гідробіонтів на зміну середовища свого існування [99-107, 365–370].

Отже, очевидно, що дієвим засобом управління водними ресурсами є комплексний екосистемний підхід щодо визначення їх екологічного стану в системі «техногенний вплив–наслідки впливу», який передбачає [2, 4, 103, 104, 162, 178]:

– розроблення інформативних інтегральних систем (екотехнологій) контролю, що допоможе виявити структурно-функціональні зміни ТТВЕ та спрогнозувати їх стан на перспективу;

– доцільність забезпечення просторово-часової ієрархії досліджень із метою визначення факторних гідрохімічних ознак та функціональних закономірностей розвитку техногенно-зумовлених ГЕ;

– виявлення структурних параметрів, які змінюються за умов штучних дестабілізуючих чинників та впливають на екологічну ситуацію в ГЕ, змінюючи їх функції;

– визначення наслідків взаємодії екологічних та антропогенних чинників (середовищеутворювальна функція) для певної структурної ділянки басейну річок.

Автор звертає увагу, що за умов інтенсивного техногенного впливу на водні екосистеми дослідження щодо структурно-функціональних змін ГЕ необхідно спрямувати на встановлення функціонального стану середовища існування живих організмів (гідробіонтів), а саме [4, 104]:

– зміну матеріально-енергетичного балансу;

– трансформацію параметрів еколого-збалансованого функціонування водних екосистем;

– збереження стійкості (параметрів) їх розвитку.

Наявність таких відомостей дасть можливість охарактеризувати зворотні зв'язки між середовищеутворювальними складовими як елементами гомеостатичності розвитку ГЕ [2, 3, 84, 371, 372]. В основі екосистемного підходу лежить концепція саморегуляції (гомеостазу), з якої очевидно, що порушення регуляторних механізмів середовища призводить до його дисфункцій та дисбалансу. Оскільки суть цієї концепції в екосистемах зводиться до того, що саморегуляція являє собою підпорядковане урівноваженому порядку внутрішнє регулювання процесів, яке навіть за умов дисбалансу, змін умов середовища існування живих істот зберігає для системи живих організмів відносне стале існування свого складу і властивостей.

В екосистемному підході також знаходить відображення стратегія комплексного управління водними ресурсами, що сприяє збереженню та раціональному використанню їх на рівноправному рівні. Екосистемний рівень організації ГЕ гарантує здійснення однієї з найважливіших функцій – забезпечення безперервного обміну речовин, енергії та інформації між усіма живими організмами та середовищем їх існування. Колообіг речовин та трансформація енергії в екосистемі відбуваються за рахунок взаємодії біотичних та абіотичних чинників [361, 373]. Тобто, екосистемний спосіб життя гідробіоценозів залежить від внутрішньої структури ГЕ як складової ТТВЕ та адитивних функцій внутрішньоводоймних процесів (рис. 1.4).

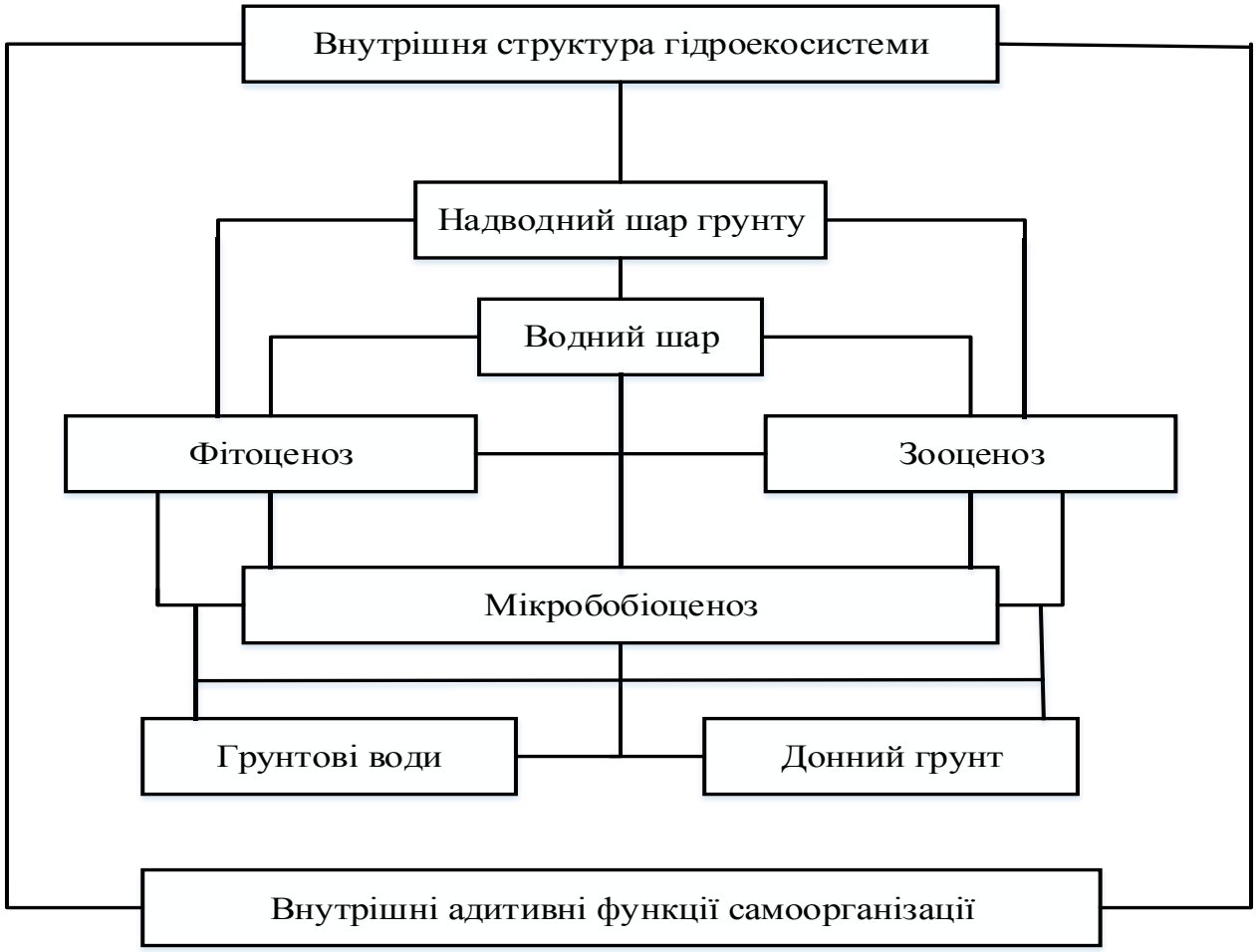


Рис. 1.4. Схематичне зображення структурно-функціональних особливостей самоорганізації водних екосистем

З цього рисунка видно, що екосистемний спосіб організації гідробіоценозів є похідним чинником функціональної залежності біотичної складової від абіотичної, що і сприяє формуванню компенсаційного механізму біотичної саморегуляції річкових вод, до того ж екосистемний спосіб життя біоти вказує на те, що внутрішня саморегуляція водних екосистем, у тому числі з техногенно-зумовленим характером їх розвитку, залежить від ефективності

механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження, від інтенсивності компенсаційного механізму біотичної

саморегуляції вод та від взаємозв’язків абіотичної та біотичної складових [353–356, 374].

Отже, концепція екосистемного способу життя біоти містить такі принципи [42, 73, 84, 178, 201, 219, 239, 371, 372]:

– екосистеми як основа всіх природних утворень, у розвитку яких провідна роль відводиться гідробіоценозам, що відповідає значущості таких функцій, які виконує система живих організмів;

– екологічні взаємовідносини і взаємодії між складовими поверхневих водних об’єктів виникають на всіх рівнях організації екосистем, у тому числі, які мають техногенно-зумовлений характер розвитку;

– техногенні впливи і залежності, що виявляються в ГЕ як складових ТТВЕ, визначають зміст перебігу екологічних процесів у наслідок внутрішніх стосунків у межах цих систем;

– екологічні залежності, які відбуваються в ТТВЕ, становлять або обумовлюють їх біотичний потенціал, що виступає регулятором сукупності речовинно-енергетичного балансу в них та кількості біомаси (реакція біоти на зміну середовища свого існування);

– екосистемний спосіб життя залежить від таких адитивних функцій живих організмів у ТТВЕ середовищеутворювальної, речовинно-енергетичної (механізм пластичного метаболізму хімічних сполук), концентраційної (механізм біотичної саморегуляції екосистем як відгук біоти на опір середовища та екзо- та ендоризики щодо стабільності свого існування), деструктивної, транспортної (імовірність певного поширення в ТТВЕ).

Розуміння механізму реалізації цих принципів дасть змогу наділі запропонувати механізми упрпавління інтенсивністю компенсаційного механізму біотичної саморегуляції.

Як було зазначено вище, екосистемам, як усім природним утворенням із різними типами екологічної ієрархії організації, притаманні динамічні зміни їх екологічного стану з врахуванням просторово-часових характеристик, які можна узагальнити:

1) відсутність узгодженості між внутрішнім функціональним станом ТТВЕ (пластичний метаболізм хімічних сполук антропогенного походження) та специфічною модифікуючою дією техногенних чинників сприяє формуванню еколого-небезпечних екзоризиків;

2) порушення гідрологічного режиму розвитку ТТВЕ пов’язано з понаднормативним вмістом речовин-забруднювачів у водному середовищі; вичерпанням потенційної рибогосподарської ємності у металів токсичної дії (мідь, цинк) і, як наслідок, біокумуляції їх у вищих водяних рослинах (ВВР), кумуляцією в донних відкладеннях;

3) підтримання техногенно-зумовленого характеру розвитку водних екосистем, як наслідок розвитку ГЕ, за якого відбувається втрата живої і неживої природи [341, 353, 355]: для помірно-забруднених вод за умовними показниками;

4) техногенно-зумовлений характер розвитку ТТВЕ пов’язаний із формуванням еколого-небезпечних ендоризиків, які негативно впливають на компенсаційний механізм біотичної саморегуляції вод, за умов постійного надходження техногенних впливів.

1.4. Обґрунтування ідеї, мета та завдання досліджень

1. За результатами проведеного аналізу основних причин та наслідків техногенного впливу на екологічний стан поверхневих водних об’єктів виявлено, що в Україні більшість річок (майже 88 %) характеризуються екологічним станом, який класифікується як «поганий», «дуже поганий» та «катастрофічний». Однією з основних причин погіршення екологічного стану річкових басейнів України є порушення їх речовинно-енергетичного балансу внаслідок зниження інтенсивності компенсаційного механізму біотичної саморегуляції та втрати стійкості до дії техногенних чинників.

Висунуто ідею, що зниження негативних наслідків техногенного впливу на екологічний стан районів річкових басейнів може бути досягнуто шляхом застосування удосконаленого басейнового принципу управління їх екологічною безпекою, на підґрунті наукових основ, які враховують закономірності впливу природно-техногенних чинників на процес формування їх техногенно трансформованого стану та інтенсивність компенсаційного механізму біотичного саморегулювання.

РОЗДІЛ 2
МЕТОДОЛОГІЯ, МЕТОДИ ТА МЕТОДИКИ ПРОВЕДЕННЯ ДИСЕРТАЦІЙНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Для оптимізації системи управління екологічною безпекою за басейновим принципом необхідно розробити оптимальні форми управління екологічною безпекою техногенно трансформованих басейнів річок. Аналіз результатів досліджень свідчать (див. розділ 1), що на сучасному етапі розвитку басейнів річок, в умовах постійного надходження техногенних впливів система самовідновлення водних екосистем, включає в себе систему адаптації біотичної компоненти до модифікуючого впливу техногенних чинників.

Система адаптації є структурним елементом системи самоочищення водних екосистем і виступає системою контролю еколого-збалансованого функціонування річкової екосистеми за умов постійної дії техногенних впливів. Техногенні впливи, які призводять до деструкції внутрішньоводоймних процесів ГЕ, є для них системою втручання, яка впливає на систему самоочищення. Інтенсивний розвиток техногенезу призвів до десбалансу функціонування системи самоочищення та системи втручання, за рахунок порушення еквівалентності між дестабілізуючим чинником системи втручання та наслідками їх прояву системою самоочищення.

Механізмом біотичної саморегуляції, який, власне і являє собою систему самоочищення ТТВЕ, можна керувати, збільшуючи квоту біотичного потенціалу. Для цього в роботі запропоновані наукові основи оптимізації басейнового принципу управління екологічною безпекою ТТВЕ з розробленням управляючої системи контролю на основі інформаційної системи індикаторів, яка дасть змогу виявити порушення

когерентних взаємозв'язків між системою втручання та системою самоочищення. Це сприятиме підвищенню буферності системи самоочищення (за рахунок інтенсифікації механізму біотичної саморегуляції) ТТВЕ системі втручання (техногенним впливам).

Методологія впровадження інтегрованого підходу в управління водними ресурсами за басейновим принципом, є дієвим засобом у напрямку:

– визначення динаміки структурно-функціональних змін розвитку ТТВЕ, в результаті постійного надходження техногенних впливів;

– забезпечення еколого-збалансованого розвитку водних екосистем у вмовах інтенсивної техногенної трансформації;

– підвищення рівня екологічної безпеки техногенно трансформованих водних об'єктів.

Оскільки басейн Дніпра є найбільш техногенно заангажований, його структурні елементи і були обрані для впровадження методології інтегрованого підходу в управління водними ресурсами.

Застосування екосистемного принципу та басейнового підходу щодо управління водними екосистемами, які зазнали техногенних трансформацій, на конкретній ділянці басейну Дніпра дасть змогу [102–104]:

– охарактеризувати гідрохімічну, гідрологічну та функціональну складові ділянки комплексної водної екосистеми річок басейну Дніпра з урахуванням просторово-часової ієрархії розвитку;

– установити структурні елементи ГЕ, які гідрографічно взаємопов'язані між собою та функціонально взаємодіють за умов дії дестабілізуючих антропогенних чинників, що призводить до формування екзоризиків у процесі розвитку техногенно-зумовлених водних екосистем;

– установити особливості структурно-функціональних перетворень у внутрішньоводоймних процесах, що призводить до формування ендоризиків розвитку ТТВЕ, індикатором яких є інтенсивність компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод;

– встановити інтегральні складові компенсаційного механізму внутрішньої саморегуляції вод на основі визначення факторних закономірностей у взаємозв'язках та взаємодії екологічних та антропогенних чинників щодо інтенсивності механізму внутрішньоводоймних процесів у річкових екосистемах;

– запропонувати особливості екосистемних процесів розвитку ТТВЕ сучасних біоінженерних екотехнологій [375–377] для покращення екологічного стану р. Нивки (джерела основного техногенного навантаження на р. Ірпінь) та попередження еколого-небезпечних екзоризиків впливу на русло гирлової ділянки р. Ірпінь і пригирлової відповідної прибережної зони Київського водосховища.

2.1. Розроблення наукової методики удосконалення форм управління екологічною безпекою техногенно трансформованих водних об'єктів

Методологічною основою досліджень було застосування системного підходу поєднання методів (аналізу, спостереження, систематизації, статистично-математичного, математичного моделювання, математичного прогнозування, гідроаналітичного, гідрохімічного, гідробіологічного, фізико-хімічного та токсикологічного).

Під час оцінювання стану ТТВЕ використовувались нормативні стандарти України [378–385] із певним розширенням екологічних показників та їх параметрів, що допомогло визначити:

1) причини та наслідки порушення механізму процесу інтенсивності внутрішньоводоймних процесів розвитку ТТВЕ;

2) охарактеризувати причини формування еколого-небезпечних ризиків стосовно функціонування ТТВЕ.

Водогосподарські системи (підприємство–водний об'єкт, урбанізовані території–водний об'єкт, сільськогосподарські скидні води–водний об'єкт) завдяки комплексності ТТВЕ (структурних одиниць) виконують спільні функції та пов'язані між собою. Ці зв'язки доволі складні, а отже, досліджувати їх необхідно з позиції системного підходу, який являє собою сукупність засобів, що використовуються для обґрунтування природоохоронних заходів, у тому числі наукового і технічного характеру [4, 102–104].

Спрямованість наукової роботи за екосистемним принципом та басейновим підходом управління обумовлена такими причинно-наслідковими чинниками [376]:

– по-перше, техногенний вплив завдяки його багатофакторності (поверхневий стік з урбанізованих територій, зворотні скидні води від підприємств різних галузей виробництва, сільськогосподарські скидні води) спричинив утворення техногенно-обумовлених річкових вод;

– по-друге, концепція регламентування якості вод за ГДК дозволяє охарактеризувати гідрохімічні процеси лише за зміною певних концентрацій забруднювальних речовин за індивідуальними та сумарними показниками;

– по-третє, поява концепції еколого-небезпечних ризиків за умов факторних техногенних впливів змінила оцінку розвитку і функціонування природних систем. Такий підхід визначення порушень екозбалансованих режимів природних екосистем став переважаючою концепцією існування ТТВЕ [4].

Методологія досліджень відповідає основним положенням Закону України «Про основні засади державної екологічної політики Уаїни до 2030 року» [247] та Закону України «Про затвердження загальнодержавної програми розвитку водного господарства та оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року» [249], яким передбачено запровадження в Україні інтегрального управління водними ресурсами задля досягнення соціально-економічного стану водойм без заподіяння шкоди структурно-функціональним особливостям та внутрішньоводоймним процесам самовідновлення [102–104].

У кожному окремому водному об’єкті різні умови розвитку, відповідно і механізми переходу природних екосистем у техногенно-зумовлені слід розглядати для кожної водного об’єкту окремо. Для цього необхідно обрати певну ділянку ГЕ, результати досліджень якої можуть бути успішно адаптованими для інших водних об’єктів з високим рівнем техногенного навантаження.

Оскільки річки басейну Дніпра, як було зазначено вище, є найбільш техногенно заангажованими, його структурні одиниці були обрані як приклад. Необхідно розробити єдиний алгоритм, який дозволить кількісно охарактеризувати структурно-функціональні зміни розвитку водних екосистем, що підтверджують причини антропогенної трансформації за умов постійного надходження техногенних впливів.

Запропонована методологія управління зводиться до підвищення буферності системи самоочищення (механізму біотичної саморегуляції водного об’єкту) та підвищення її здатності чинити опір системі втручання (техногенному впливу), за рахунок введення інформативної індикаторної системи контролю, яка враховує структурно-функціональні зміни розвитку водних екосистем і дозволяє виявити

порушення взаємозв'язків між системою втручання та системою самоочищення та відновити їх за рахунок введення системи керування (рис. 2.1).

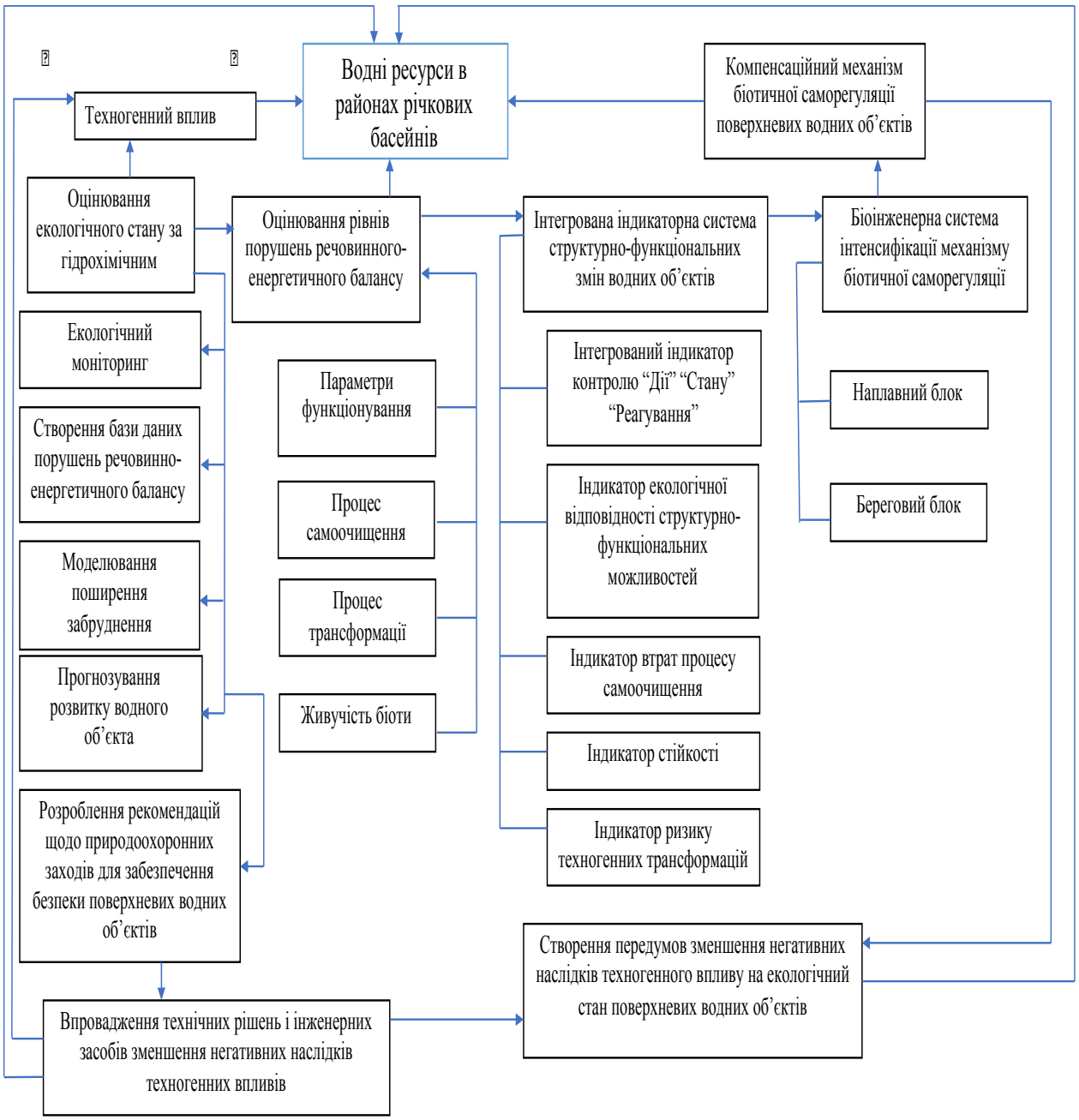


Рис. 2.1. Схематичне зображення методології проведення дисертаційних досліджень (на прикладі ділянки басейну Дніпра)

Результати запропонованого алгоритму досліджень можуть бути успішно адаптованим для інших рівнинних водних екосистем з високим

рівнем техногенного навантаження, за умов постійного надходження техногенних впливів, а також задіяним в системі управління екологічною безпекою техногенно трансформованих басейнів річок.

2.2. Методика досліджень поверхневих водних екосистем (з інтенсивним техногенним впливом) за басейновим принципом управління

Найбільш техногенно трансформованими, з високим рівнем забрудненості вод та порушенням матеріально-енергетичного балансу є ріки саме басейну Дніпра за рахунок нерегульованого надходження до них хімічних сполук антропогенного походження від недостатньо очищених зворотних вод промислових підприємств, поверхневого стоку урбанізованих територій [103], сільськогосподарських скидних вод [102, 104] тощо. Це безумовно свідчить про зміни внутрішньоводоймних процесів, а саме структурно-функціональної організації розвитку. Отже, як об’єкт досліджень обрано єдину концептуальну модель системи річок гідрографічних структурних одиниць басейну Дніпра.

На формування наукових завдань проведення досліджень, вплинув вибір, безпосередньо об’єкта експериментальних робіт – комплексної певної гідрографічної ділянки басейну Дніпра. Такий вибір об’єкта дослідження узгоджується з ієрархічними екосистемними принципами досліджень техногенно-змінених систем річок, загальними законами екології [125, 386, 387], факторними підходами встановлення наукових закономірностей розвитку ТТВЕ [126, 389–392] та рекомендаціями міжнародних правових організацій щодо доцільності та необхідності

розроблення індикаторів [4] поетапних змін екосистемних процесів при дії специфічних модифікуючих (антропогенних) чинників.

Вибір об'єкта дослідження пов'язаний з такими причинно-наслідковими чинниками [102–104]:

– по-перше, техногенний вплив завдяки його багатофакторності (поверхневий стік з урбанізованих територій, зворотні скидні води від промислових підприємств, сільськогосподарські скидні води тощо) збумовив утворення техногенно-обумовлених річкових вод;

– по-друге, концепція регламентування якості вод за ГДК дозволяє охарактеризувати гідрохімічні процеси лише за зміною певних концентрацій забруднювальних речовин за індивідуальними та сумарними показниками;

– по-третє, поява концепції еколого-небезпечних ризиків за умов факторних техногенних впливів змінила оцінку розвитку і функціонування природних систем. Такий підхід визначення порушень екозбалансованих режимів природних екосистем став переважаючою концепцією існування ТТВЕ [103, 125].

Складові підсистеми комплексної гідрографічної структури басейну Дніпра – ТТВЕ – об'єднані між собою гідрографічними взаємозв'язками. Постійні трофічні зв'язки між річками басейну Дніпра забезпечують гомеостатичний механізм розвитку єдиної комплексної системи басейну на різних рівнях ієрархічного розвитку і дозволяють розглядати їх як сукупність взаємопов'язаних складових у єдиній матеріальній системі: «*мала річка* (р. Нивка) – *середня річка* (р. Ірпінь) – *велика річка* (р. Дніпро в районі Київського водосховища)».

Слід зазначити, що досліджувались лише певні взаємопов'язані ділянки цих річок. Загальна довжина системи становить близько 60 км: р. Нивка (5 км) – її відкрите русло, у яке надходять зворотні води від

підприємств м. Києва та його околиць [104, 393–396]. Загальна довжина дельтової ділянки р. Ірпінь, що досліджувалась – 55 м, від місця впадання притоки Нивки і до Київського водосховища [4, 397–401].

Концептуальна єдина водна система річок має такі гідрографічні і гідродинамічні характеристики:

– р. Нивка та р. Ірпінь є складовими басейну Дніпра, де об'єднувальною структурою є Київське водосховище;

– гирлова ділянка р. Ірпінь та Київське водосховище є водним об'єктом рибогосподарського та рекреаційного призначення;

– р. Нивка характеризується збільшенням маси донних відкладів – один із гідрологічних наслідків урбанізації, що є причиною порушення екологічної рівноваги у її водній системі.

Узагальнене схематичне зображення ділянки комплексної водної системи структурних одиниць басейну Дніпра показано на рис. 2.2.

Рис. 2.2. Підсистеми взаємопов'язаних структурних одиниць єдиної системи річок басейну Дніпра

Ділянка концептуальної водної екосистеми річок басейну Дніпра являє собою сукупність взаємопов'язаних складових у системі «природне середовище (р. Ірпінь) − антропогенно-змінене середовище (р. Нивка)», які підпорядковано-пов'язані між собою в результаті функціональної взаємодії, внаслідок гідрографічного взаєморозташування та характеризуються всіма ієрархічними рівнями екосистеми. Таке об'єднання узгоджується з ієрархічною концепцією утворення системи «техногенний вплив-наслідки впливу», структурні одиниці якої пов'язані між собою гідрографічно та функціонально.

Комплексна концептуалина водна система річок басейну Дніпра стала синонімом поняття «природний комплекс».

Концептуальна система – це природно-територіальний комплекс, який як об'єкт має основні властивості системи і повинен досліджуватися як система.

На рис. 2.3 схематично зображені взаємозв'язки між підсистемами елементів концептуальної системи басейну Дніпра та техногенним впливом, який спричиняє її структурно-функціональні зміни [102, 103].

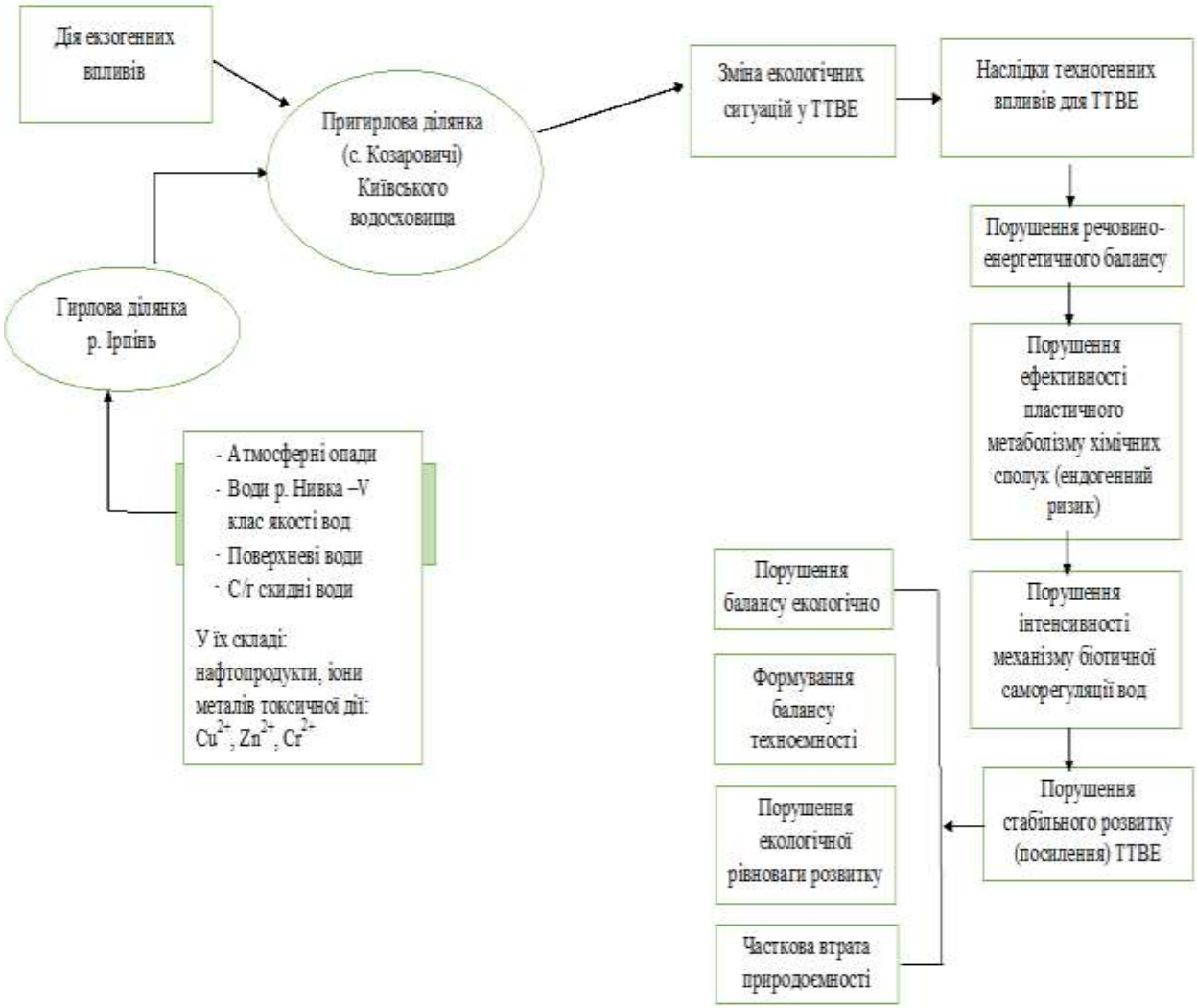


Рис. 2.3. Характеристика екосистемних процесів ділянки комплексної системи басейну Дніпра як результат техногенних модифікуючих впливів

Характеристика екосистемних функціональних процесів, наведена на рис. 2.4, вказує на те, що внаслідок існування багатофакторних джерел забруднення ділянки басейну річок порушується екологічна рівновага різних типів екологічної ієрархії організації водних екосистем: від малої р. Нивки до гирлової ділянки р. Ірпінь та прибережної ділянки Київського водосховища. Порушення екологічної рівноваги призводить до процесу формування техногенних змін у поверхневих водних об’єктів [103].

Автор зазначає, що концептуальна водна система ділянки басейну Дніпра має певну множину елементів природного походження, існуючі взаємозв'язки між ними зумовлюють прояв природних екосистемних принципів в таких якостях та функціях, за яких без взаємодії елементів підсистем був би неможливий їх розвиток.

Відповідно до екологічних законів, такий стан комплексної системи техногенно трансформованих водних об'єктів визначається як функціонально та еволюційно (просторово-часова динаміка розвитку) рівнозначним. Тобто, основні положення закону екологічної кореляції розвитку екосистем свідчать, що функціонування ТТВЕ відбувається за тими самими структурно-функціональними параметрами, враховуючи взаємодії екологічних та антропогенних чинників, що і природних систем [102–104].

Функціонування єдиної системи басейну ТТВЕ, під дією антропогенних чинників, сприяє формуванню спеціалізованих підсистем єдиної концептуальної моделі системи річок, які мають основні властивості системи та повинні досліджуватись як система, адже без взаємодії елементів підсистем неможливий їх розвиток як системи. Ці структурні елементи системи – спеціалізовані підсистеми між собою об'єднані зворотними зв'язками, що забезпечує гомеостатичний механізм розвитку єдиної концептуальної моделі системи [3, 162].

Комплексна гідрографічна структура ТТВЕ, завдяки наявності різних спеціалізованих підсистем забезпечує різні функції їх екосистемного розвитку, що обумовлює послідовність екологічної оцінки їх стану [4]:

1) аналіз кінцевої мети, яка реалізується під час виконання поставлених завдань;

2) розроблення та обґрунтування критеріїв визначення еколого-небезпечних екзо- та ендоризиків у процесі розвитку ТТВЕ;

3) застосування статистично-імовірного підходу щодо оцінки еколого-небезпечних ситуацій у реальних екосистемах річок.

До спеціалізованих підсистем запропонованої комплексної системи річок ділянки басейну Дніпра належать:

– ***ділянка малої річки Нивки*** (район скиду зворотних вод від більше ніж 60-ти підприємств різних галузей виробництва), правої притоки р. Ірпінь, яка є одним з основних джерел техногенного забруднення (рис. 2.4);

Рис. 2.4. Ділянка малої р. Нивки

– ***ділянка річки Ірпінь*** (гідростворі: сел. Мостище, смт. Гостоміль) від місця впадання р. Нивки до Київського водосховища (рис. 2.5);

Рис. 2.5. Ділянка середньої р. Ірпінь

– ***прибережна зона Київського водосховища***, в місті впадання вод р. Ірпінь (сел. Казаровичі) до р. Дніпра (рис. 2.6);

Рис. 2.6. Прибережна зона Київського водосховища (місце впадання вод р. Ірпінь до р. Дніпра)

Підсистема річки Нивки бере свій початок у 0,5 км на схід від смт. Вишневе поблизу аеропорту «Київ», протікає в західній частині Києва в районі Святошина. Впадає в Ірпінь за 45 км від Київського водосховища як права його притока [3, 4, 102–104].

Загальна довжина річки – 23 км, довжина відкритого русла – близько 5 км, основна його частина знаходиться у колекторі. Ширина русла річки – 2–3 м, а глибина – 0,1–0,7 м. Ширина заплави – 300 м. Русло слабко звивисте, на деяких ділянках повністю зарослe. Швидкість течії незначна, що обумовлено значною зарегульованістю стоку і становить у межень 0,05–0,1 м/с.

На річці споруджено систему ставків рибо-господарського призначення, що включає близько 20 ставків (продукція постачається до м. Києва), тому озерність р. Нивки становить 2,2 % усієї площі, що є найвищим показником для всіх річок Києва.

Якість води річки значною мірою залежить від маси антропогенних навантажень та витрат води в руслі і може бути регульована за рахунок зменшення маси забруднювальних речовин антропогенного походження. Середньорічні витрати р. Нивки – 0,17 $м^3/с$ [151]. Площа водозбору – 94,0 $км^2$.

Урбанізованість річки досить висока – 31 %, за рахунок того, що вона протікає вздовж м. Києва і до її вод скидаються недостатньо очищені зворотні води – 0,403 $м^3$/рік від 60 промислових підприємств різних галузей виробництва та колекторів.

Особливістю р. Нивки є те, що вона несе свої води в р. Ірпінь і далі в Київське водосховище, що вище водозбору міста і всі мешканці столиці є частковими її водоспоживачами.

Підсистема річки Ірпінь протікає в Житомирській та Київській областях і є об'єктом рибогосподарського та рекреаційного призначення. Гирло річки – Київське водосховище. Загальна довжина – 162 км, ширина – 25–40 м, глибина до 40 м, площа басейну – 3340 км^2, за рахунок цього річка класифікується як середня [83].

Густина річкової сітки – 0,44 км/км^2, нахил – 0,7 м/км. Заплава річки переважно заболочена, живлення мішане. Стік зарегульований численними ставками. У басейні діють невеликі осушувальні і осушувально-зволожувальні системи (Бучанська, Тарнівська, Шпитьківська). На відрізку 131 км є магістральним каналом Ірпінської осушувально-зволожувальної системи.

У роботі розглядається кінцева ділянка річки, завдовжки, 55 км, перед впадінням її у Київське водосховище, а саме, гідроствори: сел. Мостище, Гостоміль, Казаровичі (рис. 2.7).

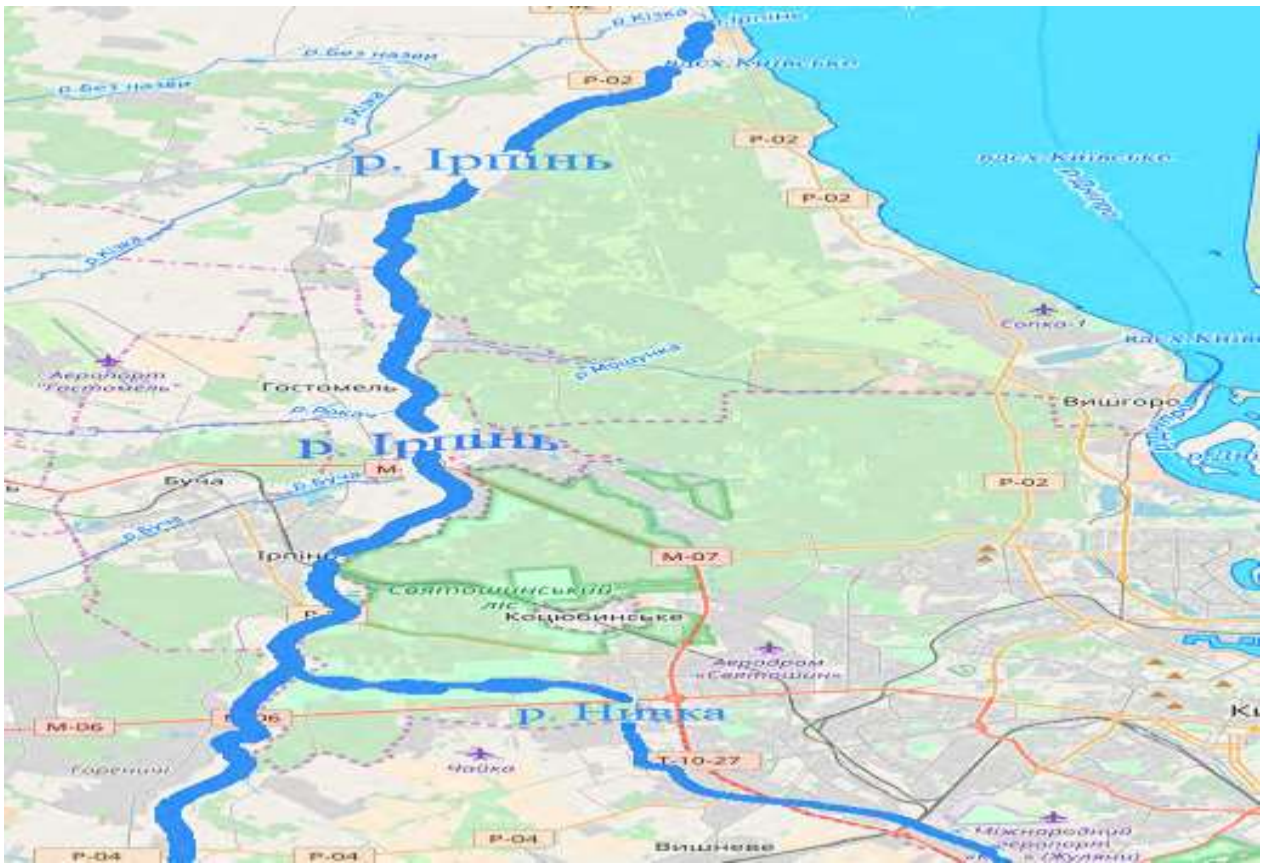


Рис. 2.7. Карта досліджуваної території басейну Дніпра

Гідрографічні одиниці басейну Дніпра об’єднані між собою функціонально та характеризуються всіма ієрархічними рівнями екосистеми. Дослідження проводились у цій ділянці річки, оскільки вона є найбільш репрезентативною ділянкою басейну, відносно антропогенного впливу на водну екосистему і віддзеркалює стан усієї водної системи басейну.

Для визначення екологічної оцінки підсистем ТТВЕ використані дані особистих досліджень за гідрохімічними, гідробіологічними та токсикологічними показниками стану р. Нивки та р. Ірпінь [74–80], які доповнені первинними інформаційними матеріалами державних контрольних установ, за гідрохімічними та гідробіологічними показниками, за п’ятнадцятирічний період (2003–2018 рр.), за державними контрольними гідростворами: сел. Мостище, смт. Гостомель, сел. Козаровичі [81–83].

Дані екологічного моніторингу систематизовано, проаналізовано (близько 1000 показників) і певна їх частина використана безпосередньо в даній роботі (700 показників) для характеристики особливостей структурно-функціональної організації ТТВЕ [102–104].

Для з’ясування особливостей структурно-функціональної організації розвитку цієї ділянки басейну було обрано такі пріоритети досліджень:

1) за умови постійної дії на водну екосистему специфічних модифікуючих (антропогенних) чинників, у системі взаємозв'язки та взаємодії між екологічними та антропогенними чинниками пов'язані гідрографічно та функціонально;

2) двостороння взаємодія у системі «техногенний вплив − наслідки впливу» дає змогу охарактеризувати особливості структурно-функціональної організації;

3) створення інформаційно-методологічної бази екологічних індикаторів, яка дозволила визначити трансформації механізму біотичної

саморегуляції ТТВЕ (індикатори: техногенного впливу, тенденцій дій та наслідків змін на техногенні впливи).

Даний дослідницький підхід дає змогу охарактеризувати всі досліджувані ділянки підсистем за принципом екологічної узгодженості функціонування їх у межах ТТВЕ. Таке поєднання річок в єдину концептуальну водну екосистему є доцільним для застосування на рівні малих та середніх річок, що зумовлено їх гідрологічними характеристиками.

Створення єдиної концептуальної системи та її правомірний ієрархічний статус узгоджується із законами загальної екології та не викликає суперечностей стосовно основних принципів інженерної екології [125, 126] та узгоджується з рекомендаціями міжнародних екологічних організацій щодо доцільності та необхідності розроблення індикаторів [4] поетапних змін екосистемних процесів при дії специфічних модифікуючих (антропогенних) чинників.

2.3. Підходи та методи проведення досліджень поверхневих водних екосистем в умовах постійного надходження техногенних впливів та інтерпретації їх результатів

Компоненти водних екосистем з високим рівнем техногенного навантаження (на основі комплексного підходу за екосистемно-басейновим принципом) розглянуті як єдине ціле – водні маси, донні відкладення, біотична складова. Відбувається внутрішня адаптаційна перебудова структурних складових, спрямована на протидію забруднювачам усіма її компонентами. Для пояснення процесів нейтралізації використовувались загальнотеоретичні основи організації розвитку ТТВЕ, описані з позиції теорії систем, згідно з якою водні екосистеми

розглядаються як відкриті термодинамічні системи, що мають високий рівень структурної цілісності, взаємопов'язаності та характеризуються функціональною єдністю структурних компонентів, за рахунок саморегуляції [3, 162].

Для вивчення функціонування водних екосистем з інтенсивним рівнем техногенного навантаження в умовах постійного надходження антропогенних впливів запропоновані такі підходи [277]:

– *концептуальні* («чому?») – існуючі нормативні методи контролю якості поверхневих вод не в змозі охарактеризувати динаміку змін структурно-функціональних властивостей ГЕ в процесі взаємодії екологічних та специфічних модифікуючих (антропогенних) чинників;

– *стратегічні (*«яких?») – практика використання існуючих нормативів контролю якості води здійснюється при застосуванні діючих ГДК та ГДС, що сприяє виснаженню якості поверхневих вод; як тактичні заходи для стратегічного процесу створення екологічних показників та їх параметрів визначення інтенсивності механізму біотичної саморегуляції водної системи річки;

– *практичних (*«яким чином?») – визначення рівня екологічної ємності водного середовища, за неперевищення якої не відбуваються структурно-функціональні зміни ГЕ та використання екологічних індикаторів за умов різних екологічних ситуацій розвитку водного середовища річки та постійних техногенних впливів.

Зазначені підходи дозволять реалізувати такі завдання:

– на стратегічному рівні створити наукову концепцію особливостей механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ на прикладі ділянки басейну Дніпра;

– на тактичному рівні розвитку та реалізації в практичних умовах окреслити такі складові наукової концепції управління поверхневими водами за екосистемно-басейновим принципом:

а) вибір та обґрунтування об’єкта досліджень, структурні складові якого гідрографічно і функціонально поєднані між собою;

б) застосування статистично-математичних методів для визначення факторних ознак структурно-функціональних особливостей розвитку ТТВЕ;

в) розроблення інформаційно-інтегральної тривимірної системи контролю (екотехнології) за екологічним станом ТТВЕ;

г) використання в процесі виконання експериментальних робіт: натурних досліджень щодо застосування в дослідженнях вищої водної та наземної рослинності; методів математичного аналізу з наступними методами інтерпретації отриманих результатів; вирішення завдань інженерної екології стосовно ймовірного поширення в р. Нивці зворотних вод від авіапідприємств;

д) розроблення схеми-програми визначення факторних ознак розвитку ТТВЕ, на основі якої створити блок–схему особливостей біотичної саморегуляції вод за екологічними параметрами;

е) визначення статистичної достовірності факторних ознак структурно-функціональних особливостей змін фундаментальної основи розвитку ТТВЕ – екологічної ємності;

є) розроблення формалізованого алгоритму щодо визначення стійкості екологічного стану ТТВЕ;

ж) створення біоінженерних споруд та розташування їх у зоні основного надходження забруднювальних речовин (р. Нивка) з метою попередження погіршення екологічного стану в гирловій ділянці р. Ірпінь та прибережної зони Київського водосховища (сел. Казаровичі).

Для визначення структурно-функціональних характеристик ТТВЕ застосовані органолептичні, гідрохімічні, токсикологічні, фізико-хімічні та біологічні методи [378–388].

Відповідно ISO 4077–2001 [378] визначався показник pH атестованим pH – метром pH–121.

Згідно КНД 211.1.4.042–95 [379] встановлювалась загальна мінералізація.

Відповідно ISO 6059 [380] комплексометричним титруванням кальцію і магнію трилоном Б при pH 10 визначалась загальна твердість. Як індикатор використовувався еріохром чорний Т (хромовий темно-синій).

Згідно КНД 211.1.4.021–95 [381] встановлювалось хімічне споживання кисню (ХСК).

Біохімічне споживання кисню ($БСК_5$) визначалось згідно КНД 211.1.4.024–95 [382].

Азот амонійний, нітрит-іони, нітрат-іони визначались згідно з стандартними методиками [383–385].

За даними гідрохімічних досліджень складу вод р. Ірпінь, був застосовано метод комплексного екологічного оцінювання якості забруднення вод за загальним екологічним індексом [84], ураховуючи, що цей метод є єдиним державним нормативним критерієм встановлення класу якості води [6]. Даний стандарт передбачає визначення класу якості води I_e за трьома блоками показників [84, 178, 341] і визначається за формулою:

$$I_e = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{n} \qquad (3.1)$$

де I_1 – блок сольового складу, загальні показники (мінералізація води, вміст сульфатів та хлоридів);

I_2 – блок трофо-сапробіологічних показників, що характеризує властивості водного об’єкта порівняно з ГДК, коли інгредієнти змінюються залежно від техногенних чинників (уміст завислих речовин, ХСК, $БСК_5$, розчинений кисень, азот амонійний, нітратний, нітритний, фосфати, біомаса фітопланктону);

I_3 – блок показників токсичної дії екотоксикантів антропогенного походження, притаманних для даного водного об’єкта (мідь, хром, марганець, цинк, феноли, нікель).

Значення загального екологічного індексу (3.1) для класів води становлять [402]:

– I клас – еталон < 1,0 (природні сукцесії ГДК);

– II клас – стан добрий < 3,0 (розхитування системи);

– III клас – стан задовільний < 8,0 (випадання окремих видів);

– IV клас – стан перехідний < 21,0 (порушення трофічних зв'язків);

– Vклас – стан незадовільний > 21,0 (колапс, екологічна криза)

Методом кількісного елементного аналізу за атомними спектрами поглинання на спектрофотометрі AAS-30(атомно-абсорбційна спектрометрія) [403] встановлювали концентрації сполук металів токсичної дії.

Вміст нафтових вуглеводнів у воді визначали згідно з [404].

Наслідки порушення матеріально-енергетичного балансу водного середовища встановлювались за допомогою методів біотестування на таких тест-об’єктах: *Daphnia magna S., Allium cepa, L., Lactuca sativa Z.* Токсичність на *Daphnia magna S.* відповідно КНД 211.1.4.054–97 [386]. Критерієм токсичності була смертність ракоподібних. Визначення токсичності за інгібуванням росту корінців *Allium cepa, L.,* виконувалось згідно з [387], а *Lactuca sativa Z.* згідно з [388].

Використовувались також сучасні методи математичної статистики

(статистично-математичний) для оброблення та систематизації експериментальних гідрохімічних та гідробіологічних даних екологічного моніторингу, узагальнення отриманих результатів [405, 406].

Під час виконання структурно-функціональних характеристик та ознак розвитку ТТВЕ використовували детермінаційний аналіз математичного моделювання [407–416].

Описуючи фактичну усереднену тенденцію розвитку процесу (концентрації речовини) для періоду спостережень, використовують функцію часу – тренд. Він характеризує загальну закономірність руху чи розвитку процесу в часі [417]. Щоб виконати прогноз, потрібно знайти аналітичний вираз існуючого тренду. Отримати його можна шляхом регресивного аналізу досліджуваних даних [139,141–143]. Аналітичне вирівнювання передбачає представлення рівнів даного ряду динаміки у вигляді функції часу $C=f(t)$, де C – концентрація хімічної речовини, що залежить від часу t [142].

Для прогнозування зміни середньорічних концентрацій хімічного складу води з часом користуватися лінійною згладжувальною функцією [71, 139]:

$$\hat{y}_t = a + bt \tag{2.1}$$

де $\hat{y}$ – вирівняне значення y_t, яке відповідає моменту часу t; a і b – константи.

У цьому випадку (1.1) система для оцінювання параметрів a та b має вигляд:

$$\begin{cases} \sum y_t = an + b\sum t \\ \sum y_t\, t = a\sum t + b\sum t^2 \end{cases} \tag{2.2}$$

де n - кількість членів динамічного ряду.

Для визначення значень параметрів a і b використана залежність:

$$a = \frac{\sum y_t \sum t^2 - \sum t \sum y_t t}{n\sum t^2 - (\sum t)^2} \tag{2.3}$$

$$b = \frac{n\sum y_t\, t - \sum t \sum y_t}{n\sum t^2 - (\sum t)^2} \tag{2.4}$$

Визначивши параметри a і b (2.3) та (2.4), отримано рівняння регресії, на основі якого можна прогнозувати значення залежно від значень t.

Мірою тісноти залежності між двома змінними, зокрема для часових рядів між залежною змінною y і незалежною змінною час t, є коефіцієнт кореляції r. Кореляційний зв'язок може бути позитивним або негативним. При цьому абсолютна вел ичина коефіцієнта кореляції може змінюватися від +1 до – 1. За позитивного зв'язку зі зростанням одного показника збільшується й інший, а за негативного – при зростанні одного показника – інший зменшується. При r = 0 досліджувані показники незалежні [139,141,142,144]. Зв'язок між ознаками оцінюється зо шкалою Чеддока : 0,1 < r < 0.3 – слабка; 0, 3 < r < 0, 5 – помірна; 0,5 < r < 0, 7 – помітна; 0, 7 < r < 0, 9 – висока; 0,9 < r < 1,0 – дуже висока;

Коефіцієнт кореляції знаходиться за формулою [417]:

$$r = \sqrt{\frac{b^2(\sum t^2 - (\sum t)^2/n)}{\sum y_t^2 - (\sum y_t)^2/n}} \tag{2.5}$$

Також для перевірки істотності зв'язку між двома змінними використовують порівняння розрахункових *t* і табличних значень t_a критерію Стьюдента. Формула для розрахунку *t*-критерію:

$$t = \sqrt{\frac{r\sqrt{n-2}}{\sqrt{1-r^2}}} \tag{2.6}$$

де *r* – коефіцієнт кореляції;

n – кількість рівнів ряду динаміки (ретроспективних років), що розглядається.

Більше значення розрахункового (2.6) *t*-критерію свідчить про значущість коефіцієнта кореляції та істотний зв'язок між двома змінними.

Слід зазначити, що дійсні значення залежної змінної (концентрації забруднювальної речовини у воді) не збігатимуться з розрахунковими (прогнозними), оскільки сама лінія регресії описує взаємозв'язки лише приблизно. Тому під час прогнозування недостатньо розрахувати за рівнянням регресії значення концентрацій речовини (точковий прогноз), що відповідає одному конкретному значенню незалежної змінної (час, витрата і т.п.). Потрібно ще вказати довірчий інтервал — інтервал (що містить сам прогноз), у якому з певною мірою упевненості можна чекати появи фактичного значення прогнозованої змінної (концентрації) [139–144].

Межі інтервалів довіри визначають так:

$$\hat{y} \pm t_a S_{\hat{y}} \tag{2. 7}$$

де t_a – табличне значення статистики Стьюдента, яка залежить від числа сттпенів свободи $(n-1)$ та від заданої бажаної ймовірності (найчастіше 95 %),

$S_{\hat{y}}$, – середня квадратична похибка прогнозу $\hat{y}$.

Стандартну похибку регресії розглядають як міру розкиданості даних спостережень від змодельованих значень, що менше значення стандартної похибки регресії, то якісніше створена модель [139,141,142,144].

$$S_{\widehat{y+\tau}} = \sqrt{\frac{\sum(y_t - \hat{y}_t}{n-2}} \cdot \sqrt{1 + \frac{1}{n} + \frac{\left(\tau + \frac{n-1}{2}\right)^2}{\sum t^2 - \left(\sum t\right)^2 / n}} \tag{2.8}$$

де τ – прогнозний період, кількість років;

n – кількість рівнів ряду динаміки, що розглядається.

Кількісну екологічну характеристику (2.8) структурних елементів комплексної водної системи річок басейну Дніпра (для визначення причин та наслідків змін їх структурно-функціональної організації) здійснювали на основі методики застосування кількісних екологічних індикаторів [102].

Інтенсивність процесів пластичного метаболізму визначали [103].

Екологічні параметри розвитку і функціонування ТТВЕ встановлювали за допомогою розробленої інтегральної тривимірної системи – одночасний тривимірний контроль [4, 178, 219].

Дослідження, наведені в роботі, проводились на базі лабораторій Національного авіаційного університету, Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України, Інституту гідробіології НАН України. Лабораторні вимірювання виконувались в Інституті колоїдної хімії та хімії води у Спектрометричному центрі елементарного аналізу при Національному ботанічному саду.

Висновки до розділу 2.

Обґрунтовано методологію, методики і теоретичні та експериментальні методи проведення дисертаційних досліджень. Теоретичні методи передбачали: аналіз узагальнення основних причин та наслідків техногенного впливу на екологічний стан поверхневих водних об’єктів в Україні; інтерпретації отриманих результатів; статистично-математичні методи для оброблення експериментальних даних; методи математичного моделювання просторово-часового розподілу забруднювачів у поверхневих водних екосистемах, математичного прогнозування та гідроаналітичні методи. Серед експериментальних методів у лабораторних умовах застосовано традиційні гідрохімічні, гідробіологічні, токсикологічні та фізико-хімічні методи вимірювання параметрів забруднення водного середовища. У польових умовах для встановлення здатності макрофітів проростати в наплавному блоці біоінженерної системи інтенсифікації компенсаційного механізму біотичної саморегуляції застосовано метод спостереження.

РОЗДІЛ 3
ТЕХНОГЕННІ ТРАНСФОРМАЦІЇ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

Відповідно до основних напрямів міжнародної та державної екологічної політики важливим стратегічним завданням є оцінювання глибини антропогенних перетворень поверхневих водних екосистем з метою визначення допустимих меж хімічних техногенних впливів та подальшого і своєчасного використання їх для розробленя природоохоронних заходів та впровадження основних принципів управління екологічною безпекою водних екосистем в умовах інтенсивних техногенних впливів.

Для оптимізації системи управління екологічною безпекою водних об'єктів в умовах постійного надходження техногенних впливів, через створення системи керування, необхідно чітко визначити динаміку механізмів функціональної залежності системи самоочищення поверхневих водних об'єктів та системи втручання, яка виявляється у вигляді некерованого інтенсивного техногенного впливу.

Для реалізації тактичного наміру даного етапу досліджень постала необхідність визначення динаміки перебігу внутрішньоводоймних екологічних процесів унаслідок взаємозв'язків системи самоочищення та системи втручання. Екологічна залежність динаміки перебігу екологічних процесів між цими системами зумовлює інтенсивність біотичного потенціалу річкових екосистем, який виконує функцію регулятора речовинно-енергетичного балансу та кількості біомаси в них. Відповідно і вектор наукових досліджень має бути спрямований у бік оцінювання техногенної трансформації природних режимів річкових екосистем за басейновим принципом управління на основі досліджень динамічних процесів між системою самоочищення та системою втручання.

Водогосподарські системи (підприємство – водний об’єкт, урбанізовані території – водний об’єкт, сільськогосподарські скидні води – водний об’єкт) завдяки комплексності (елементів) виконують спільні функції та пов’язані між собою. Ці зв’язки здебільшого доволі складні, і тому досліджувати їх необхідно з позиції системного підходу, який являє собою сукупність засобів, що використовуються для обґрунтування водоохоронних заходів, у тому числі наукового і технічного характеру [4].

Комплексна водна система річок ділянки басейну Дніпра, завдяки наявності спеціалізованих підсистем, забезпечує різні функції її екосистемного розвитку, що зумовлює таку послідовність екологічного оцінбвання стану [162]:

1) аналіз кінцевої мети, яка реалізується під час виконання поставлених завдань;

2) обґрунтування та розвиток критеріїв встановлення еколого-небезпечних екзо- та ендоризиків у процесі розвитку техногенних трансформацій водних об’єктів;

3) застосування статистично-імовірного підходу щодо оцінювання еколого-небезпечних ситуацій у реальних екосистемах річок.

Застосування екосистемного принципу та басейнового підходу під час дослідження водних екосистем річок ділянки басейну Дніпра дозволить [4]:

– охарактеризувати гідрохімічну, гідрологічну та функціональну складові ТТВЕ;

– встановити структурні елементи ГЕ, які гідрографічно взаємопов’язані між собою та функціонально взаємодіють за умов дії дестабілізуючих антропогенних чинників, що призводить до техногенних трансформацій та формування екзоризиків у процесі розвитку ТТВЕ;

– встановити особливості структурно-функціональних перетворень у внутрішньоводоймних процесах, що призводить до формування ендоризиків

розвитку ТТВЕ, індикатором яких є інтенсивність компенсаційного механізму біотичної саморегуляції;

– встановити інтегральні складові компенсаційного механізму внутрішньої саморегуляції вод на основі визначення факторних закономірностей у взаємозв'язках та взаємодії екологічних та антропогенних чинників стосовно інтенсивності механізму внутрішньоводоймних процесів у річкових екосистемах;

– запропонувати на основі здобутих знань щодо особливостей екосистемних процесів розвитку ТТВЕ сучасні біоінженерні екотехнології [6,7 патенти] для покращення екологічного стану р. Нивки (джерела основного техногенного навантаження на р. Ірпінь) та попередження еколого-небезпечних екзоризиків впливу на русло гирлової ділянки р. Ірпінь і пригирлової відповідної прибережної зони Київського водосховища.

З урахуванням зазначеної послідовності та пріоритетів необхідно створити банк даних гідрохімічного складу та якісних характеристик річкових басейнів в умовах постійного надходження техногенного впливу, для спеціалізованих підсистем різного ієрархічного рівня розвитку, водної системи річок басейну, що сприятиме пошуку оптимальних форм управління екологічною безпекою ТТВЕ.

3.1. Визначення речовинно-енергетичних трансформацій та рівнів порушень екологічної рівноваги річкових басейнів (на прикладі ділянки басейну Дніпра)

Головними причинами, які зумовлюють погіршення якості поверхневих вод, є органічні та неорганічні сполуки і речовини з ушкоджуючим (токсичним) ефектом дії, що потенційно створюють передумови екологічної небезпеки та призводять до структурно-функціональних змін розвитку ГЕ, за рахунок дисбалансу речовинно-

енергетичного обміну. Для визначення причин та наслідків антропогенної трансформації ТТВЕ, на прикладі річок ділянки басейну Дніпра, на даному етапі досліджень були сформовані такі початкові завдання [3]:

– встановлення загального індексу забруднення води;

– визначення класів якості вод;

– з'ясування причин змін механізму біотичної саморегуляції ГЕ;

– встановлення механізмів трансформацій структурно-функціонального розвитку водних екосистем у просторі та часі.

Дієвим засобом у напрямку забезпечення еколого-збалансованого розвитку водних систем є комплексний екосистемний принцип визначення їх екологічного стану в системі «техногенний вплив–наслідки впливу», який передбачає:

– розроблення інформативних інтегральних систем контролю, що дасть змогу виявити структурно-функціональні зміни, спричинені техногенними трансформаціями та на їх базі спрогнозувати стан їх розвитку на перспективу;

– доцільність забезпечення просторово-часової ієрархії досліджень з метою визначення факторних гідрохімічних ознак та функціональних закономірностей розвитку техногенно трансформованих ГЕ;

– виявлення структурних параметрів, які змінюються за умов впливу техногенних дестабілізуючих чинників, впливаючи на екологічну ситуацію в поверхневих водних екосистемах, змінюючи їх функції;

– визначення наслідків взаємодії екологічних та антропогенних чинників для всієї досліджуваної структурної ділянки басейну р. Дніпра [4].

Для формування і вирішення проблеми щодо визначення причин та наслідків техногенної трансформації обрано концептуальну водну систему річок басейну Дніпра, що розглядається як поєднання взаємопов'язаних спеціалізованих підсистем. Розвиток та функціонування єдиної водної

екосистеми під дією антропогенних чинників сприяє формуванню спеціалізованих підсистем, які між собою об'єднані зворотними зв'язками, що забезпечує гомеостатичний механізм розвитку єдиної концептуальної водної екосистеми [3].

Як було зазначено вище, до спеціалізованих підсистем системи річок басейну Дніпра належать: ділянки річок Нивки, Ірпінь та ділянка Київського водосховища (в місці впадіння р. Ірпінь).

На початковому етапі досліджень, з'ясовуючи причини та наслідки техногенної трансформації спеціалізованих підсистем, основну увагу сконцентровано на встановленні та обґрунтуванні причин порушення екологічної рівноваги підсистеми гирлової ділянки р. Ірпінь, оскільки відомо [84, 96, 341], що гирлова ділянка віддзеркалює екологічний стан всієї ГЕ. Для встановлення основних джерел надходження техногенних забруднювачів до р. Ірпінь пильна увага спрямовувалась на вивчення причин деструктивних порушень екологічного балансу підсистеми р. Нивки. Ця мала річка не є останньою притокою р. Ірпінь перед впаданням її в Київське водосховище, проте, на відміну від інших приток, вона найбільш техногенно заангажована, причиною цього є те, що в основному протікає вздовж м. Києва і до її вод скидаються зворотні води понад 60 підприємств різних галузей промисловості, якість яких не відповідає нормативним показникам. Саме це і стало основною причиною техногенного порушення екологічної рівноваги в пригирловій ділянці р. Ірпінь. Якість вод інших приток р. Ірпінь не настільки підлягє техногенному впливу, як притока р. Нивки і їх якісні характеристики, здебільшого, знаходяться в межах нормативних показників [162].

3.1.1. Встановлення екологічного рівня техногенних перетворень спеціалізованої підсистеми ділянки басейну Дніпра – р. Нивки

Факт техногенної трансформації підсистеми малої р. Нивки

підтверджується проведеним аналізом, систематизацією та статистичним обробленням даних, отриманих у результаті власних екологічних досліджень за п'ятнадцятирічний період (2003−2018 рр.), з урахуванням близько 700 показників [102, 341].

Дані гідрохімічних досліджень показали, що у відібраних пробах води відмічене в десятки разів перевищення $ГДК_{р/госп}$ за основними гідрохімічними показниками та показниками сольового складу в усіх шарах водної товщі (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Кратність перевищення ГДК р. Нивка за основними гідрохімічними показниками та показниками сольового складу, *M±m; n*=9

Показник	Поверхневий шар води		Придонний шар води	
	концентрація	кратність перевищення $ГДК_{р/госп}$	концентрація	кратність перевищення $ГДК_{р/госп.}$
pH	8,2±0,07	Відсутня	7,8±0,06	Відсутня
Твердість, мг-екв/дм^3	5,8±0,06	Відсутня	6,8±0,05	Відсутня
ХСК, мгO_2/дм^3	39,0±2,0	2,6	50,0±4,6	3,3
$БСК_5$, мгO_2/дм^3	7,3±0,04	3,6	14,9±0,3	7,5
N/NH_4^+, мгN_2/дм^3	3,4±0,8	8,7	13,3±1,7	34
N/NO_3^-, мгN_2/дм^3	3,9±0,06	Відсут ня	7,2±1,1	Відсутня
N/NO_2^-, мгN_2/дм^3	0,5±0,008	25	0,9±0,004	45
SO_4^{2-}, мг/дм^3	67,8±3,3	Відсутня	73,9±3,9	Відсутня
Cl^-, мг/дм^3	73,4±4,0	Відсутня	85,6±4,2	Відсутня

Примітка: *M* – середнє значення результатів вимірювань; ± *m* – середня похибка; *n* – кількість відібраних проб.

Результати показали, що водневий показник у поверхневому і придонному шарах води не перевищує нормативних меж допустимих значень

(6,5–8,5). Це є важливим для подальшого з'ясування механізму протікання хімічних і біологічних процесів, оскільки від показника pH залежить розвиток і життєдіяльність водної біоти, міграція різних форм елементів, що впливає на баланс функціонування між біотичною та абіотичною складовими, а отже, і на динаміку взаємозв'язків між системою самоочищення та системою втручання.

Відповідно до стандартної класифікації проби води поверхневого і придонного шарів р. Нивки належать до вод середньої твердості і не виходять за межі допустимих значень ($ГДК_{р/госп}$ – 7,0 мг-екв/дм^3).

Дані досліджень свідчать, що у відібраних пробах води відмічене значне перевищення $ГДК_{р/госп}$ за основними гідрохімічними показниками та сольовим залишком у всіх шарах водної товщі (поверхневий та придонний шари), а за таких умов відбувається дисбаланс у функціонуванні та знижується здатність водної екосистеми до самовідновлення та саморегуляції, що своєю чергою, з часом призводить до незворотних деградаційних процесів та техногенних трансформацій.

Встановлено, що у водах цієї малої річки порушено екологічну рівновагу за рахунок перевищення понаднормативної концентрації загального вмісту органічних речовин за показниками хімічного споживання кисню (ХСК) $ГДК_{р./госп}$ у 2,6 разу в поверхневому шарі води, вдвічі у придонному шарі води та за показником біохімічного споживання кисню ($БСК_5$) у 3,6 у поверхневому шарі води та в 7,5 разу у придонному шарі води відносно $ГДК_{р./госп}$ призначення.

В усіх досліджених пробах води виявлене перевищення вмісту азоту амонійного та азоту нітритного. Високий рівень забруднення вод азотом амонійним спостерігається у поверхневому шарі води (перевищення – 8,7 разу відносно $ГДК_{р/госп}$) та у придонному шарі води (перевищення $ГДК_{р/госп}$ у 34 рази), що свідчить про інтенсивний техногенний вплив (постійне надходження) і є індикаторним показником погіршення стану

водного об'єкта та засвідчує інтенсивний тиск системи втручання на систему самоочищення.

Нітрити є проміжною ланкою в ланцюзі бактеріальних процесів окиснювання азоту амонійного до азоту нітратів. Висока концентрація азоту нітритного в поверхневому шарі води (перевищення у 25 разів відносно $ГДК_{р/госп}$) та у придонному шарі води (перевищення $ГДК_{р/госп}$ у 45 разів) вказує на посилення процесів розкладу органічних речовин в умовах більш повільного окиснення азоту нітритного до азоту нітратного, що своєю чергою, свідчить про інтенсивний вплив техногенних чинників на умови формування якості водного середовища. Під впливом гальмування реакції нітрифікації у водоймі збільшується маса донних відкладів (матеріальна кумуляція) та знижується самовідновна здатність за рахунок зниження інтенсивності механізму біотичної саморегуляції.

До дисбалансу у функціонуванні водної екосистеми р. Нивки не призводять надходження азоту нітратного ($ГДК_{р/госп}$ – 9,1, мг/дм^3), хлоридів ($ГДК_{р/госп}$ – 300, мг/дм^3) та сульфатів ($ГДК_{р/госп}$ – 100, мг/дм^3), які знаходяться в межах допустимих нормативних показників. Відповідно, вони і не задіяні в процесі деструкції механізму біотичної саморегуляції.

Отже, результати досліджень водного середовища р. Нивки показали, що екологічна та гідрологічна характеристики зводяться до 7-ї та 8-ї категорій забруднення, IV (брудна) класу якості вод, що вказує на порушення компенсаційного механізму біотичної регуляції даної водної екосистеми, що свідчить про неспроможність «системи самоочищення» чинити супротив «системі втручання». Здебільшого це стосується незахищеної ділянки русла річки – створів у селищі Жуляни (Софійська Борщагівка), гирлової ділянки та самого водоприймача – р. Ірпінь. [162].

Найбільшу небезпеку для функціонування р. Нивки становлять сполуки металів токсичної дії [84]. Їх небезпека для водного середовища

зводиться до того, що такі метали токсичної дії, як Cu^{2+}, Zn^{2+}, Cr^{2+} перебувають у воді на 65–80 % у розчиненому стані, а для 20–35 % з них притаманна матеріальна кумуляція в донних відкладеннях та водяній рослинності. До того ж, метали токсичної дії є постійними складовими природних водних екосистем, гідрохімічний стан яких залежить від їх фізико-хімічних та біохімічних властивостей [102, 104.]. Тобто, вони формують екологічний стан ГЕ, у тому числі і малої р. Нивки (табл. 3.2).

Таблиця 3.2

Фізико-хімічна та біохімічна характеристика властивостей сполук металів токсичної дії

Властивості	Сполуки металів токсичної дії, мг/дм^3		
	Cu^{2+}	Zn^{2+}	Cr^{2+}
Біохімічні	В*	В	В
Токсичність	П*	П	П
Концерогенність	-	-	П
Мінеральна форма розповсюдження	Н*	Н	Н
Органічна форма розповсюдження	В	В	В
Збагачення аерозолів	В	В	В
Рухомість	П	П	П
Тенденція до біоконцентрування	П	П	П
Ефективність накопичення	В	В	В
Комплексоутворююча здатність	В	В	П
Схильність до гідролізу	В	В	Н
Розчинність сполук	В	В	В

Примітка: * В – висока; П – помірна; Н – низька

Із таблиці видно, що метали токсичної дії знаходяться у воді в трьох фазах: завислі частки, колоїдні частки та розчинні сполуки [4]. Унаслідок своїх фізико-хімічних властивостей і біохімічних впливів на біоту метали токсичної дії здійснюють прямий або опосередкований токсичний вплив на водяні організми, надходячи в трофічні ланцюги і порушуючи елементний склад біологічних тканин.

Сполувам металів токсичної дії притаманна здатність змінювати форму знаходження у водних екосистемах і, в першу чергу, при переході з одного водного резервуару в інший, впливати на міграцію та інтенсивність пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження (процеси анаболізму та катаболізму) [94, 178], а отже, і на властивість ТТВЕ самовідновлюватися в умовах надходження техногенних впливів.

Залежно від концентрацій метали токсичної дії мають мутагенну дію, не піддаються деструкції та виведенню з екосистеми, проте, здатні швидко знижувати інтенсивність біохімічних процесів у водних об’єктах. Їх концентрація у водному середовищі може зменшуватись за рахунок розбавлення або осадження в донних відкладеннях та частково за рахунок засвоєння флорою та фауною водойми [84, 162, 219].

У зв’язку з властивостями іонів металів токсичної дії та нафтопродуктів, для їх досліджень виділені такі системи транслокації: донні відкладення–вода–гідробіоценози, через, із їх потенційно-можливу ушкоджувальну дію та здатністю впливати на систему самоочищення басейнів річок [4].

Під нафтопродуктами розуміється сума неполярних і малополярних речовин, розчинених у гексані, тобто сума (аліфатичних, ациклічних, ароматичних) нафтових вуглеводнів.

Перерозподіл металів токсичної дії та нафтопродуктів у водному середовищі р. Нивки [3] наведено в табл. 3.3.

Таблиця 3.3

Вертикальний розподіл сполук металів токсичної дії та нафтопродуктів у р. Нивка, *M±m; n*=7

Показник,	ГДК р\госп, мг/дм^3	Поверхневий шар води		Придонний шар води		Донні відкладення	
		вміст, мг/дм^3	кратність перевищення ГДК	вміст, мг/дм^3	кратність перевищення ГДК	вміст, мг/кг	кратність перевищення ГДК
Zn^{2+}	0,01	0,02±0,0004	2	0,01±0,0004	Норма	0,9±0,03	86
Cr^{2+}	0,001	0,3±0,01	31	0,5±0,01	48	0,9±0,02	86
Cu^{2+}	0,01	0,02±0,0001	20	0,03±0,0002	30	0,3±0,002	300
C_xH_y	0,05	10,9±0,3	218	14,9±0,04	298	86,9±9,5	1720

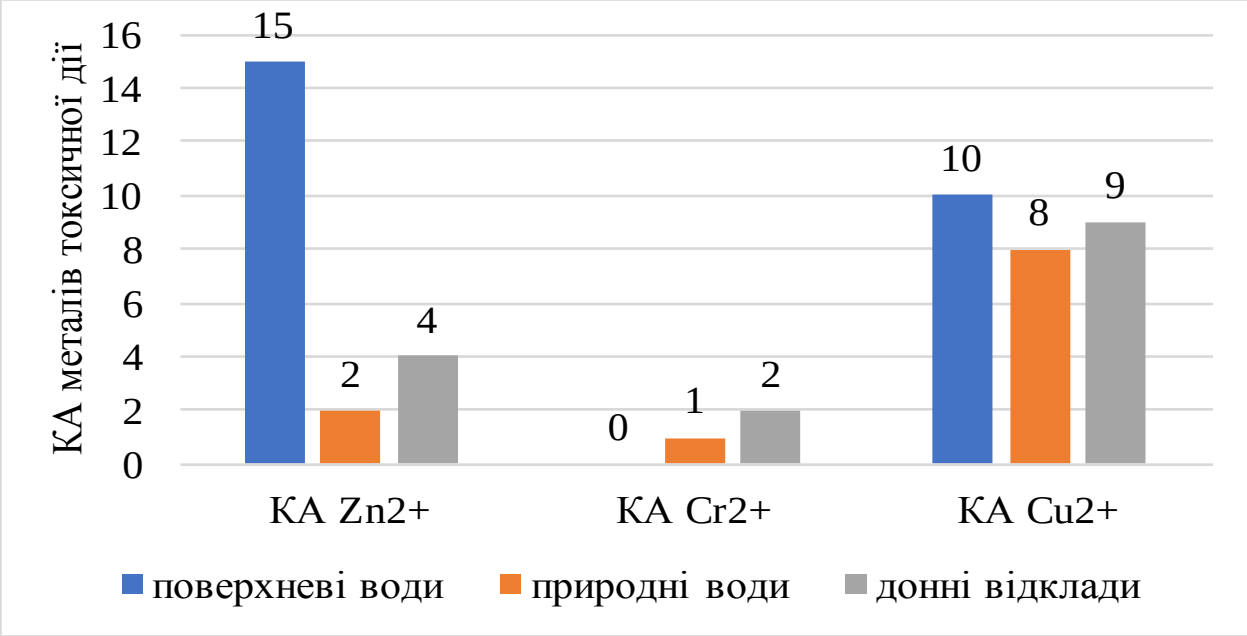
За індивідуальними показниками спостерігається перевищення ГДК щодо нафтопродуктів (перевищення в 218 разів в поверхневому шарі води, у 298 разів у придонному шарі води, в 1720 разів у донних відкладах по відношенню до $ГДК_{р/госп}$) та металів токсичної дії (перевищення в 2–31 разів у поверхневому шарі води, у 30–48 разів у придонному шарі води та в 86–300 разів у донних відкладах відносно $ГДК_{р/госп}$).

За таких критичних умов розвитку відбувається дисбаланс у функціонуванні та зниження здатності водної екосистеми малої р. Нивки до самовідновлення.

До того ж, аналіз даних таблиці свідчить, що суспензовані у воді тверді часточки сприяють осадженню на окремих ділянках металів токсичної

дії, утворюючи вторинні зони забруднення. Тобто, фіксується зміна речовинно-енергетичного балансу за індивідуальним і сумарним показниками, відбувається матеріальна кумуляція в донних відкладеннях нафтопродуктів та Cu^{2+}, Zn^{2+}, Cr^{+2} [418].

Підтвердженням цьому є розраховані коефіцієнти акумуляції (КА) для металів токсичної дії (рис. 3.1) та нафтопродуктів (рис. 3. 2).



.

Рис. 3.1. Значення коефіцієнтів акумуляції для сполук металів токсичної дії

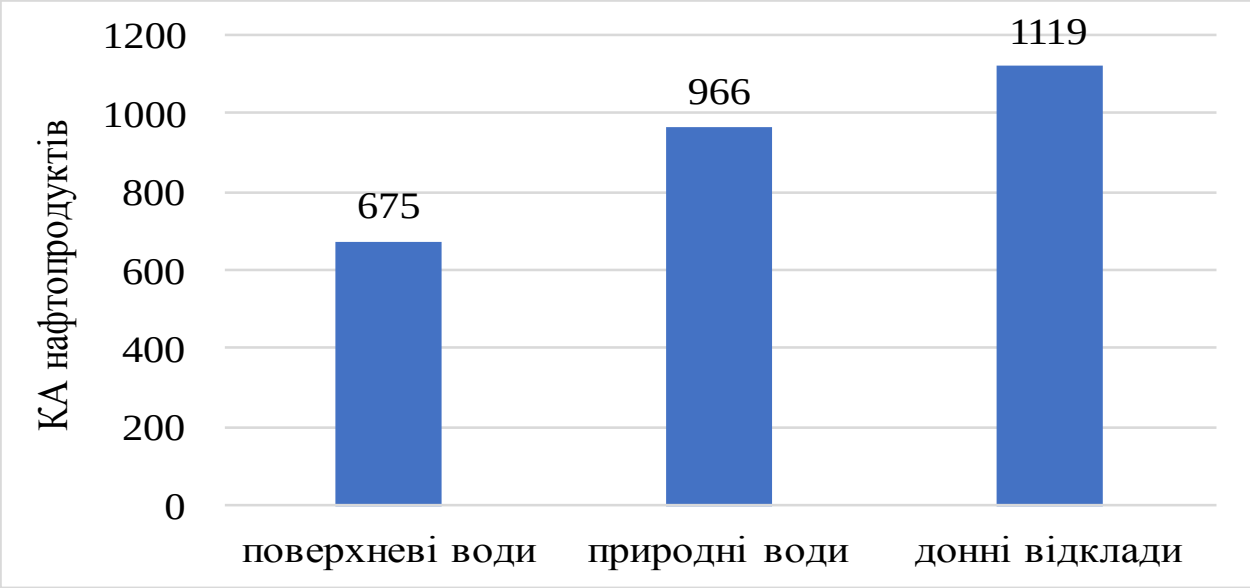


Рис. 3.2. Значення коефіцієнтів акумуляції для нафтопродуктів

Встановлені КА (рис. 3.1 та 3.2) вказують на тенденцію до збільшення масової частки донних відкладень та акумуляцію в них основної маси забруднювачів водного середовища, що безумовно свідчить про прогресуючі деградаційні процеси в екосистемі р. Нивки та про здатність системи самоочищення даної річкової екосистеми чинити опір системі втручання.

Прогресуюче забруднення передусім характеризується зростанням КА, тоді як зменшення цих коефіцієнтів свідчить про зниження рівня забруднення та активізацію процесів детоксикації. У часовому аспекті дані коефіцієнти характеризують загальну тенденцію еволюції екосистеми, яка забруднюється, у бік погіршення або поліпшення.

Збільшення маси донних відкладень – матеріальна кумуляція речовин-забруднювачів вод – виступає одним із гідрологічних наслідків урбанізації та техногенної трансформації водної екосистеми в умовах постійного надходження техногенних впливів [219].

У поверхневих водних екосистемах існує функціональна залежність біотичної складової від абіотичної складової, наступний крок наукових досліджень був спрямований на встановлення закономірностей цієї залежності методом біотестування, що базується на реєстрації реакцій тест-об’єктів на генетично однорідній культурі дафній – *Daphnia magna S.* та на фітотестах – біотестування на *Allium cepa, Z., Lactuca sativa Z.*

Для встановлення узгодженості функціонування біотичної складової і абіотичної складових водного середовища р. Нивки в районі селища Жуляни було відібрано серію проб поверхневого шару води, придонного шару води та донних відкладень.

Результати токсикологічних досліджень відібраних зразків наведені в табл. 3.4.

Таблиця 3.4

Результати біотестування поверхневого, придонного шару води та донних відкладень малої р. Нивки басейну р. Дніпра

Тест-об'єкти	Пригнічення росту *Lactuca sativa Z., Allium cepa L.* та смертність *Daphnia magma S.*, %		
	поверхневий шар води	придонний шар води	донні відкладення
Lactuca sativa Z.	55 %	60 %	82 %
Allium cepa L.	60 %	55 %	78 %
Daphnia magma S.	65 %	75 %	80 %
Висновок про токсичність	Токсичні	Гостро токсичні	Гостро токсичні

Відповідно до отриманих результатів, токсичність була встановлена у такому порядку: для *Daphnia magna S.*: 65 % – 75 % – 80 %; для *Allium cepa L.:* 60 % – 55 % – 78 %; для *Lactuca sativa Z.:* 55 % – 60 % – 82 %. Тобто, ушкоджуюча дія екотоксикантів характеризується тим, що реакції біологічних об'єктів усіх трофічних рівнів (тільки комплексне біотестування, із застосуванням тест-об'єктів усіх трофічних рівнів дає змогу більш повно оцінити якість води та донних відкладень), має тенденцію до збільшення у ряді – «поверхневий шар води → придонний шар води → донні відкладення», для всіх тестових організмів [418]. Ушкоджуюча дія екотоксикантів на біоту фіксується у разі, коли середовище їх існування відповідає IV класу якості вод (брудна) за ІЗВ [234].

Результати біотестування водного середовища р. Нивки підтверджують факт антропогенної трансформації та свідчать про високий рівень токсичності поверхневого шару води – токсичні та гостру токсичність придонного шару води та донних відкладень. Ці дані безумовно вказують на дизфункцію абіотичної і біотичної складових водної екосистеми та пов'язану техногенну трансформацію в екосистемі зі зміною когерентних

взаємозв’язків між чинниками живої і не живої природи, а це вже дає підстави стверджувати, про порушення компенсаційного механізму біотичної саморегуляції р. Нивки.

Отже, результати багатьох досліджень спеціалізованої підсистеми комплексної водної системи басейну Дніпра дає підстави виокремити чинники, які призводять до екологічних перетворень водної екосистеми р. Нивки:

– порушення екологічної рівноваги;

– структурно-морфологічні зміни в гідробіоценозах, а саме, із підвищенням трофічних рівнів, як правило, збільшується розмір організмів та тривалість їх життя, але, водночас відбувається зниження їх біохімічної активності;

– ушкоджуюча (гостра) дія екотоксикантів на гідробіоценози (яка призводить до зниження інтенсивності механізму біотичного самоочищення вод, з врахуванням функціональних змін їх розвитку);

– клас якості вод (IV) свідчить, що у водоймі порушений компенсаційний механізм біотичної саморегуляції вод.

Отже, у р. Нивці, як у спеціалізованій підсистемі єдиної концептуальної системи річок басейну Дніпро, порушений матеріально-енергетичний баланс, оскільки спостерігається перевищення ГДК речовин та елементів техногенного походження, відбувається утворення вторинних зон забруднення та формування матеріально-функціональної кумуляції під впливом гальмування реакції нітрифікації у водоймі і, як наслідок, зниження самовідновної здатності до 0,2–0,3 ум. од. Якість вод р. Нивки відповідає IV класу. За таких умов екологічного стану р. Нивка як притока становить небезпеку для гирлової ділянки р. Ірпінь, і її можна з впевненістю вважати джерелом техногенного забруднення для спеціалізованої підсистеми р. Ірпінь водної системи ділянки річок басейну Дніпра [3, 94, 103].

3.1.2. Встановлення екологічного рівня техногенних трансформацій спеціалізованої підсистеми ділянки басейну Дніпра – р. Ірпінь

На етапі дослідження спеціалізованої підсистеми р. Ірпінь, комплексної водної системи річок ділянки басейну Дніпра, постала необхідність уточнення поняття «якість води». Якість води – узагальнена числова оцінка якісних характеристик водного середовища за сукупністю основних параметрів та їх показників, що визначаються відповідно до класів і категорій якості вод.

Характеристика якості води визначається за рахунок набору показників, які відображають внутрішню самоорганізацію водних екосистем на тлі взаємозалежності і взаємодії екологічних та антропогенних чинників (адитивна функція розвитку водного об’єкта).

Критерії якості води для р. Ірпінь, які висуваються до екологічного стану водойм, повинні відповідати критеріям якості вод для рибогосподарських та рекреаційних цілей, оскільки ця річка є об’єктом рибогосподарського та рекреаційного призначення. Для запобігання потенційно-небезпечного впливу від надходження до річкового басейну органічних та неорганічних сполук і речовин з ушкоджуючим (токсичним) ефектом дії потрібно досліджувати екологічний стан р. Ірпінь у системі «техногенний вплив − наслідки впливу», що передбачає: [4, 84].

– розроблення інформативної інтегральної системи контролю структурно-функціональних змін розвитку ТТВЕ та прогнозування їх стану у майбутньому;

– доцільність забезпечення просторово-часової ієрархії досліджень для визначення факторних гідрохімічних ознак та функціональних закономірностей розвитку ТТВЕ;

– виявлення структурних параметрів, які змінюються за умов надходження дестабілізуючих техногенних чинників та впливають на екологічну ситуацію в ТТВЕ, змінюючи їх функції;

– встановлення наслідків взаємодії екологічних та антропогенних чинників для ділянки водної екосистеми річок басейну Дніпра.

Для характеристики техногенної трансформації досліджуваної ділянки р. Ірпінь були використані результати державного моніторингу стану поверхневих вод України у двох гідростворах: смт. Гостомель, сел. Козаровичі [219], також результати особистого моніторингу вод р. Ірпінь після надходження забруднених вод р. Нивки (вище с. Стоянка). Як контрольні значення використовували моніторингові дані державного гідроствору в сел. Мостище, який розміщений перед впаданням р. Нивки в р. Ірпінь. За контрольними гідростворами р. Ірпінь фіксуються перевищення концентрацій за індивідуальними і сумарними показниками, за санітарно-гігієнічними нормативами $ГДК_{р/госп}$, динаміка змін яких має нестійкий характер (табл. 3.5).

Таблиця 3.5

Екологічна характеристика стану р. Ірпінь, *M±m; n*=8

Показники	Рівень перевищення $ГДК_{р/госп}$ за гідростворами		
	сел. Мостище	смт. Гостоміль	сел. Казаровичі
ХСК, $мгO_2/дм^3$	2,6	2,7	2,1
$БСК_5$, $мгO_2/дм^3$	1,5	1,7	2,8
N/NH_4^+, $мг/дм^3$	3,0	3,2	3,5
N/NO_2^-, $мг/дм^3$	2,9	5,0	9,7
PO_4^{3-}, $мг/дм^3$	2,0	2,5	1,9
Феноли, $мг/дм^3$	7,0	1,2	1,2
Cu^{2+}, $мг/дм^3$	2,0	5,0	Відсутня
Zn^{2+}, $мг/дм^3$	2,7	3,0	Відсутня
C_xH_y, $мг/дм^3$	10,0	20,0	5,0

Проаналізувавши гідрохімічний склад води та охарактеризувавши за вмістом металів токсичної дії та нафтопродуктів у р. Ірпінь, встановлено, що наявність лімітуючих чинників впливу на якість води (нафтопродукти, азот амонійний, ХСК, мідь, хром, цинк) призводить до порушення визначальної властивості водної екосистеми – здатності до процесу самоочищення, порушення якого відображається на рівні збалансованого функціонування річкової екосистеми [234, 333].

Зміна показників за ХСК, азотом амонійним, нафтовими вуглеводнями, металами токсичної дії узгоджується з такими екологічними параметрами: екологічна ємність, техноємність, ефективність механізму пластичного метаболізму хімічних сполук, інтенсивністю механізму біотичної саморегуляції вод унаслідок дії екологонебезпечних техногенних впливів.

Для встановлення факту техногенної трансформації важливими є результати щодо вмісту азоту амонійного у водному середовищі р. Ірпінь, оскільки азот амонійний характеризує токсикологічний ефект впливу хімічних сполук антропогенної дії [94]; якщо його вміст знаходиться на рівні 0,2–0,3 мг/дм^3, тоді якість води у водоймі належить до III класу якості вод, якщо на рівні 0,4–1 мг/дм^3, вода характеризується як забруднена (IV клас), а якщо 1,1–3,0 мг/дм^3 – брудні води (V клас). Цей показник належить до найбільш важливих параметрів абіотичних чинників, який характеризує окисно-відновні процеси та є лімітуючим для низки гідробіонтів. Тому, під час визначення класу якості природних вод обов’язково враховується і рівень насиченості води киснем, який, як правило, узгоджується зі ступенем забрудненості вод. У даному випадку він має такі коливання, %: для помірно-забруднених вод – 60–65, для забруднених вод – 50–55, для брудних вод – 20–25 [4].

Висока концентрація нафтових вуглеводнів у річкових водах [135] пов’язана з там, що розкладання органічної маси торфу призводить до утворення вуглеводнів, які за існуючою термінологією описуються, а за стандартними методиками – ідентифікуються як нафтопродукти. Отже, їх вміст у водних об’єктах з низьким антропогенним навантаженням може досягати декількох одиниць у 1 дм^3.

Щодо перевищення вмісту Cu^{2+}, Zn^{2+}, так це є наслідком скидання в р. Нивку зворотних вод від понад 60 промислових підприємств (сел. Стоянка, поблизу впадіння р. Нивки), але потім ситуація змінюється в позитивний бік – в місці впадіння (сел. Казаровичі) води р. Ірпінь у Київське водосховище. Така ситуація, на думку автора, пов’язана з метеріально-функціональною кумуляцією металів токсичної дії та нафтопродуктів (для р. Нивка притаманна матеріальна кумуляція), коли відбуваються інтенсивні взаємодії вихідних забруднювачів, продуктів їх метаболізму, органічних та неорганічних решток з гідробіонтами (рис. 1.2). Унаслідок цього екологічна ситуація в гирловій ділянці р. Ірпінь покращується.

Перевищення вмісту міді та цинку в районі контрольного гідроствору сел. Мостище пов’язано з вичерпністю екологічної ємності. Отримані результати свідчать, що для покращення екологічного стану р. Ірпінь водоохоронні заходи слід здійснювати ще для р. Нивки, яка є місцем акумуляції зворотних вод від понад 60 промислових підприємств.

Понаднормативний вплив речовин антропогенного походження на водні екосистеми р. Ірпінь призвів до перевищення компенсаційних можливостей ГЕ та до зниження інтенсивності внутрішньоводоймних процесів, що підтверджується низьким рівнем коефіцієнта самоочищення водойм – 0,5 (у межах від 0 до 1). Екологічна класифікація значення комплексного екологічного індексу стану водних екосистем представлена в ДОДАТКУ К.

У процесі досліджень загального екологічного індексу встановлено,

що коливання вмісту блокових показників та їх спрямованість мають близькі градації в межах кожного контрольного гідроствору за гідрохімічними показниками (просторово-часове поширення забруднювачів води). У табл. 3.6 наведено порівняльну характеристику екологічного оцінювання гирлової ділянки р. Ірпінь вадносно до інших басейнових складових.

Таблиця 3.6

Екологічна характеристика якості води басейну р. Дніпра за загальним екологічним індексом та його блоками показників

Контрольні точки відбору проб та їх усереднені значення	Загальний екологічний індекс та блоки його показників			
	I_1 блок показників сольового складу	I_2 блок трофо-сапробіологічних показників	I_3 блок показників токсичної дії	I_e загальний екологічний індекс
Басейн річки Дніпро	2,38	3,18	4,17	3,29
Басейн річки Ірпінь	1,67	3,20	4,07	3,01
Гирлова ділянка р. Ірпінь (контрольні гідростворі)				
Сел. Мостище	2,35	4,57	1,38	2,79
Смт. Гостоміль	2,32	3,86	4,77	3,63
Сел. Казаровичі	2,11	5,36	1,42	3,08

Результати екологічного оцінювання стану гирлової ділянки р. Ірпінь мають нестабільний характер внаслідок надходження у водний об’єкт неорганізованих поверхневих вод з урбанізованих територій, промислових або сільськогосподарських скидних вод.

Проаналізувавши отримані результати, враховуючи, що гирлова ділянка віддзеркалює загальний екологічний стан басейну Ірпеня, дійшли висновку, що техногенно-зумовлений характер її розвитку підтверджується. Якщо порівнювати отримані результати з екологічним станом Дніпра (середні кількісні показники), то фіксується перевищення концентрацій показників (порівняно з $ГДК_{р/госп}$) за трофо-сапробіологічними показниками та вмістом специфічних токсичних речовин. Водночас кількісна характеристика загального екологічного індексу більше в районі гідроствору смт. Гостоміль (сільськогосподарські скидні води), ніж у р. Дніпро. Але, вже в районі сел. Казаровичі загальний екологічний індекс (I_e) не перевищує аналогічний показник у Дніпрі (контроль – гідроствор, ділянка на Київському водосховищі). Усереднені значення якості води, визначені за динамікою змін сольового складу води, трофо-сапробіологічних показників, модифікуючих специфічних токсичних речовин та загального екологічного індексу, ділянки р. Ірпінь, яка досліджувалась, відображені на рис. 3.3 [84].

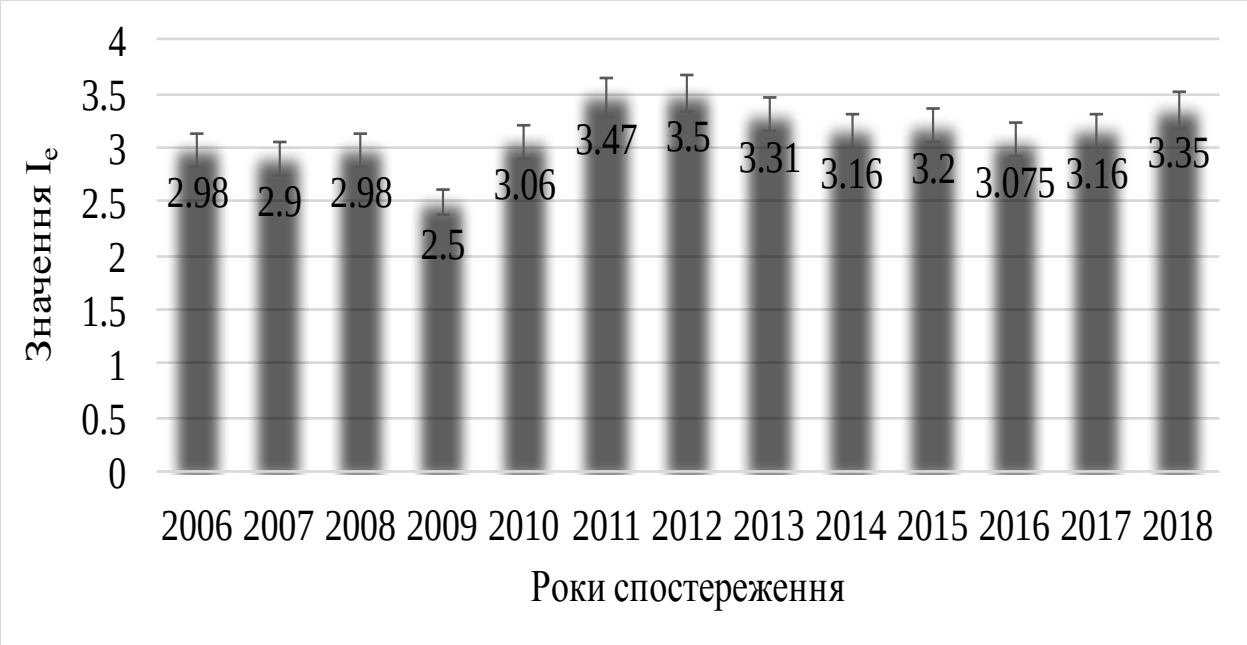


Рис. 3.3. Динаміка змін I_e за результатами досліджень гирлової ділянки р. Ірпінь (2006–2018 р.)

Отримані результати свідчать, що за загальним екологічним показником стан води р. Ірпінь за період 2006–2018 рр. характеризується як забруднений, а вода належить до ІІІ класу якості [162].

Для встановлення динаміки змін (усереднені показники) екологічного стану спеціалізованої підсистеми р. Ірпінь унаслідок впливу на неї техногенно трансформованих вод спеціалізованої підсистеми р. Нивки, комплексної водної системи басейну Дніпра було обрано стандартний метод встановлення класів якості вод за ІЗВ як сукупності техногенних чинників, що обумовлює техногенно-зумовлений характер розвитку ГЕ [102–104].

Оцінювання якісного стану вод за методом встановлення ІЗВ дає змогу здійснити класифікацію рівня забрудненості вод за загальними екологічними підходами (без урахування функціональних змін), виконати порівняння якості води різних водних об’єктів водної системи басейну Дніпра та виявити тенденції змін якості вод у майбутньому [333].

У зв’язку з тим, що відсутні обмеження щодо кількості показників, було обрано дев’ять градацій, які притаманні зворотним водам (ГДС) від авіатранспортних підприємств – основного джерела забруднення вод р. Нивки (замість шести нормативних показників):

– *за індивідуальними показниками* – азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, метали токсичної дії (мідь, цинк, хром шестивалентний), розчинений кисень;

– *за сумарними показниками* – біохімічне споживання кисню ($БСК_5$), хімічне споживання кисню (ХСК), легко окиснювальна органіка та важко окислювальна органіка.

В процесі проведення розрахунків були дотримані такі умови:

1) визначалось середнє арифметичне значення кожного показника, яке порівнювалось з $ГДК_{р/госр}$;

2) при визначенні ІЗВ величини розчиненого кисню враховували

виключення, коли ГДК ділилось на знайдене середнє арифметичне число розчиненого кисню, тоді, як для інших показників користувались формулою (3.2):

$$ІЗВ = \frac{1}{9}\sum_{i=1}^{n}\frac{C_i}{ГДК_i} \qquad (3.1)$$

де C_i – середня концентрація одного з досліджуваних показників;

$ГДК_i$ – граничнодопустима концентрація одного з показників.

Методика визначення класу якості вод рекомендована Держкомгідрометом [11, 19] як чинний державний стандарт. Нормативні вимоги щодо визначення класів якості вод наведенві в ДОДАТКУ Л.

Для розрахунку ІЗВ (3.1) були використані дані за період 1995–2018 р. за трьома гідростворами в сел. Мостище, смт. Гостоміль, сел. Козаровичі [НАУ2017,Яни ди], результати розрахунків яких наведені на рис. 3.4 та 3.5.

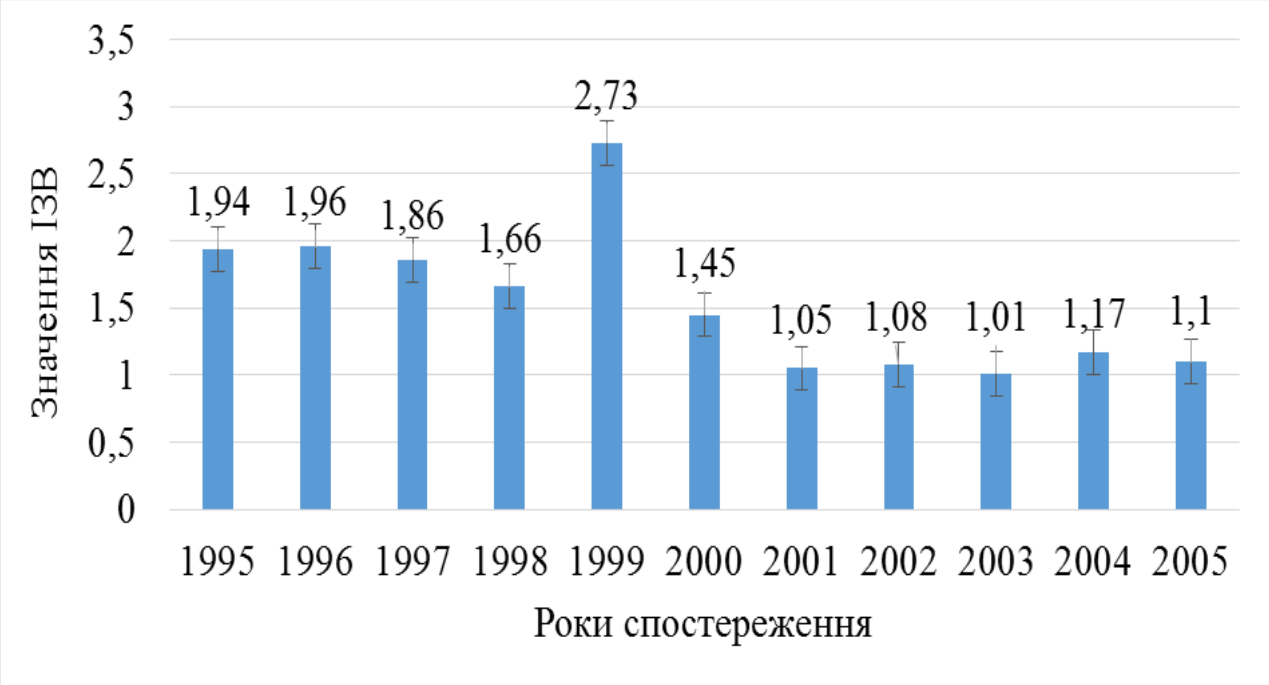


Рис. 3.4. Динаміка змін ІЗВ за результатами досліджень гирлової ділянки р. Ірпінь (1995–2005р.)

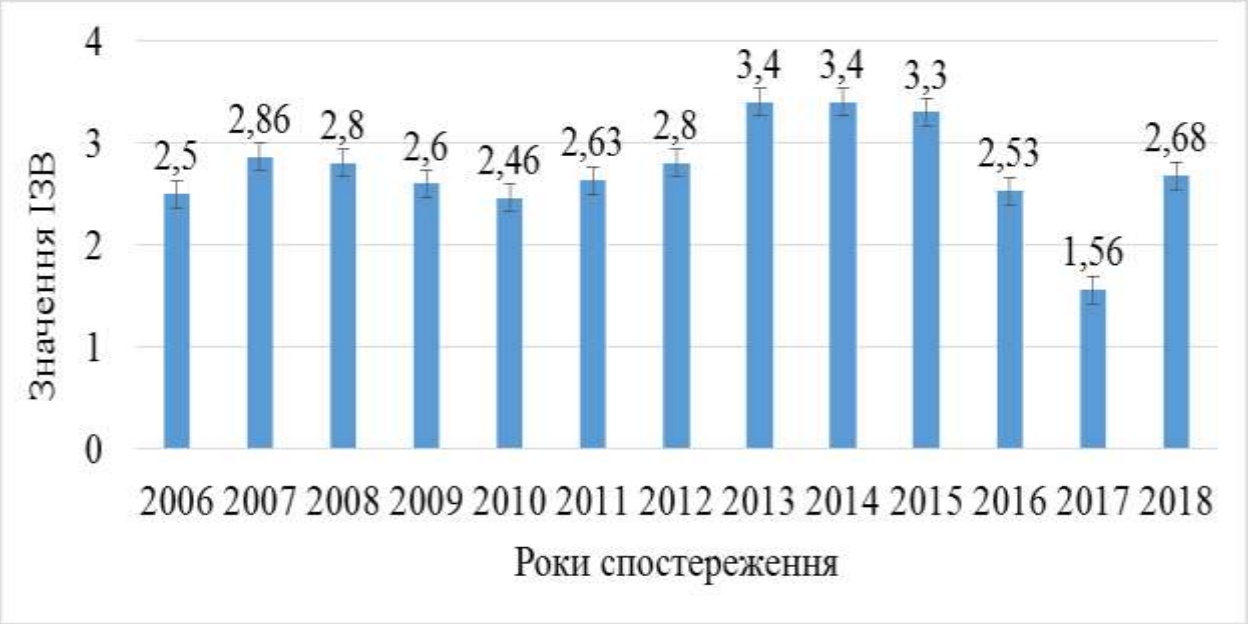


Рис. 3.5. Динаміка змін ІЗВ за результатами досліджень гирлової ділянки р. Ірпінь (2006–2018р.)

За результатами аналізу рисунків видно, що річкові води гирлової ділянки р. Ірпінь у 98 % випадків належать до VI класу якості забруднення вод, а у 2 % випадків – до помірно-забруднених вод (III клас якості вод).

За даними науково-технічної літератури [84], до III класу якості вод належать води, які знаходяться під техногенним впливом, рівень якого близький до межі стабільного розвитку водних екосистем.

Води, які відносяться до IV класу вод [162], характеризуються понаднормативним вмістом забруднювальних речовин у водному середовищі, кумуляцією у донних відкладеннях та біокумуляцією в ВВР.

Зазначені порушення функціонування водної екосистеми призводять до дисбалансу їх розвитку, порушення екологічної рівноваги та до порушення гідрологічного режиму їх розвитку і функціонування. Отже, обов’язковим напрямом досліджень екологічного стану гирлової ділянки р. Ірпінь стають експериментальні роботи з визначення змін структури та адитивних функцій, з урахуванням просторово-часових параметрів.

Першочергово важливим стає, за умов ТТВЕ, дослідження

фундаментальної основи їх розвитку як факторної ознаки збереження природоємності та здатності чинити опір системі втручання системою самоочищення – екосистемного способу життя біоти. Зведені результати оцінювання вод р. Ірпінь за ІЗВ та порівняння їх за тринадцятирічний період наведені в табл. 3.7 [3].

Таблиця 3.7

Порівняльна характеристика екологічного стану р. Ірпінь у просторі і часі за ІЗВ

Період спостережень, рік	Контрольний гідроствор сел. Мостище		Контрольний гідроствор смт. Гостоміль		Контрольний гідроствор сел. Козаровичі	
	ІЗВ	Клас якості води	ІЗВ	Клас якості води	ІЗВ	Клас якості води
2018	2,1	IV (забруднена)	2,51	IV (забруднена)	2,42	IV (забруднена)
2017	1,7	III (помірно-забруднена)	1,97	III (помірно-забруднена)	1,92	III (помірно-забруднена)
2016	2,0	III (помірно-забруднена)	2,53	IV (забруднена)	2,25	IV (забруднена)
2015	3,0	IV (забруднена)	3,7	IV (забруднена)	3,2	IV (забруднена)
2014	2,6	IV (забруднена)	4,3	IV (забруднена)	3,3	IV (забруднена)
2013	2,6	IV (забруднена)	4,3	IV (забруднена)	3,3	IV (забруднена)
2012	1,7	III (помірно-забруднена)	3,6	IV (забруднена)	3,1	IV (забруднена)
2011	2,1	IV (забруднена)	3,0	IV (забруднена)	2,8	IV (забруднена)
2010	2,3	IV (забруднена)	2,4	IV (забруднена)	2,7	IV (забруднена)
2009	2,5	IV (забруднена)	2,6	IV (забруднена)	2,7	IV (забруднена)
2008	2,6	IV (забруднена)	3,1	IV (забруднена)	2,7	IV (забруднена)
2007	2,7	IV (забруднена)	3,3	IV (забруднена)	2,6	IV (забруднена)
2006	2,0	III (помірно-забруднена)	3,0	IV (забруднена)	2,5	IV (забруднена)

Узагальнення результатів таблиці зводиться [234, 333] до такого висновку:

– у гідростворі сел. Мостище переважаючий клас якості вод IV (70 %), вода забруднена, ІЗВ коливається в межах від 1,7 до 3,0; у 30 % випадків вода відповідала ІІІ класу якості, у 2006, 2012, 2016 та 2017 р. вода – помірно-забруднена;

– у гідростворі смт. Гостоміль клас якості води IV, вода забруднена, ІЗВ у межах від 2,5 до 3,3 у 92 % випадків, та ІІІ клас якості вод ІЗВ 1,97 у 8 % проб;

– в гідростворі сел. Козаровичі клас якості води IV, вода забруднена, ІЗВ становить від 2,25 до 3,3 у 92 % випадків та 1,92 у 8 % випадків.

Отже, дослідження гирлової ділянки р. Ірпінь в просторі і часі, за ІЗВ показують, що хімічні сполуки антропогенного походження здійснюють негативний вплив на якість води та сприяють формуванню техногенно-зумовленого характеру їх розвитку [84].

Підсистема сел. Козаровичі характеризується помірним рівнем забруднення. Отже, відповідно до принципу Ле Шателье-Брауна, динамічна рівновага розвитку ГЕ зміщується в бік найменшого техногенного навантаження – гідробіонти реадаптуються до нових умов існування.

Наступна підсистема (смт. Гостоміль) забезпечує відносно стабільний розвиток ГЕ – у 98 % на кожній ділянці р. Ірпінь. Це досягається за рахунок формування зворотних зв’язків між екологічними та антропогенними чинниками.

Подальші дослідження щодо з’ясування причин та наслідків антропогенної трансформації р. Ірпінь пов’язані з ділянкою підсистеми – сел. Мостище, яка характеризується найбільш сформованими зворотними зв’язками порівнянно з смт. Гостоміль. Екологічна ситуація характеризується функціональними особливостями розвитку ГЕ – від нестійкого рівня

динамічної рівноваги (III клас якості вод, помірно-забруднені 25 % випадків) до порушення динамічної рівноваги ГЕ (IV клас якості вод, забруднені 75 % випадків).

Така екологічна ситуація розглядається як потенційно можлива, пов'язана з нестабільним рівнем антропогенного навантаження. Але водночас відносно високі коефіцієнти самовідновлення вод (0, 5) свідчать про те, що стабільність гомеостатичного розвитку не порушено. Такий стан досягається шляхом постійної реадаптації біоти, що є результатом дії зворотних зав'язків в об'єднаній концептуальній водній системі ділянки річок басейну Дніпра.

Тобто, мінливість стану ТТВЕ р. Ірпінь, на думку автора, пов'язана з двома протилежними тенденціями розвитку ГЕ. Перша тенденція − це ушкоджуюча дія екотоксикантів, а друга − захисна функція гідробіоценозів, завдяки формуванню пристосовувальних реакцій біоти до зміни свого абіотичного середовища існування. Тобто, відповідь біоти на зміну свого водного середовища існування виявляється через зміну якості природних вод [102, 103].

Отже, узагальнюючи результати даного етапу досліджень, слід зазначити, що техногенна трансформація гирлової ділянки р. Ірпінь пов'язана з активним промисловим виробництвом:

– наслідок урбанізованого впливу – скид зворотних вод понад 60 підприємств до р. Нивки, правої притоки гирлової ділянки р. Ірпінь;

– видобуток торфу [104] та використання залишкових пустот комунально-побутовими та будівельними відходами (впливає на рівень забрудненості поверхневого стоку);

– сільськогосподарські скидні води.

Багатофакторний скид різних джерел забруднення, неорганізований рівень надходження «підтримують» формування техногенно-зумовленого характеру розвитку гирлової ділянки р. Ірпінь. Завдяки цьому біота постійно

знаходиться на стадії формування пристосовувальних реакцій до середовища свого існування. Незважаючи на цей негативний факт для біоти, екосистемний спосіб життя зостається єдиним сприятливим відновленню еколого-збалансованого розвитку даної річкової екосистеми. Проте лише за умови втручання людини можливий шлях покращення екологічного стану середовища їх існування.

Таким чином, сучасний водний режим гирлової ділянки р. Ірпінь, який засвідчує техногенно-зумовлений характер її розвитку, це – небажаний критичний розвиток, або необхідний шлях до самоорганізації ГЕ для забезпечення їх екозбалансованого розвитку. Саме ці питання будуть докладно досліджені у наступних розділах.

3.2. Визначення здатності ТТВЕ до внутрішньої саморегуляції в умовах інтенсивного техногенного впливу

Отримані первинні результати досліджень причин та наслідків техногенної трансформації свідчать, що в ТТВЕ відбуваються функціональні зміни їх стану, які неможливо охарактеризувати нормативними методами контролю.

Здатність водного об’єкта за постійного надходження техногенних впливів протидіяти техногенним трансформаціям залежить від його спроможності до самовідновлення та від його внутрішньої саморегуляції, основною ознакою якої є швидкість самоочищення від хімічних сполук антропогенного походження.

Екосистему р. Нивки, можна вважати як цілковито техногенно трансформовану, що остаточно втратила здатність до самовідновлення і саморегенерації, як «стічну канаву», «басейн стічних вод», у якому повністю порушені природні процеси біотичної саморегуляції. Даний «басейн стічних вод» – р. Нивка, має конкретний об’єм – $W_o = Q$ (м^3), у який надходять стоки

підприємств м. Києва з витратою q_1 (м^3/год), а також з концентрацією в них солей c_1 (г/л) та мулу.

При цьому, в загальному алгоритмі підвищення ефективності процесів самоочищення ТТВЕ необхідно враховувати коефіцієнт (κ) розбавлення та змішування солей та донних відкладень за певний час:

$$C_б(t) = c_1 + (c_o - c_1)\exp\left[-\frac{t}{t_o}\right], \qquad (3.2)$$

$$C^*_б(t) = c^*_1 + (1 - c_1^*)\exp\left[-\frac{t}{\tau_o}\right], \qquad (3.3)$$

де $c^*_б = \frac{c_б}{c_o}$, $c^*_1 = \frac{c_1}{c_o} = \kappa$ – зведені величини, які визначають концентрацію солей у басейні р. Нивки і зворотних водах через початкову концентрацію C_o.

$\tau_o = \frac{Q_o}{q_1}$ – час цілковитого відновлення води в басейні р. Нивки за умови неперемішування води в басейні;

$\kappa = \frac{c_1}{c_o}$ – коефіцієнт розбавлення або розмішування.

Під час додавання конкретних даних власних експериментальних досліджень та даних моніторингових досліджень до формул (3.2) та (3.3) було отримано графік змін концентрації забруднювальних речовин для трьох випадків спостережень за певний час (рис. 3.6) та графік динаміки забруднень у випадку розбавлення зворотних вод, які надходять до басейну р. Нивки (рис. 3.7).

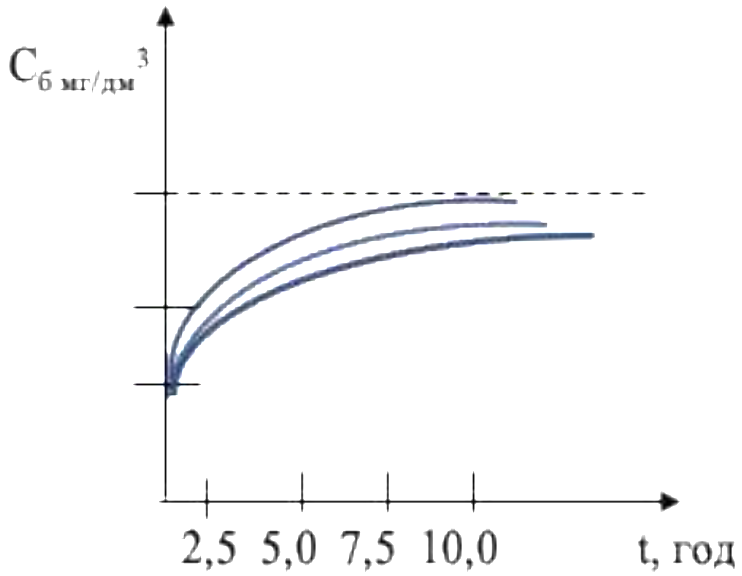


Рис. 3.6. Графік динаміки змін концентрації забруднювальних речовин для трьох випадків спостережень за 2,5 год, 5 год, 10 год

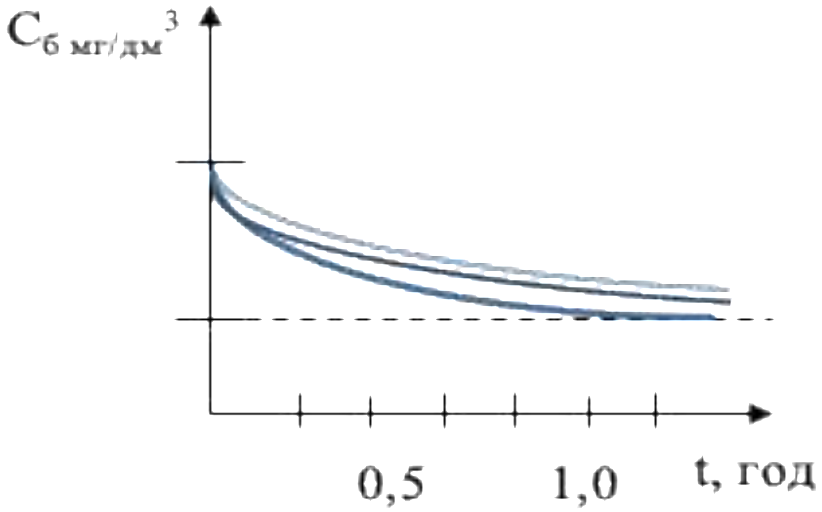


Рис. 3.7. Графік динаміки змін забруднювальних речовин з урахуванням розбавлення зворотних вод з водами басейну р. Нивки

Запропонований математичний апарат дає змогу визначити значення концентрації ($C_б$) забруднювальних речовин у басейні р. Нивки в будь-який момент часу, за рахунок чого можна регулювати скиди забруднених зворотних вод до басейну відповідно до інтенсивності компенсаційного механізму біотичної саморегуляції.

3.3. Прогноз розвитку водн 36 об'єктів в умовах постійного інтенсивного техногенного навантаження

Як було зазначено вище, що гирлова ділянка р. Ірпінь є найбільш репрезентативною ділянкою комплексної водної екосистеми басейну Дніпра до впливу техногенних чинників на її екологічний стан. Тому саме вона із досліджуваних складових басейну Дніпра буде використовуватись для прогнозу його подальшого розвитку.

Для отримання результатів прогнозування змін якості вод з урахуванням структурно-функціональних особливостей розвитку обрано статистично-математичний метод, заснований на використанні речовинного балансу ТТВЕ та метаболічної і екологічної спроможності поверхневих водних об'єктів (за компенсаційним механізмом біотичної саморегуляції вод).

Такий підхід проведення робіт, що базується на структурно-функціональних особливостях розвитку ТТВЕ, дає можливість надати об'єктивну оцінку якісного виснаження техногенно трансформованих водних екосистем та математично описати зміни речовинного балансу ТТВЕ в просторі та часі. Для комплексності й об'єктивності досліджень застосовано саме екосистемний підхід та басейновий принцип [51].

Вибір статистично-математичного методу аналізу узгоджується з гідрохімічною умовою його використання [103], за якого дотримується відповідність такому співвідношенню – $C_{max} < 0{,}1C_{ст\ (фон)}$.

Сутність методу полягає у використанні опосередкованих показників фактографічних даних екологічного моніторингу з врахуванням двох стадій визначення результатів: десятирічного періоду спостереження і періоду дослідження (метод інтерпретації даних). Тобто [333], на першій стадії визначено динаміку змін показників з урахуванням просторово-часових параметрів (ретроспективний аналіз) за десятирічний період, а на другій –

здійснюється екстраполяція виявлених закономірностей розвитку на перспективу (прогнозний період) на десятирічний період.

Статистично-математична модель речовинного балансу, метаболічної і екологічної спроможності спеціалізованої підсистеми р. Ірпінь, комплексної водної системи ділянки басейну Дніпра (за компенсаційним механізмом біотичної саморегуляції вод) являє собою аналітично-виражену тенденцію розвитку гирлової ділянки цієї річкової екосистеми [51]:

$$C = f(t) \cdot K_{сам} \qquad (3.4)$$

де C – сумарний показник ХСК – кисневий еквівалент загальної кількості у воді органічних речовин;

t – час;

$K_{сам.}$ – орієнтовне значення коефіцієнта швидкості самоочищення річкової води забруднювальних речовин за показником – 0,2

Коефіцієнт самоочищення (3.4) обрано у зв'язку з екосистемним способом життя біоти, який впливає на фізико-хімічну трансформацію хімічних сполук і тим самим об'єднує біоту з біологічними процесами.

В основі прогнозування змін розвитку ТТВЕ р. Ірпінь покладений [333]: ретроспективний (індуктивний) метод контролю, що включає узагальнення багаторічних спостережень за якісним станом комплексної ТТВЕ (аналіз, систематизація, математичне оброблення даних за десятирічний період) із застосуванням гідрохімічних та екологічних (показники та їх параметри) методів контролю, та дедуктивний, який забезпечує екстраполяцію встановлених закономірностей у взаємозв'язках і взаємодії екологічних та антропогенних факторів в

екосистемних процесах, за довгостроковий період, з урахуванням просторово-часових умов проведення досліджень. За рахунок індуктивного методу контролю було узагальнено ретроспективні дані спостережень за багаторічний період та сформовано базу екологічних даних стану р. Ірпінь. З отриманих результатів випливає, що прогнозна величина не перевищує 39,9, що узгоджується з показниками, які характеризують максимальний техногенний вплив на гирлову ділянку р. Ірпінь. Щодо перевищення ГДК за ХСК, встановлено, що значення знаходиться в межах 2–2,5, а це узгоджується з показником метаболічного регресу стану водних екосистем (3,0–1,3; зниження порівнянно з контрольними даними) [237].

Результати прогнозування, з урахуванням збереження балансу екологічного резерву дають підстави стверджувати, що інтенсивність компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод порушена, але не трансформована повністю. Оскільки саме в цей період прослідковується динаміка зниження механізму біотичної саморегуляції вод – 13,0 (фактичне) – 21,0 (контроль) внаслідок збільшення балансу техноємності. Механізм біотичної саморегуляції вод є інтегральним показником механізму інтенсивності внутрішньоводойменних процесів, зміна якого відбувалася в межах 17,0 (фактичне) – 27,0 (контроль).

Для прогнозування змін концентрацій забруднювальних речовин з часом було обрано метод аналітичного вирівнювання (див. розділ 2). Так, багаторічну динаміку середньорічних концентрацій хімічного складу води можна апроксимувати за допомогою лінійних згладжувальних функцій. Прогнозні розрахунки проведені для досліджуваної гирлової ділянки р. Ірпінь: сел. Козаровичі. Умовою використання гідрохімічних даних для побудови часових рядів є їх однорідність або зіставність, яка загалом виконується, якщо використовуються результати випробування й

аналізу, проведені за єдиною методикою [333].

Однак не всі отримані рівняння з однаковою точністю можуть бути використані для прогнозування. Для того, щоб визначити, які з побудованих регресійних моделей придатні для прогнозування, застосували коефіцієнти кореляції r (що ближче значення r до 1, то зв'язок між ознаками тісніший) та порівняння розрахункових та табличних значень критерію Стьюдента (більше значення розрахункового t-критерію, ніж табличного свідчить про значущість коефіцієнта кореляції і істотний зв'язок між концентрацією та часом).

Після перевірки сили зв'язку між двома функціями – часом та концентрацією речовини у воді водойми для вказаних вище показників якості для гирлової ділянки р. Ірпінь виявилось, що дуже невелика частина даних може використовуватись для проведення прогнозу.

Однак ті розраховані варіанти, які не задовольняють окреслені вимоги, можуть бути використані для аналізу тенденцій змін гідрохімічного складу поверхневих вод досліджуваної ділянки р. Ірпінь, адже відомо, що при $r > 0$ існує позитивна тенденція (зростання величини з часом), а при $r < 0$ – негативна тенденція (зниження величини з часом). Так, у більшості випадків притаманним є зростання концентрації забруднювальних речовин: азот амонійних, азот нітритних, азот нітратних, а також $БСК_5$ та ХСК, натомість метали токсичної дії мають тенденцію до зниження.

Щодо речовин, для яких зроблене прогнозування, то це ті, що є репрезентативними та лімітуючими для розвитку гідроекосистеми р. Ірпінь: азот амонійний, нафтопродукти, показники та $БСК_5$. Для зазначених показників знайдені параметри a та b, які входять до відповідних рівнянь регресії та необхідні для апроксимації.

Враховуючи, що об’єм інформації, за яким виконувався прогноз обмежений і, параметри трендів не вільні від похибок, були визначені інтервали довіри, при яких характеристика тренду уточнюється (рис. 3.8, 3.9 та 3.10)

Під час дослідження залежності чинника $БСК_5$ було обрано лінійну регресію. Оцінювали її параметри методом найменших квадратів. Отримані розрахункові значення рівняння для показника $БСК_5$ мають вигляд: $y = 6{,}4088 + 0{,}3197\ t$, де $a = 6{,}4088$, $b = 0{,}3197$. Для даного показника зв’язок між температурою та $БСК_5$ помітний та зворотний, оскільки $r = -0{,}5$. Коефіцієнт Стьюдента для конкретного часового ряду $t_{роз} = 2{,}57$ (при $t_{табл} = 2{,}28$). На підставі аналізу даних можна зробити висновок, що збільшення температури води на 1 °С призводить до зниження показника $БСК_5$ на 0,32 $мгО_2/дм^3$. Прогнозне значення $БСК_5$ не вийде за межі 5,89 $мгО_2/дм^3$.

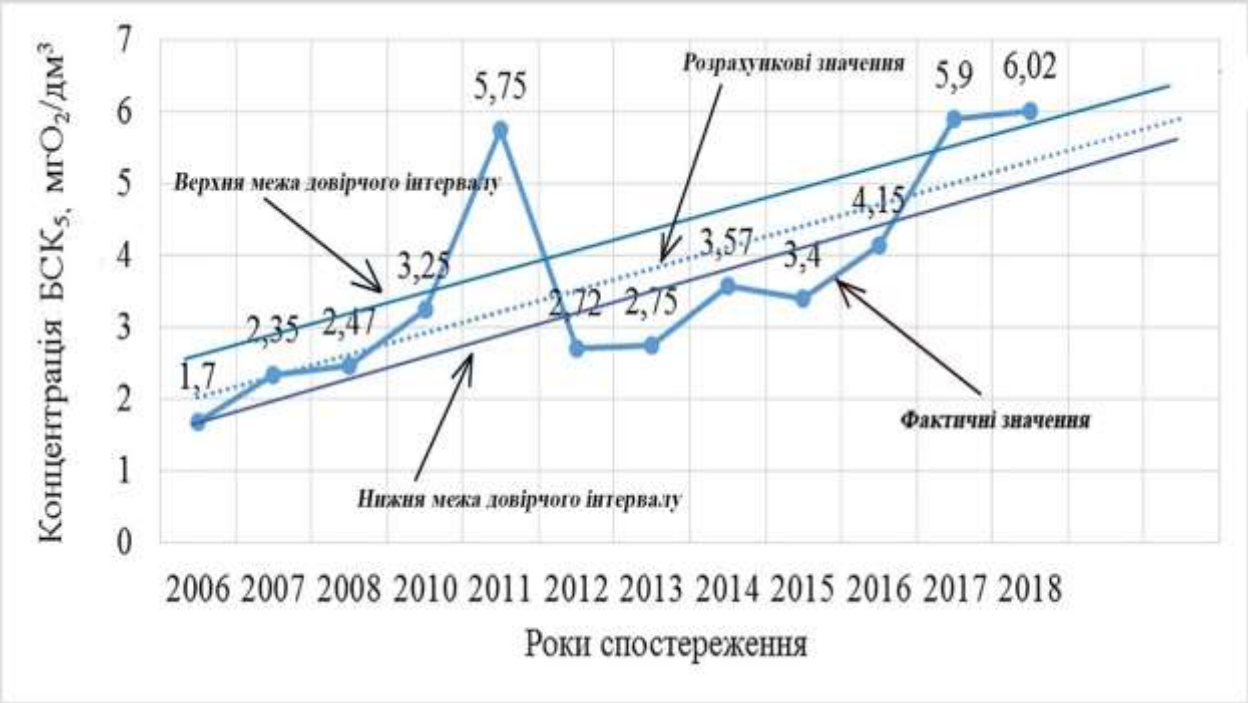


Рис. 3.8. Прогноз параметру $БСК_5$ р. Ірпінь з довірениими межами для гирлової ділянки гідроствора в с. Козаровичі

Для азоту амонійного емпіричне рівняння регресії матиме вигляд y = - 0,0463 *t* + 1,0134. У даному випадку зв'язок r = - 0,297, тобто слабкий та зворотний.

Збільшення показника температури води на 1°С стає причиною зменшення концентрації азоту амонійного в середньому на 0,0463 мгN_2/дм^3. Прогнозне значення азоту амонійного не вийде за межі 1,38 мгO_2/дм^3.

Рис.3.9. Прогноз параметру азоту амонійного р. Ірпінь з довіреними межами для гирлової ділянки гідроствора в с. Козаровичі

Для нафтопродуктів параметри регресійної моделі мають значення: *b* = - 0,02148, *a* = 0,3791. Відповідно емпіричне рівняння регресії має вигляд: *y* = - 0,02148 *t* + 0,3791. Коефіцієнт кореляції *r* = - 0,114 слабкий та зворотний.

Рис. 3.10. Прогноз параметру нафтопродукти р. Ірпінь з довіреними межами для гирлової ділянки гідроствора в с. Козаровичі

Дані прогнозу дають підстави стверджувати, що отримані значення знаходяться в межах екологічної ніші, характерної для техногенно трансформованих водних об'єктів, яка являє собою не лише фізичний простір для функціонування гідробіонтів, але й створює умови для екосистемних процесів (трофічний статус). До того ж, спираючись на екологічний закон незворотності еволюції – гідробіоценози, у разі зміни умов середовища існування, неспроможні повертатися до попереднього стану (стану до забруднення, до змін умов), який був реалізований у їх попередників [51, 237].

Для підтвердження або спростування отриманих результатів були здійснені дослідження формування еколого-небезпечних ризиків та кількісну динаміка їх змін [13]. Результати показали, що формування еколого-небезпечних ризиків та критеріїв їх оцінки узгоджуються з балансом екологічного резерву, який властивий для вод певної якості. Попередньо встановлено, що якість води гирлової ділянки

р. Ірпінь у 98 % випадків належать до IV класу (забруднені), а градація еколого-небезпечних ризиків характеризується параметром 32,0 (для порівняння V клас якості вод – 50,0) [51, 237].

Отже, узагальнюючи результати, слід зазначити, що прогнозна екологічна ситуація для ТЗВЕ повинна орієнтуватися не стільки на санітарно-гігієнічні та екологічні пріоритети, як на еколого-метаболічні дослідження, що визначають структурно-функціональні особливості розвитку ТТВЕ. Оскільки таке спрямування наукових досліджень дозволить виявити причини формування процесів, пов'язаних із зовнішнім дестабілізуючим впливом, що призводять до змін властивостей ГЕ. А це вкрай важливо, оскільки кінцевим етапом розвитку таких ТТВЕ є їх якісне виснаження та певні обмеження їх водокористування.

Висновки до розділу 3.

За результатами досліджень екологічного стану малої р. Нивки встановлено, що зміна речовинно-енергетичного балансу водного середовища суттєво впливає на процес формування її техногенно трансформованого стану. Також встановлено, що під впливом гальмування реакції нітрифікації у водоймі утворюються вторинні зони забруднення та формується матеріально-функціональна кумуляція за рахунок збільшення маси донних відкладень та зниження самовідновної здатності річки до 0,2 ум. од. унаслідок зниження інтенсивності компенсаційного механізму біотичної саморегуляції.

За результатами біотестування встановлено, що через порушення взаємодії між біотичною і абіотичною складовими водного середовища р. Нивки токсичність для Daphnia magna S. у поверхневому, придонному шарах, донних відкладеннях мають значення – 65 %; 75 %; 80 % відповідно,

для Allium cepa L. аналогічні показники мають значення 60 %; 55 %; 78 % відповідно, а для Lactuca sativa L. – 58 %; 60 %; 82 % відповідно.

Встановлено, що визначальним чинником формування техногенних перетворень гирлової ділянки середньої р. Ірпінь є екологічний стан малої р. Нивки. Доведено, що азот амонійний належить до найбільш значимих параметрів абіотичних чинників, який обумовлює інтенсивність окисно-відновних процесів та є лімітуючим чинником для ряду гідробіонтів. Встановлено, що за загальним екологічним показником, якість води гирлової ділянки р. Ірпінь у 98 % випадках належить до VI класу – забруднена, у 2 % – помірно-забруднена вода – III клас. Доведено, що за таких умов динамічна рівновага у водному об'єкті внаслідок ушкоджуючої дії екотоксикантів антропогенного походження порушена, а не трансформована цілком, а механізм біотичної саморегуляції знаходиться на межі внутрішньої взаємодії екологічних та антропогенних чинників. Показано, що незважаючи на IV клас якості вод ділянки середньої р. Ірпінь її, структурно-функціональні зміни не впливають негативно на прибережну екосистему зону Київського водосховища (басейн р. Дніпра).

За результатами проведеного аналізу виявлені причини і наслідки порушень речовинно-енергетичного балансу та створено відповідну базу даних.

На основі прогнозування змін речовинного балансу та метаболічної і екологічної спроможності за компенсаційним механізмом біотичної саморегуляції науково обґрунтовано динаміку просторово-часових змін екологічного стану поверхневих водних об'єктів на прикладі ділянки басейну р. Дніпра. Доведено, що механізм біотичної саморегуляції вод є інтегральним показником механізму інтенсивності внутрішньоводойменних процесів. Встановлено, що для р. Ірпінь інтенсивність механізму біотичної саморегуляції становить 17,0 ум. од. Отримані значення

знаходяться в межах екологічної ніші, характерної для техногенно трансформованих водних об’єктів, яка являє собою не лише фізичний простір для функціонування гідробіонтів, але й створює умови для екосистемних процесів (трофічний статус).

РОЗДІЛ 4
ОБҐРУНТУВАННЯ ЗАКОНОМІРНОСТЕЙ ФУНКЦІОНАЛЬНИХ ОСОБЛИВОСТЕЙ ПРОЦЕСУ САМООЧИЩЕННЯ

Оскільки розвиток природних поверхневих водних екосистем в умовах техногенного впливу обумовлений вже не соціально-екологічними, а соціально-економічними чинниками, відповідно, екозбалансований розвиток ТТВЕ та його забезпечення має природоохоронне спрямування, коли стабільність розвитку водних екосистем пов'язана з концепцією пружності динаміки їх функціонування. Концепція екосистемної динаміки розвитку ТТВЕ різного ієрархічного рівня організації є несучою спроможністю функціонування певного водного басейну (у даному випадку – Дніпра). За умов техногенного навантаження, практично у більшості суббасейнів Дніпра відбулося порушення гідрологічного режиму розвитку, що зумовило необхідність визначення основних параметрів еколого-збалансованого розвитку структурно-функціональних властивостей та ризиків втрат, які призводять до дисбалансу функціонування річкового басейну.

Встановлення властивостей стійкого розвитку ТТВЕ дасть змогу розробити систему керування пружністю динаміки функціонування внутрішньоводоймних процесів, що сприятиме відновленню системи самоочищення техногенно заангажованих водних об'єктів в умовах постійного надходження техногенних впливів.

Порушення пружної динамічної рівноваги водними об'єктами є головною причиною втрати ними здатності до самовідновлення. Опосередковано людина може вплинути на умови, які б сприяли відновленню самоочищувальної спроможності ТТВЕ. У процесі досліджень встановлено, що особливості розвитку техногенно змінених водних екосистем залежать від

структурно-функціональних змін внутрішньоводоймних процесів, які пов’язані з інтенсивністю механізмів біотичної саморегуляції вод.

4.1. Розроблення наукових закономірностей формування еколого-небезпечних ризиків розвитку і функціонування ТТВЕ

Знаючи динаміку змін основних параметрів водних екосистем, можна встановити і функціональні особливості їх розвитку (стійкість до дії зовнішніх чинників, тенденції перетворень).

Для цього розроблені науково-методичні підходи щодо встановлення наукових закономірностей функціональних особливостей розвитку внутрішньої самоорганізації [377].

Реалізація тактичних намірів досліджень досягається у двох напрямах:

1) визначення факторних ознак структурно-функціональних особливостей розвитку ТТВЕ за гідрохімічними та гідробіологічними показниками (екологічно-небезпечних екзоризиків, структурних змін водного об’єкта тощо);

2) визначення факторних ознак структурно-функціональних особливостей розвитку ТТВЕ за екологічними параметрами (еколого-небезпечні ендоризики, порушень компенсаційного механізму біотичної регуляції, екологічної ємності, техноємності тощо).

Автором запропоновано наукову програму досліджень, концептуальним аспектом якої є базовий принцип інженерної екології [4] – мінімізація втрат природоємності водними об’єктами за умов їх техногенної трансформації, яка заснована на формуванні еколого-небезпечних умов розвитку і функціонуванні ТТВЕ та попередженні їх виникнення через управляючу систему керування. Під час розроблення програми досліджень запропоновано концептуальну модель, яка характеризується основними екологічно-результативними принципами

проведення експериментальних робіт з використанням математичних методів аналізу отриманих результатів лабораторних досліджень та результатів, отриманих у польових умовах (2014–2018 р.):

– розроблення системи інтегрованих інформативних індикаторів контролю за екологічним станом техногенно трансформованих водних об'єктів різних ієрархічних рівнів організації на основі екосистемно-басейновий підхід досліджень;

– створення на основі, визначених характерних ознак розвитку ТТВЕ біоінженерної системи для нейтралізації екотоксикантів промислових підприємств на нижчих ієрархічних рівнях розвитку водних об'єктів (певна ділянка р. Нивки);

– встановлення наукових закономірностей механізму біотичної саморегуляції вод поверхневих водних екосистем різних ієрархічних рівнів розвитку за умов постійного надходження техногенних впливів;

– визначення стійкості водного середовища до антропогенного навантаження за рахунок оцінювання екологічного стану ТТВЕ.

Отже, запропонована концептуальна модель, на основі системного аналізу здійснення наукових і технічних робіт, ґрунтується на застосуванні математичного апарату та інтегрального оцінювання екологічного стану ГЕ за умов невизначеності водогосподарських систем та дозволяє досягти еколого-безпечного використання водних ресурсів.

Оскільки еколого-збалансоване водокористування, як кінцева мета системи управління екологічною безпекою ТТВЕ, має загальний характер тому її необхідно конкретизувати, що досягається декомпозицією на окремі складові, сукупність яких і формує загальну мету [104].

На рис. 4.1 подано розроблену наукову схему-програму досліджень основних факторних ознак еколого-збалансованого розвитку і функціонування ТТВЕ за гідрохімічними та гідробіологічними показниками

та екологічними параметрами, спрямованість яких має екосистемний характер, що дозволяє охарактеризувати всі етапи техногенезу відносно розвитку поверхневих водних екосистем за умов постійного надходження техногенних впливів.

Рис. 4.1. Схема-програма проведення наукових досліджень щодо формування факторних ознак еколого-небезпечних станів басейнів річок з техногенно-зумовленим характером розвитку

Розроблена схема-програма досліджень дозволяє охарактеризувати параметри пружності динаміки функціонування ТТВЕ за гідрохімічними, гідробіологічними показниками та екологічними параметрами. Отримані наукові результати дозволять оптимізувати форму управління екологічною безпекою техногенно трансформованих басейнів річок для досягнення ними еколого-збалансованого розвитку і функціонування, за рахунок інтенсифікації механізму біотичної саморегуляції техногенно змінених водних екосистем за умов постійного надходження техногенних впливів. А також допоможуть розширити наукові уявлення про етепи техногенних перетворень поверхневих водних екосистем у техногенно-зумовлені.

Зміна динаміки функціонування екозбалансованих параметрів розвитку ТТВЕ, яка є кількісною характеристикою процесів техногенної трансформації, узагальнена, систематизована і її градації за гідрохімічними показниками наведені в табл. 4.1.

Таблиця 4.1

Динаміка змін інтегральних градацій ТТВЕ на основі гідрохімічних показників, що визначають факторні ознаки формування екологічних ризиків

Параметри та їх питомі показники, ум. од.	Динаміка змін		
	opt	min	max
Індекс техногенних впливів	2,1	1,7	2,5
Індекс забрудненості вод за ІЗВ	3,0	1,7	4,3
Індекс трофо-сапробіологічних показників, I_2	4,2	3,2	5,3
Оцінка якості води (I_3) за вмістом екотоксикантів	3,0	1,3	4,7
Загальний органічний вуглець	10,6	9,7	11,5
Ефективність механізму пластичного метаболізму хімічних сполук	0,6	0,2	1,0

Проаналізувавши результати, наведені в таблиці, слід зазначити, що формування екзоризиків пов'язано як із зовнішнім чинником (багатофакторний вплив токсичних забруднювальних речовин антропогенного походження), враховуючи динаміку змін певних гідрохімічних показників за даними багаторічного екологічного моніторингу, так і з внутрішніми факторними ознаками (механізм пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження) [84].

До того ж, аналіз даних таблиці свідчить, що використані показники та їх факторні ознаки (результати) узгоджуються між собою, що свідчить про правильність обраного напряму досліджень.

Вихідні параметри динаміки пружності функціонування внутрішньоводоймних процесів (екозбалансований розвиток та функціонування) ТТВЕ, які впливають на перетворення поверхневих водних екосистем у техногенно трансформовані, в умовах постійного надходження техногенних впливів і є ознакою формування екологічних ризиків розвитку поверхневих вод, запропоновано об'єднати в такі групи:

– факторні (температура, окисно-відновний потенціал, показник загального органічного вуглецю, насиченість води киснем, живучість біоти, речовинно-енергетичний баланс, біотичний потенціал);

– пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження;

– механізму біотичної саморегуляції.

Запропонований розподіл на групи параметрів еколого-збалансованого функціонування є досить умовним, оскільки виділені групи функціонально взаємопов'язані між собою.

Взаємозв’язки і взаємодії гідрохімічних і гідробіологічних показників показані на рис. 4.2.

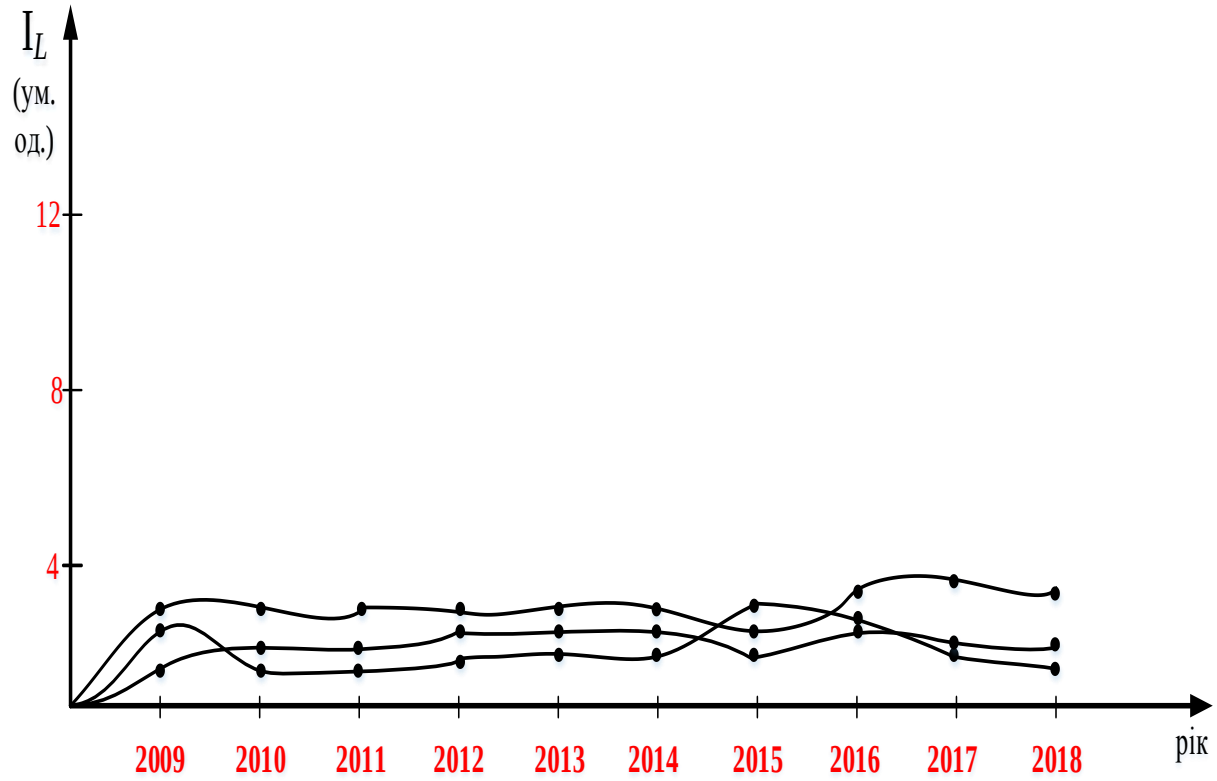


Рис. 4.2. Порівняльна характеристика динаміки змін екологічного індексу як результат дії гідрохімічних показників-забруднювачів вод за трьома контрольними гідростворами гирлової ділянки р. Ірпінь: сел. Мостище (1), смт. Гостоміль (2), сел. Казаровичі (3)

Аналіз даних рисунка свідчить, що екологічна ситуація в контрольних гідростворах (за результатами характеристики динаміки змін екологічного індексу) має мінливий характер, але за рахунок формування пристосувальних реакцій у біоти до змін середовища свого існування, у відповідь на дію техногенних впливів, з часом вона покращується в усіх контрольних гідростворах.

За таких умов просторово-часової зміни екологічної ситуації – знижується негативний вплив на гідробіонти у прибережній зоні Київського водосховища (сел. Казаровичі).

Загалом, динаміка змін гідрохімічних показників, які зумовлюють формування еколого-небезпечних екзоризиків, має узгоджений характер і показана на рис. 4.3.

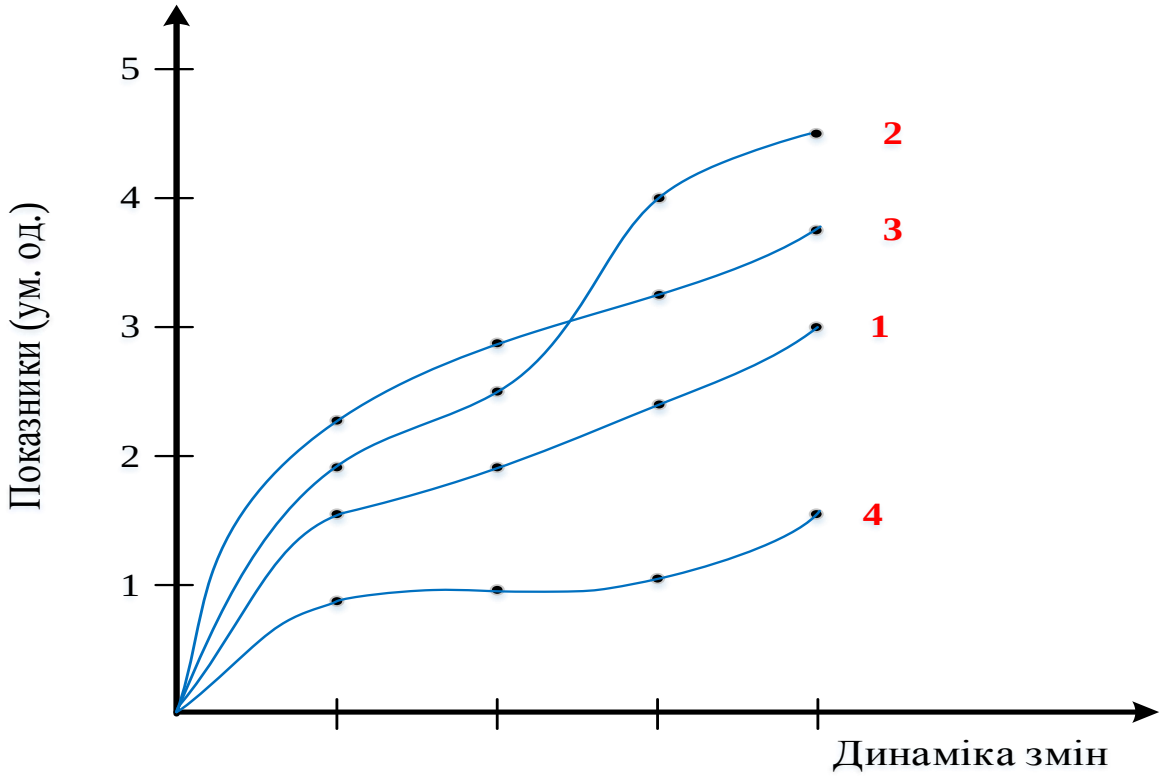


Рис. 4.3. Динаміка змін інтегральних показників контролю гирлової ділянки р. Ірпінь: *1* – індекс техногенних впливів; *2* – ІЗВ; *3* – екологічний індекс (I_e); *4* – питомий показник загального органічного вуглецю

Дані рисунка дозволяють зробити висновок, що отримані криві за формою та своєю сутністю є типовою адитивною функцією розвитку ТТВЕ – «дія техногенних чинників – ефект впливу на водну екосистему» із характерними типами перегибу.

Водночас, ураховуючи наміри створення тривимірної системи екологічного контролю, виникає необхідність визначення третьої

складової – «наслідків антропогенної трансформації ТТВЕ за гідрохімічними та гідробіологічними показниками». До індикаторів контролю як факторні ознаки розвитку запропоновано використовувати: біотичну складову – критерій біомаси за життєздатною біомасою та абіотичну складову за коригуючим показником – індексом техногенних впливів.

У ході проведення наукових досліджень (розділ 3) засвідчено, що основною причиною техногенних трансформацій водних об'єктів є порушення екологічної рівноваги, втрати «живої» і «неживої» природи досліджуваних структурних елементів басейну Дніпра, що обумовлено змінами речовинно-енергетичного балансу та гомеостазу розвитку внаслідок понаднормативного надходження хімічних сполук антропогенного надходження [4].

Основними показниками, які чинять вплив на зміни речовинно-енергетичного балансу та сприяють виникненню матеріальної кумуляції, а отже, і формуванню техногенно зумовленого характеру розвитку водних екосистем, за умов постійного надходження техногенних впливів є загальний екологічний індекс, ІЗВ, рівень насиченості води киснем.

Оскільки механізм біотичної саморегуляції вод за умов постійних змін речовинно-енергетичного балансу впливає на взаємозв'язки і взаємодію екологічних та антропогенних чинників, то такі зміни призводять до втрати узгодженості між темпами і розвитком ГЕ.

За гідрохімічними показниками, лімітуючим параметром абіотичних чинників середовища існування для ряду гідробіонтів є показник іонів амонію, який характеризує окисно-відновні процеси, тому для визначення класу якості природних вод обов'язково враховується і рівень

насиченості води киснем (%), який, як правило, узгоджується зі ступенем забрудненості вод.

Результати визначення розчиненого у воді кисню в зимовий і літній періоди та насиченість води киснем для ділянки річок басейну р. Дніпра відповідно до рівнів забруднення наведені в табл. 4.2.

Таблиця 4.2

Вміст розчиненого кисню в досліджуваному водному об'єкті за різних рівнів його забрудненості

Рівень забрудненості води	Клас якості вод	Розчинений у воді кисень, мг/дм^3		Насиченість води розчиненим киснем, %	
		літо	зима	літературні дані	особисті дані
Помірно-забруднені	III	7–6	10–9	70	68–72
Забруднені	IV	5–4	5–4	60	57–61

Проведені дослідження, результати яких узагальнені в таблиці, показали, що відбувається зниження насиченості води розчиненим киснем, що свідчить про понаднормативний вміст речовин, які зумовлюють тропо-сапробіологічний склад ТТВЕ і, в першу чергу, екотоксикантів антропогенного походження. За результатами досліджень рівень насиченості води киснем має такі коливання: для помірно-забруднених вод – 68–72 %, для забруднених вод – 57–61 %.

У роботі вперше визначено, що відбулося цілковите вичерпання екологічної ємності за цинком та міддю (за показником потенційної рибогосподарської екологічної ємності). Це дозволило виділити екологічну ємність, як одну із самих важливих (негативних) факторних ознак розвитку ТТВЕ, яка підсилює матеріальну кумуляцію в донних відкладеннях та біокумуляцію в ВВР [341].

Для категорії забруднених вод ПРЄ для міді становить 1,6 мкг/дм^3, а для цинку – 1,2 мкг/дм^3. А відповідно до ДСТУ 4808:2007

(ДОДАТОК М) [37] за гігієнічними та екологічними критеріями становить (мкг/дм^3):

– для міді – I класу якості вод < 1; для II класу якості вод – 1–25;

– для цинку – для I класу якості вод < 1; 1–10 – для II класу якості вод.

Отримані результати в перспективі можуть стати головними під час розроблення водоохоронних заходів та управління екологічною безпекою ТТВЕ.

У процесі формування природоохоронних заходів водних об'єктів також необхідно звернути увагу на високий біохімічний рівень активності цих речовин токсичної дії в річкових водах (табл. 4.3) з метою попередження негативних змін природоємності водних екосистем.

Таблиця 4.3

Специфічні показники речовин токсичної дії на водні об'єкти за ПРЄ

Показники, мкг/дм^3	ГДК$_{риб/г}$, мкг/дм^3	Категорія якості води						
		I (дуже чиста)	II (чиста)	III (достатньо чиста)	IV (слабо забруднена)	V (помірно-забруднена)	VI (брудна)	VII (дуже брудна)
Cu^{2+}	< 1	< 1	1–2	3–10	11–25	26–50	51–100	< 100
Zn^{2+}	< 10	< 10	10–20	21–50	51–100	101–200	201–300	<300
Cr^{2+}	< 20	< 2	2–5	6–10	11–25	26–50	51–100	<100

Отримані результати можуть стати суттєвим доповненням характеристики водних об'єктів з високим рівнем техногенного навантаження, заснованих на визначенні класів якості вод за стандартними методиками [278–385]. Проте наведені в таблиці показники мають рекомендаційний характер за рахунок

відсутності нормативних стандартів України у цьому напрямку досліджень.

Механізм пластичного метаболізму хімічних сполук кінцевою стадією дії еколого-небезпечних ризиків (вихідні сполуки, продукти їх метаболізму, органічні та неорганічні рештки), оскільки його кількісні результати характеризують той факт, що рушійною силою біосинтетичних процесів у ТТВЕ є біотичний потенціал (БП), індикуючий показник механізму біотичної саморегуляції вод [102].

У ході досліджень встановлено, що інтенсивність (ефективність) механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження залежить від рівня речовинно-енергетичного балансу та від чинників, які характеризують інтенсивність внутрішньоводоймних процесів (рис. 4. 4).

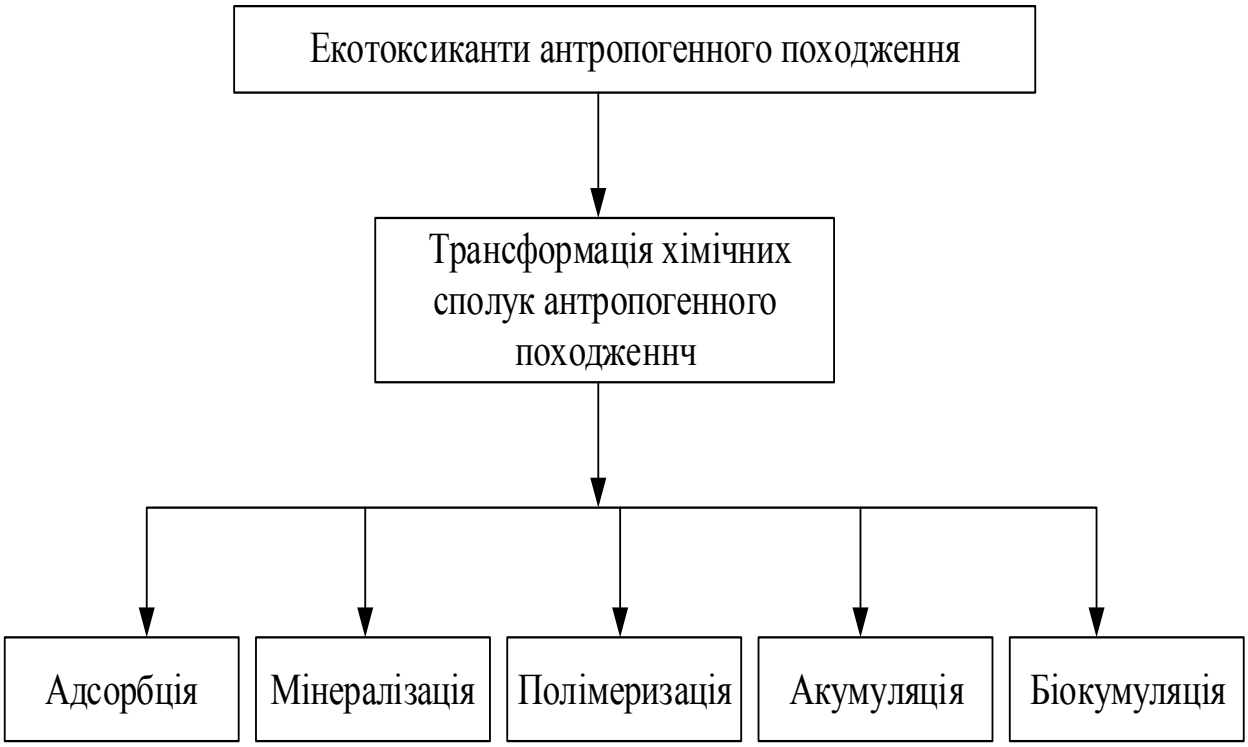


Рис. 4.4. Механізм трансформації екотоксикантів антропогенного походження (за механізмом пластичного метаболізму хімічних сполук)

Результати свідчать, що розвиток ТТВЕ на пряму пов'язаний з речовинно-енергетичною кумуляцією, що відповідає рівню ушкоджуючої дії, або захисної тенденції розвитку та є складовою пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження [103].

Показники, які свідчать про вплив техногенних чинників на ефективність механізму пластичного метаболізму, на пряму впливають на процеси перетворень водних екосистем в техногенно трансформовані, що пов’язані із протіканням деяких біосинтетичних процесів, зображених на рис. 4.5.

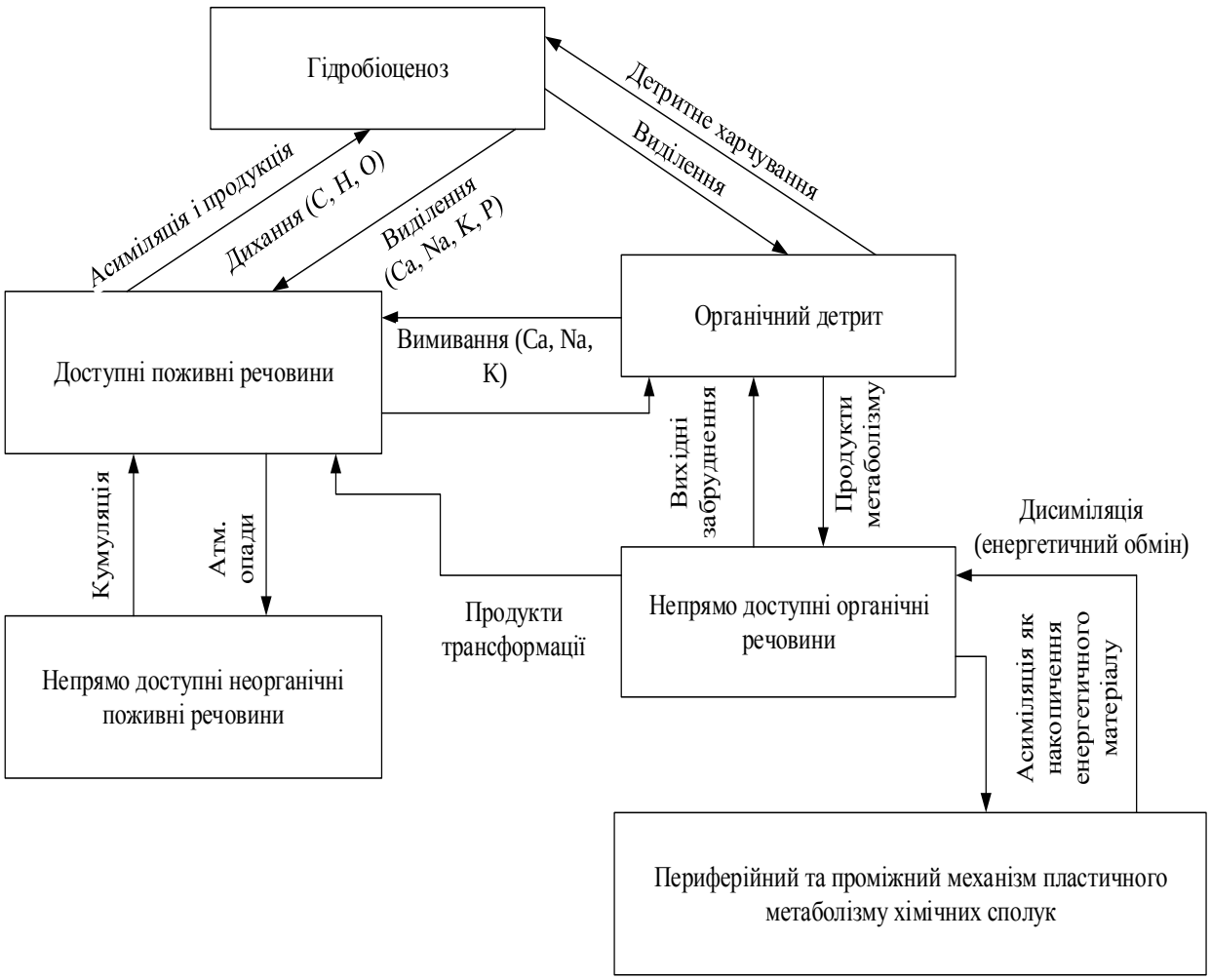


Рис. 4.5. Блочна модель біосинтетичних процесів (за «непрямо» та «прямо» доступними неорганічними та органічними речовинами) в ТТВЕ

Запропонована блочна модель дозволяє констатує, що взаємозалежності між екологічними та антропогенними чинниками являють собою складний інтегральний фізико-хімічний і біологічний процес, який відображає механізм пластичного метаболізму хімічних сполук.

У ході досліджень встановлено, що механізм пластичного метаболізму хімічних сполук пов'язаний із формуванням екзоризиків для забруднених вод – 0,3 ум. од.; для помірнозабруднених вод – 0,7 ум. од. (контроль).

Зміни речовинно-енергетичного балансу та інтенсивності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук дали змогу висунути гіпотезу щодо змін інтенсивності механізму внутрішньоводоймних процесів, інтегральним показником яких є компенсаційний механізм біотичної саморегуляції. Підтвердженням цього стала трансформація балансу екологічної ємності – фундаментальної основи існування природних екосистем унаслідок формування в його межах балансу техноємності [4] (розділ 5).

Узагальнені результати запропонованих науково-методичних підходів, визначення структурно-функціональних особливостей механізму інтенсивності внутрішньоводоймних процесів у ТТВЕ [104], наведені на рис. 4.6, на якому прослідковується роль механізму біотичної саморегуляції за рахунок змін фундаментальної основи розвитку природних систем (екологічної ємності) та роль формування екзо- та ендоризиків у процесі техногенно-зумовленого характеру їх розвитку.

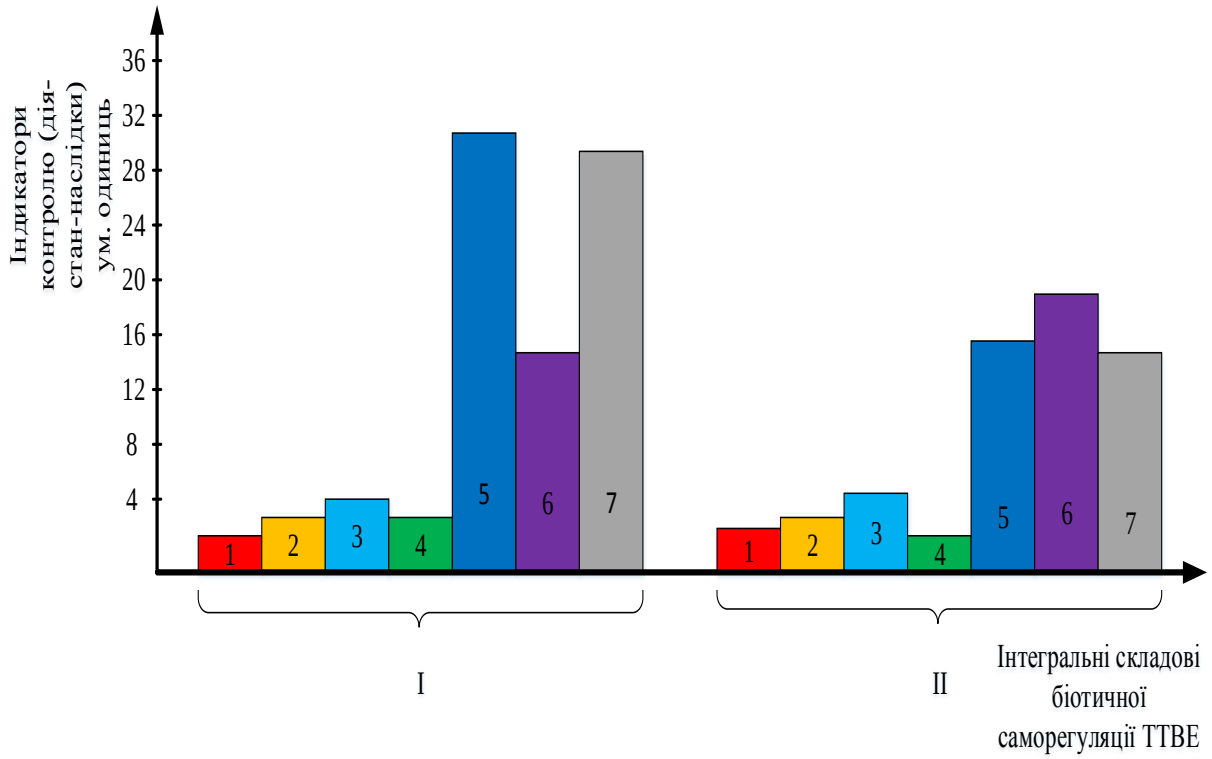


Рис. 4.6. Динаміка змін компенсаційного механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ та його інтегральних складових: *1* – індекс техногенних впливів; *2* – критерій біомаси; *3* – ІЗВ; *4* – критерій ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук; *5* – критерій екологічної ємності; *6* – критерій техноємності; *7* – критерій інтенсивності механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ; I – помірно-забруднені води; II – забруднені води

Беручи до уваги, що критичні екстремальні ситуації в процесі розвитку ТТВЕ зафіксовані лише у 2 % випадків, можна стверджувати, що обрана у якості прикладу водна екосистема р. Ірпінь справляється з техногенним навантаженням і їх розвиток повертається у свій звичайний стан.

Це відбувається за рахунок перетворень, пов’язаних із компенсаційним механізмом біотичної саморегуляції, який забезпечує необхідний баланс екологічного резерву для функціонування техногенно трансформованої гирлової ділянки р. Ірпінь. Водночас нестабільний багатофакторний техногенний вплив викликає суперечності у взаємодії екологічних та антропогенних чинників, що позначається на екологічній рівновазі цієї водної екосистеми та виступає чинником формування техногенно-зумовленого характеру розвитку [104].

На рисунку показано, що забруднені ТТВЕ, порівняно з помірно-забрудненими ГЕ характеризуються зниженням рівня ефективності пластичного метаболізму хімічних сполук, що зумовлено формуванням екзоризиків, а компенсаційний механізм біотичної саморегуляції вод (та його складові) вже пов’язаний із формуванням ендоризиків, інтенсивність якого корелюється зі зміною екологічної ємності і техноємності. Отже, дані рисунку свідчить, що відбувається поглиблення техногенно-зумовленого характеру розвитку ділянки суббасейну Дніпра.

У таблиці 4.4 наведено кількісну характеристику процесів трансформації гирла р. Ірпінь (на ділянці від р. Нивки до гирлової ділянки Київського водосховища). Під час розроблення критеріїв були враховані тактичні (еколого-технічні) підходи до їх створення, що допомогло розширити можливості екотехнологій інформаційного контролю за розвитком і функціонуванням ТТВЕ [4].

Таблиця 4.4

Загальна характеристика структурно-функціональних особливостей розвитку ТТВЕ (за окремими інтегральними складовими та їх функціональними узагальненими параметрами)

Показники	Градації якості води	
	помірно-забруднені води, III клас якості	забруднені води, IV клас якості
Екологічний індекс, I_e	2,7–3,1	3,3–3,6
Індекс забруднення води за ІЗВ	1,9–2,0	2,5–3,0
Індекс техногенних впливів (за ХСК)	1,7–1,9	2,0–2,5
Питомий показник загального органічного вуглецю	5,8–9,5	9,6–15,0
Критерій біомаси за життєздатною біомасою біоти	2,5–2,7	1,8–2,2
Критерій біокумуляції ВВР (сумарно)	$4{,}9\cdot10^{-7}$–$6{,}5\cdot10^{-3}$	$6{,}4\cdot10^{-7}$–$9{,}5\cdot10^{-6}$
Критерій ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук	0,36–1,0	0,24–0,36
Критерій рівня біотичної саморегуляції	19,5–51,4	6,36–19,4
Критерій рівня екологічної ємності	26,5–35,0	13,3–26,4
Критерій рівня техноємності	15,0–18,0	6,7–7,12
Критерій рівня залишкового екологічного резерву	11,1–18,0	6,4–11,0
Еколого-небезпечні екзоризик (зовнішні впливи)	2,3	2,4
Еколого-небезпечні ендоризики (внутрішні процеси)	1,2	1,4
Критерій втрати природоємності, %	29	49
Рівень екологічної небезпеки	Допустимий	Помірно-допустимий

Примітка: * – усереднені дані за 10 років.

Аналіз даних таблиці показав [4], що:

– розроблення всіх критеріїв оцінки ТТВЕ (крім екологічного індексу за ІЗВ) виконано на пріоритетному рівні;

– усі критерії мають комплексний інтегрований характер та встановлені на рівні середніх показників;

– структурно-функціональні особливості розвитку ТТВЕ пов’язані з формуванням захисних пристосувальних реакцій у відповідь на зміни середовища свого існування;

– реадаптація гідробіонтів призвела до зміни ушкоджуючої дії екотоксикантів антропогенного походження (за токсичною дією, за збереженням екологічного балансу біотичної компоненти вод).

Застосовуючи метод інтерпретації результатів даних таблиці, слід зазначити, що всебічно досліджено параметри еколого-збалансованого функціонування водних екосистем та причини їх втрат (для статистично-математичного оброблення використано понад 2000 проб, а отримані кінцеві результати пов’язані з застосуванням певних математичних моделей). Такі широкомасштабні досліди щодо визначення механізму біотичної саморегуляції річкових басейнів наведені вперше [4].

Проаналізувавши факторні ознаки техногенної трансформації ГЕ і кількісні їх показники (аналіз даних табл. 4. 4), встановлено, що в екосистемі гирлової ділянки р. Ірпінь відбуваються функціональні зміни, які впливають на інтенсивність внутрішньоводоймних процесів відповідно до екологічних законів [3].

Отримані результати розробленого науково-методичного підходу щодо вивчення механізмів трансформації природної екосистеми в ТТВЕ, за рахунок порушення компенсаційних механізмів біотичної саморегуляції узагальнені та подані на рис. 4.7 [104].

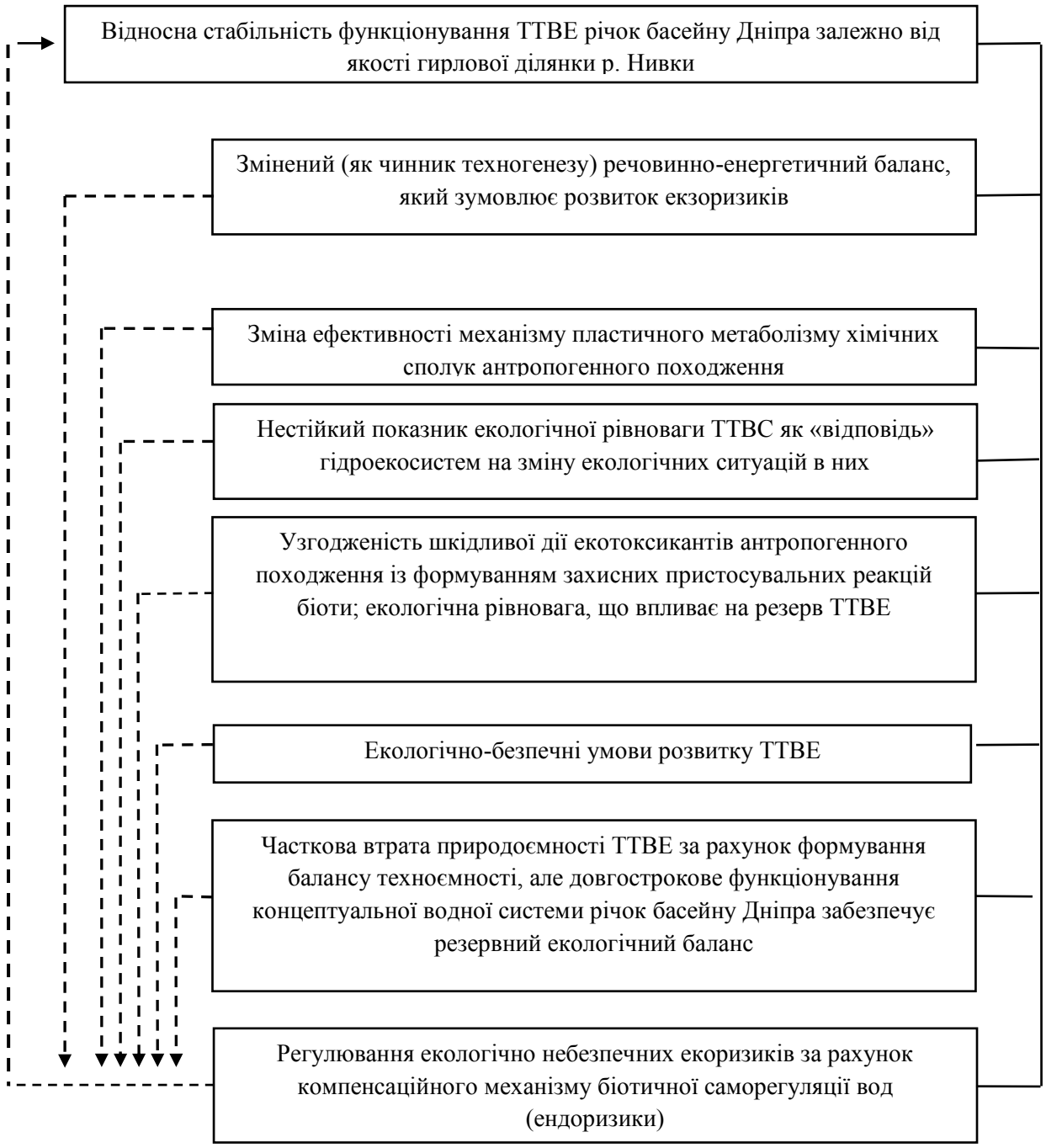


Рис. 4.7. Особливості механізму трансформації еколого-збалансованої водної екосистеми в ТТВЕ: ⟶ прямі зв'язки, ⟵ ⟶ зворотні зв'язки

Узагальнена схема характеризує взаємозв'язки надійності та стабільності функціонування ТТВЕ внаслідок збереження екологічного балансу за біотичними показниками. Встановлено послідовний ряд особливостей розвитку та функціонування ТТВЕ: зміна речовинно-енергетичного балансу → зниження рівня ефективності процесів пластичного метаболізму хімічних сполук → формування балансу

техноємності → трансформація природного компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод → зміна стабільності розвитку поверхневих водних об’єктів за рахунок порушення екологічної рівноваги → часткова втрата природоємності. При цьому слід зазначити, що функціонально-компонентні перетворення природних систем у ТТВЕ, самі по собі, вже створюють еколого-небезпечні ризики їх розвитку (антропогенна трансформація природних систем та поява ендогенних ризиків їх існування, пов'язаних зі змінами параметрів еколого-збалансованого функціонування).

Відповідно до основних положень закону екологічної кореляції розвитку екосистем, водним екосистемам, як і всім природним утворенням, із різними типами екологічної ієрархії організації, притаманні динамічні зміни їх екологічного стану з урахуванням просторово-часових характеристик [Кременчук2], тобто стан комплексної системи техногенно трансформованих водних об'єктів визначається як функціонально, так і еволюційно рівнозначно (просторово-часова динаміка розвитку) (рис. 4.8).

Рис. 4.8. Графічна модель обміну хімічних сполук антропогенного походження в ТТВЕ

Аналіз даних рисинка, щодо просторово-часового перерозподілу модифікуючих сполук антропогенного походження дає змогу зробити такі узагальнення:

1) відсутність узгодженості між внутрішнім функціональним станом ТТВЕ (пластичний метаболізм хімічних сполук антропогенного походження) та специфічною модифікуючою дією техногенни чинників сприяє формуванню еколого-небезпечних екзоризиків;

2) порушення гідрологічного режиму розвитку ТТВЕ пов’язано зі зміною речовинно-енергетичного балансу в результаті понаднормативного вмісту речовин-забруднювачів у водному середовищі; вичерпанням потенційної рибогосподарської ємності у речовин токсичної дії (мідь, цинк) і, як наслідок, біокумуляції їх у вищих водяних рослинах, матеріальної кумуляції в донних відкладеннях;

3) підтримання техногенно-зумовленого характеру розвитку, як наслідок такого розвитку водної екосистеми, за якого відбувається втрата живої і неживої природи [162]: для помірнозабруднених вод за умовними показниками – 18,3, для техногенних (рівень забруднення) – 30,3 (період 2006–2018 рр.). За останні роки ситуація змінилася у бік покращення екологічного стану для суббасейну Дніпра – р. Ірпінь;

4) техногенно-зумовлений характер розвитку ТТВЕ пов'язаний із формуванням еколого-небезпечних ендоризиків, які негативно впливають на компенсаційний механізм біотичної саморегуляції вод.

Вивчивши послідовність рядів механізму трансформації природних водних екосистем у ТТВЕ, встановлено, що екозбалансований розвиток ТТВЕ за рахунок відновлення компенсаційного механізму біотичної саморегуляції може бути зведений до матричної

основи [102], яка реалізується поетапно і може бути застосована як механізм басейнового принципу управління екологічною безпекою водних екосистем з високим рівнем техногенного навантаження (рис. 4. 9).

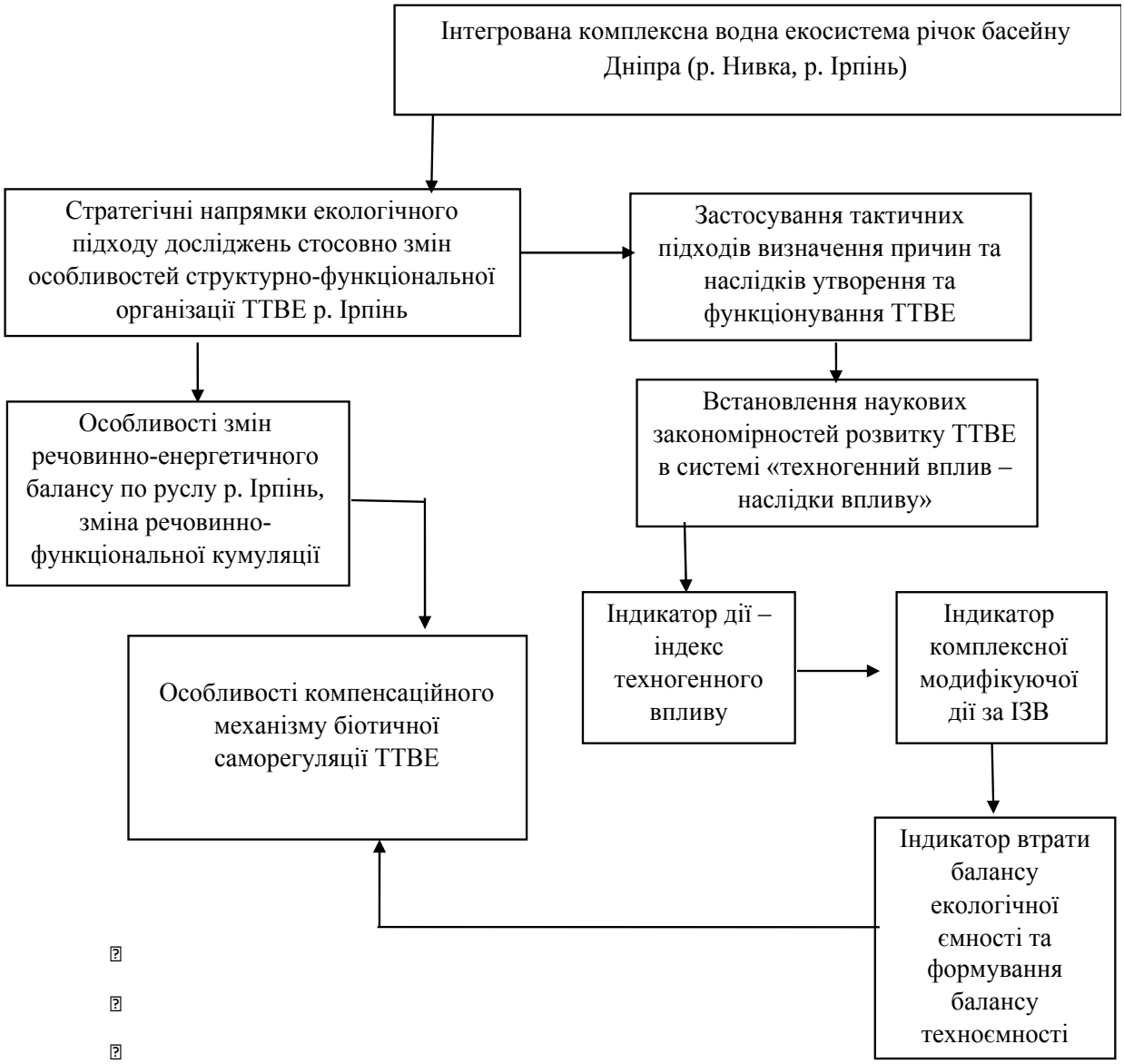


Рис. 4.9. Поетапна матриця відновлення еколого-збалансованого розвитку техногенно трансформованих водних екосистем

Наведена поетапна матриця на прикладі концептуальної водної системи річок басейну Дніпра може слугувати моделлю для прогнозування динаміки змін ТТВЕ малих та середніх рівнинних річок України [104].

4.2. Оцінювання стану цілісності функціонування щодо узгодженості взаємозалежності та взаємодії параметрів еколог-збалансованого функціонування ТТВЕ

Визначення особливостей функціональних залежностей параметрів еколого-збалансованого функціонування дають змогу оцінювати стан цілісності та узгодженості функціонування поверхневих водних об'єктів, а також оптимальних умов стану середовища існування живих організмів.

Для цього було здійснено підбір статистично-математичних моделей, які спроможні описати взаємозв'язки між гідрохімічними і гідробіологічними показниками та визначити динамку змін інтенсивності механізму біотичної саморегуляції вод залежно від рівня техногенної трансформації та структурно-функціонального дисбалансу.

Для опису математичної моделі обрано підхід, за яким виконується узагальнюючий закон Фіка [412], за яким описуються функції багатьох змінних (з урахуванням коефіцієнта змішування забрудненої і річкової вод (φ). Розв'язання такого рівняння дозволяє визначити усереднений індикатор змін механізму біотичної саморегуляції вод за умов постійних техногенних впливів:

$$\frac{dc}{dt} = \varphi\left[\frac{dc}{dx} + \frac{dc}{dy} + \frac{dc}{dz}\right] - \frac{d}{dx}\left(m_x\right) - \frac{d}{dy}\left(m_y\right) - \frac{d}{dz}\left(m_z\right), \qquad (4.1)$$

де φ – коефіцієнт змішування і дорівнює для середніх річок – 0,8 [406];

x, y, z – критерій біомаси;

c – концентрація;

m_x, m_y, m_z – відповідно ІЗВ за гідростворами

Розроблена адитивна модель (4.1) дає змогу встановити взаємозалежності і взаємодії між екологічними та антропогенними чинниками на основі змін фундаментальної основи розвитку ТТВЕ та є передумовою визначення стійкості або еколого-збалансованого розвитку водного об'єкта з техногенно-зумовленим характером його функціонування.

За результатами розрахунків зміна механізму біотичної саморегуляції становить близько 20 ум. од., що свідчить про незначне порушення екологічної рівноваги за рахунок дисбалансу взаємозв'язків параметрів стабільного функціонування та вказує на здатність гирлової ділянки р. Ірпінь до самоочищення за рахунок розподілення в просторі системи р. Ірпінь (гідростворами смт. Мостище, смт. Гостомель, сел. Козаровичі) забруднюючих речовин. Залежність функціонування параметрів еколого-збалансованого розвитку та взаємоузгодженість зв'язків між ними порушена, але не втрачена.

Запропонована модель дає змогу охарактеризувати параметри техногенних перетворень природних поверхневих водних екосистем у ТТВЕ такими градаціями впливу:

– перша градація – зміна *речовинно-енергетичного балансу* речовин антропогенного походження за індивідуальними та сумарними показниками;

– друга градація – зміна *ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження* в ГЕ (синтез та трансформація хімічних сполук);

– третя градація – *нестійка динамічна рівновага* в ТТВЕ внаслідок ушкоджуючої дії екотоксикантів антропогенного походження, за якої механізм біотичної саморегуляції знаходиться на межі внутрішньої взаємодії екологічних та антропогенних чинників;

– четверта градація – (типова для малих річок, наприклад, р. Нивки) *перетворення абіотичного середовища, яке оточує біоту*, у «стічну канаву», що призводить до відхилення екологічної ситуації в ГЕ від екозбалансованого їх розвитку;

– п’ята градація – порушення *відносної стабільності розвитку* ТТВЕ, коли компенсаційні механізми біотичної саморегуляції не в змозі позитивно реагувати на антропогенні зміни і в результаті відбувається якісне виснаження вод внаслідок техногенної трансформації ГЕ (втрата природоємності за рахунок формування в межах ТТВЕ балансу техноємності).

Техногенні перетворення гирлової ділянки р. Ірпінь, відповідно до запропонованої класифікації, належать до третьої градації, що підтверджується результатами статистично-математичних розрахунків і свідчить про відсутність «критичної» ситуації, зумовленої багатофакторним техногенним впливом для зазначеної ділянки басейну р. Дніпра та вказує на здатність до самоочищення.

Процес саморегенерації ТТВЕ (опис механізму перерозподілу забруднювачів у водному середовищі) ділянки річок басейну Дніпра досліджувався за допомогою методу математичного моделювання, який знайшов широке застосування в інженерній екології, а саме метод, що дозволяє визначити механізм самоочищення внутрішньоводоймних процесів

і прослідкувати динаміку змін речовин та елементів антропогенного походження, основою якого є розвязання рівняння Міхаеліса-Ментена [413, 414]. Для опису механізму самоочищення застосовувалась модель біологічної трансформації (деградації) субстрату − на основі закону нелінійної математичної моделі Моно та Міхаеліса-Ментена, що виведений з рівняння фізико-хімічної кінетики. При визначенні швидкості споживання мікроорганізмами кореневої системи хімічних сполук було встановлено дробово-раціональну функцію залежності між цими показниками, яка описує швидкість утворення продуктів відповідно до схеми [333]:

$$S + E \underset{k_2}{\overset{k_1}{\leftrightarrows}} ES \xrightarrow{k_3} \text{P+E} \qquad (4.2)$$

де k_1, k_2,k_3 – константи швидкості процесів;

S – молекули субстрату (речовини);

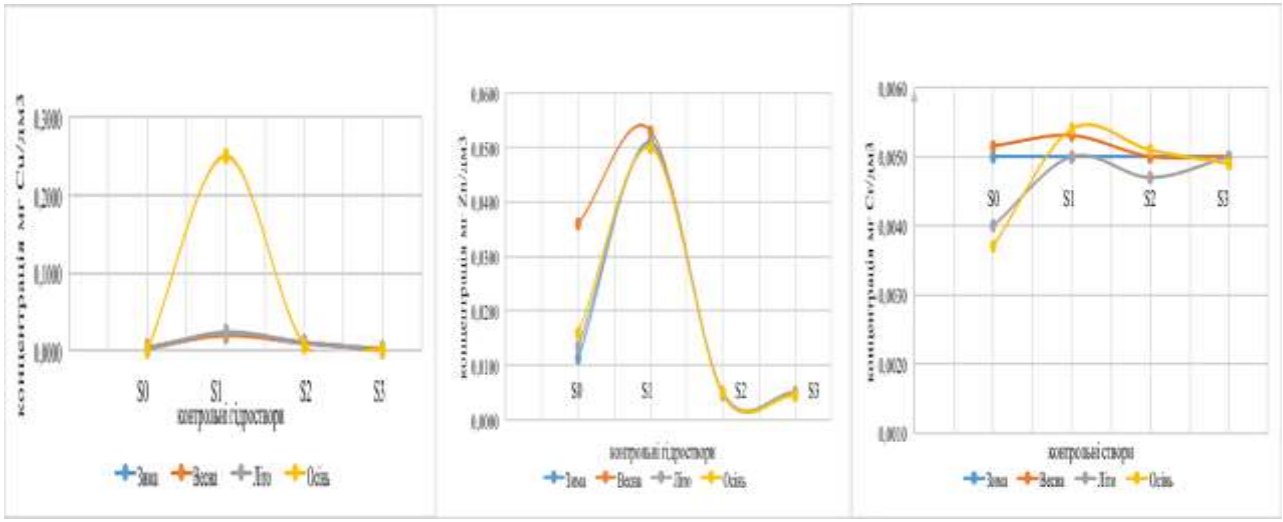
E – фермент;

ES – ферментно-субстратний комплекс;

P – кінцевий продукт з регенерацією ферменту

За цим рівнянням (4.2) максимальна швидкість поглинання субстрату дорівнює такій концентрації (різні індивідуальні хімічні сполуки та їх сумарні показники за 10 років), за якої швидкість поглинання субстрату досягає половини максимальної швидкості, тобто коли V (швидкість поглинання субстрату і самоочищення води) дорівнює $V \cdot 0{,}5 = 0{,}5\ V_{max.}$

Результати посезонного визначення механізму самоочищення від основних забруднювачів-деструкторів водних екосистем відповідно до басейнового принципу управління наведені на рис. 4.10.



Cu^{2+} Zn^{+2} Cr^{+2}

Рис. 4.10. Сезонні коливання концентрацій Cu^{2+}, Zn^{+2}, Cr^{+2} за течією р. Ірпінь у точках відбору проб

Результати сезонних коливань показали, що за усередненими даними індивідуальних показників іонів металів токсичної дії прослідковується зниження їх концентрації у напрямку до гирла, що свідчить про процеси самоочищення річки, здебільшого за рахунок осадження у донних відкладеннях. Значну роль у процесах самоочищення відіграє температура середовища, тому зміни концентрацій фіксували посезонно. Точками найвищої концентрації є гідроствор у сел. Стоянка, де скидні води р. Нивки спричиняють високий рівень забруднення р. Ірпінь металами токсичної дії.

Ураховуючи екосистемний спосіб життя біоти, під час розрахунків швидкості самоочищення були враховані усереднені теоретичні показники коефіцієнтів самоочищення за гідрохімічними даними для індивідуальних та сумарних показників, а також коефіцієнт змішування забруднювальних речовин у річковій екосистемі.

Ураховуючи зазначене вище, встановлені тенденції поведінки забруднювальних речовин у просторово-часовому розрізі мають: унаслідок перевантаження ролі пристосовувальних реакцій біоти над ушкоджуючою дією екотоксикантів відбувається покращення самовідновлювальної

здатності водойм за рахунок зниження вихідних їх концентрацій (гідроствор Мостище→гідроствор Козаровичі).

Усі розрахунки здійснювали, використовуючи фактографічний матеріал екологічного моніторингу з амплітудою коливань значень за десятирічний період.

Індикатор швидкості самоочищення внутрішньоводоймних процесів ТТВЕ визначався за модифікованим рівнянням Міхаеліса-Ментена:

$$I_{ш.с.TTBC} = \left[\frac{(V_{\max} \cdot S_o)}{(K_m \pm S_i)} \right] \gamma f \quad , \qquad (4.3)$$

де $I_{ш.с.ТТВЕ}$ – індикатор швидкості самоочищення ТТВЕ від індивідуальних забруднювальних речовин, або вихідна сумарна концентрація за сумарними показниками (ХСК);

V_{max} – вихідна максимальна швидкість поглинання хімічних сполук, або вихідної їх сумарної концентрації за ХСК з врахуванням їх самоочищувальної здатності;

S_0– вихідна концентрація хімічної сполуки або сумарної їх величини (ХСК); K_m – константа, яка розраховується так – $0,5 \cdot V_{max}$;

S_i – концентрація хімічної сполуки при виході із контрольного гідроствору (S_o – початкова концентрація);

γ – коефіцієнт змішування або розбавленої речовини в річковій воді, яка знаходиться у зворотних водах або поверхневих водах;

f – коефіцієнт для середніх річок – 0,8 [14].

Отже, слід зазначити, що введення до рівняння (4.3) значення коефіцієнтів швидкості самоочищення вод за індивідуальними та сумарними

показниками доцільне, коли в зоні забруднених водних мас річки виконано умову $C_{max} < 0{,}1 \cdot C_{ст}$ (фонове).

Розрахунок здійснювали на основі використання власних матеріалів досліджень із амплітудою коливань значень за десятирічний період.

Для прогнозу динаміки процесу забруднення водного середовища формулу розв'язано з початковою умовою $t = 0$, $S = S_0$.

$$t = \frac{1}{V_m}\left(S^0 - S + K_s ln\frac{S^0}{S}\right), \tag{4.4}$$

де S_0 − концентрація субстрату в початковій ділянці спостережень (гідроствор у сел. Мостище);

t – початковий момент часу. Шукана залежність між S і t має такий вигляд.

Два невідомі коефіцієнти (4.4) K_s, V_m, визначали за концентрацією субстрату S у два різні моменти часу t_1, t_2. Як субстрат враховували значення ХСК, нафтопродуктів, найпростіших азотовмісних сполук, Cu^{2+}, Zn^{2+}, Cr^{2+}. Наступні коефіцієнти, які необхідно знайти, розраховували за формулами (4.5)–(4.6):

$$K_s = \frac{t_2(S^0 - S_1) - t_1(S^0 - S_2)}{t_2 lnS_1 - t_1 lnS_2 - (t_2 - t_1) lnS_0}, \tag{4.5}$$

$$V_m = \frac{1}{t_1}\left(S^0 - S_1 + \frac{t_1 S_2 - t_2 S_1 + S^0(t_2 - t_1)}{t_2 lnS_1 - t_1 lnS_2 - (t_2 - t_1) lnS^0} ln\frac{S^0}{S_1}\right), \tag{4.6}$$

Значення концентрації S лімітуючих речовин у різні моменти часу в трьох різних гідростворах р. Ірпінь (4.5, 4.6) доцільно інтерпретувати як результат деструкції відповідного субстрату у воді річки на три відмінні моменти часу 0, t_1, t_2. Точки: S_0 – гідроствор сел. Мостище, S_1 – смт. Гостоміль, S_2 – сел. Козаровичі. Тривалість перебування субстрату у водному середовищі під час його руху від одного гідроствору до наступного, враховуючи швидкість течії річки, розраховувались за формулою (4.7):

$$t_x = l_x / U_x, \tag{4.7}$$

де l_x – відстань між гідростворами;

U_x – швидкість течії річки;

t_x – час переміщення вод від одного гідроствору до іншого.

Швидкість течії (4.7) р. Ірпінь незначна – 0,2–0,3 м/с, що пояснюється сильним зарегулюванням стоку. Час проходження від S_0 до S_1 становить $t_1 = l_1/U$=4,16 год, а від S_1 до S_2 становить $t_2 = l_2/U$=3,75 год. Отже, таким чином було отримано значення для чотирьох сезонів і семи видів субстрату (забруднювачів).

Швидкість самоочищення ТТВЕ є відгуком біоти на зміну середовища свого існування та відображається на біотичному потенціалі ТТВЕ. Таким чином, можна стверджувати, що швидкість самоочищення ТТВЕ є одним з інтегральних показників механізму біотичної саморегуляції вод, а також характеристикою присутності в екосистемах ендоризиків, які впливають на характер та темпи розвитку водних екосистем (табл. 4.5).

Таблиця 4.5

Динаміка змін інтенсивності механізму внутрішньоводоймних процесів за швидкістю самоочищення ТТВЕ

Параметри внутрішньоводоймних процесів	Показники внутрішньоводойсних процесів*						
	ХСК, мгO_2/дм^3	Нафто-продукти, мг/дм^3	N(NH_4), мг/дм^3	N(NO_3), мг/дм^3	Cu^{2+}, мкг/дм^3	Zn^{2+}, мкг/дм^3	Cr^{2+}, мкг/дм^3
Контрольний гідроствор – сел. Мостище							
Початкова концентрація (S_0)	32	0,01	0,38	0,04	2,1	6,3	0,001
Концентрація хімічних сполуки при виході з гідроствору (S_i)	42	0,3	0,6	0,036	3,0	16,1	0,001
Коефіцієнт самоочищення	0,2	0,2	1,8	0,2	1,2	0,3	0,2
вихідна максимальна швидкість поглинання хімічних сполук (V_{max})	6,4	0,002	0,7	0,08	2,5	2,1	0,005
Константа (K_m)	3,2	0,001	0,95	0,04	1,3	1,05	0,003
Швидкість самоочищення	3,5	$0{,}6\cdot10^{-3}$	0,6	6,0	0,96	3,9	0,0001
Контрольний гідроствор – смт. Гостоміль							
S_0	24,0	0,01	0,28	0,1	0,003	0,5	0,001
S_i	44,0	0,2	0,64	5,4	0,001	0,5	0,001
Коефіцієнт самоочищення	0,2	0,2	1,8	0,2	1,2	0,3	0,2
V_{max}	4,8	0,002	0,5	0,02	0,004	0,3	0,0002
K_m	2,4	0,001	0,25	0,01	0,002	0,3	0,0001
Швидкість самоочищення	1,9	$0{,}8\cdot10^{-2}$	0,16	0,003	0,003	0,6	0,0002

Продовж. Тавбл. 4.5

Контрольний гідроствор – сел. Казаровичі							
S_0	26,0	0,02	0,53	1,7	0,01	0,001	0,001
S_i	52,0	0,1	0,7	5,6	0,02	0,001	0,001
Коефіцієнт самоочищення	0,2	0,2	1,8	0,2	1,2	0,3	0,2
V_{max}	5,2	0,004	0,95	0,34	0,01	0,0003	0,0002
K_m	2,6	0,002	0,48	0,17	0,003	0,0002	0,0001
Швидкість самоочищення	2,3	0,0006	0,58	0,07	0,0004	$0,4 \cdot 10^{-3}$	$0,5 \cdot 10^{-5}$

* ДОДАТОК Н – ГДК досліджуваних речовин-забруднювачів ТТВЕ

Отримані результати дають підстави стверджувати, що екосистемний спосіб життя гідробіонтів як взаємопов'язаних чинників живої та неживої природи, складових ТТВЕ, призводить до формування змін у індикованого (на зміни складу ТТВЕ) показника – біотичного потенціалу, що характеризує інтенсивність внутрішньоводоймних процесів саморегуляції за показником швидкості самоочищення.

Ураховуючи зазначене вище, встановлені тенденції поведінки забруднювальних речовин, унаслідок переваг ролі пристосовувальних реакцій біоти над ушкоджуючою дією екотоксикантів вказують на покращення самовідновлювальної здатності водойм за рахунок зниження вихідних їх концентрацій (гідроствор Мостище→гідроствор Козаровичі).

Екологічну характеристику дельтової ділянки в системі «техногенний вплив – наслідки впливу» подано на рис. 4.11.

Рис. 4.11. Екологічна характеристика гирлової ділянки суббасейну Дніпра – р. Ірпінь

З рисунка видно, що інтенсивність механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ ділянки р. Ірпінь порушена, але не трансформована цілком. До того ж, схематичне зображення екологічного стану підтверджує результати статистично-математичних розрахунків і свідчить про відсутність «критичної» ситуації, зумовленої багатофакторним техногенним впливом та вказує на його здатність до самовідновлення. За результатами досліджень запропоновано класифікацію, яка відображає прикладний аспект результатів та дає змогу встановити залежність функціонування параметрів пружності динаміки функціонування

внутрішньоводоймних процесів та взаємоузгодженість зв'язків між ними (рис. 4.12).

Рис. 4.12. Узгодженість взаємозв'язків між параметрами еколого-збалансованого розвитку

Аналіз гідрохімічних і гідробіологічних показників за методами статистично-математичного оброблення свідчить, що розвиток ТТВЕ у просторі і часі призводить до якісного виснаження вод, наслідком якого є глибокі структурно-функціональні перетворення ТТВЕ. А багатофакторність техногенних впливів на екосистемні процеси відображається через комбіновану дію вихідних хімічних сполук та продуктів їх метаболізму. Для концептуальної водної системи ділянки річок басейну Дніпра на прикладі

р. Ірпінь комбінований антропогенний вплив (рис. 4.13) охарактеризований наступним чином [102]:

– *сумація* (адитивність) – явище адитивних ефектів, індукованих цим техногенним впливом (*1*);

– *потенціонування* (синергізм) – ефект впливу значно більше (*2*), ніж сумація;

– *антагонізм* – ефект впливу значно менший ніж сумація (*3*).

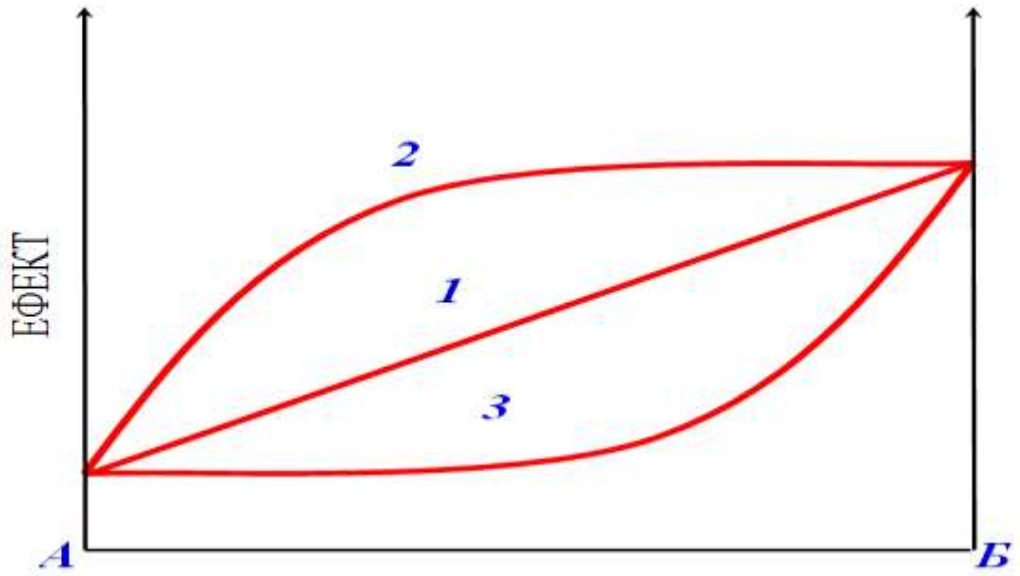


Рис. 4.13. Характеристика комбінованого (багатофакторного) техногенного впливу на прикладі гирлової ділянки р. Ірпінь: А – природний вплив (умови); Б – техногенний вплив

Саме багатофакторний техногенний вплив зумовлює формування еколого-небезпечних ризиків у процесі розвитку ТТВЕ. Крім того, техногенні впливи характеризуються не лише змінами певних техногенних показників їх розвитку, але й гомеостатичними параметрами функціонування ТТВЕ [3].

4.3. Визначення механізмів самовідновлення динаміки функціонування внутрішньоводоймної саморегуляції річкових басейнів

На думку автора, механізм біотичної регуляції вод за умов постійних змін речовинно-енергетичного балансу впливає на взаємозв'язок і взаємодію екологічних та антропогенних чинників. Такі зміни призводять до втрати узгодженості між темпами і розвитком самих ТТВЕ.

Встановлено, що особливості розвитку ТТВЕ залежать від структурно-функціональних змін внутрішньоводоймних процесів, які пов'язані з інтенсивністю механізмів біотичної саморегуляції вод і потребують спеціальних досліджень. Саме екосистемний підхід до визначення глибоких змін антропогенних перетворень є основним тактичним моментом вирішення основного стратегічного завдання – інженерно-екологічної проблеми – збереження невеликих річок, які, за басейновим принципом, є гарантією стабільного розвитку великих річок, у нашому випадку Дніпра (за рахунок усунення попередніх негативних впливів на прибережну зону Київського водосховища).

Зміни основних складових механізму біотичної саморегуляції, таких як: динамічна рівновага, живучість біоти, сталість розвитку і безпеки розвитку водних екосистем, узгодженість пристосувальних реакцій гідробіоценозів із динамічною рівновагою розвитку поверхневих водних об'єктів, узгодженість саморегулюючої здатності поверхневих водних об'єктів з рівнем екологічної ємності природних систем, узгодженість адаптаційних можливостей гідробіоценозів стосовно дії техногенних факторів, знаходяться поза увагою водокористувачів і тому не можуть бути скоригованими стосовно саморегулюючої здатності (процесів самовідновлення) водної екосистеми і використаними в

природоохоронній діяльності та управлінні екологічною безпекою водних екосистем. Проте лише вивчення пружності динаміки функціонування механізмів усієї водної системи дозволить досягти стійкості збереження її структурно-функціональних властивостей, що є гарантією проходження в них саморегулюючих і самовідновлювальних процесів.

З екологічного погляду, неможливо вивчити і зрозуміти механізм біотичної саморегуляції водних екосистем (основи їх стійкості) без встановлення закономірностей взаємодії екологічних та антропогенних чинників. Стабільність розвитку ГЕ пов'язана з такими чинниками їх функціонування, як неоднорідність абіотичної та антропогенної складових водних екосистем у часі і просторі (відбуваються структурно-функціональні зміни щодо механізму біотичної саморегуляції водного середовища). Такі зміни пов'язані з неузгодженістю розвитку водних об'єктів з основними законами і принципами загальної екології, що призводить до порушення екологічної ємності водних екосистем та є поштовхом для зміщення динамічної рівноваги їх розвитку.

Визначення основних параметрів екозбалансованого розвитку водних екосистем, функціональних залежностей між ними та механізмів переходу водної екосистеми в техногенно трансформовану дає можливість спрогнозувати відгуки біоти щодо трансформації середовища їх існування. Відповідно до другого закону термодинаміки живі організми перешкоджають загальному процесу зростання ентропії (ознаці біотичної активності гідробіонтів за критерієм втрати біомаси), а отже, і техногенній трансформації, що відповідає синергетичним процесам в ТТВЕ. Тобто, за підсумками змін розвитку ТТВЕ (на прикладі гирлової ділянки р. Ірпінь за екологічними параметрами та їх гідрохімічними і гідробіологічними

показниками) можна передбачити відгуки біоти стосовно антропогенної трансформації середовища їх існування.

Екосистемний підхід визначення глибоких змін антропогенних перетворень (трансформацій) є головними тактичним моментом вирішення основного стратегічного завдання інженерно-екологічної проблеми збереження невеликих річок, які за басейновим принципом управління є гарантією стабільного розвитку великих річок, у нашому випадку Дніпра.

У процесі розвитку ТТВЕ, як екосистемного способу життя гідробіоценозів, послідовно реалізуються такі завдання:

– опір середовища існування гідробіонтів у ТТВЕ завдяки ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук (вихідні речовини-забруднювачі вод – продукти їх фізико-хімічної та біологічної трансформації – органічні та неорганічні рештки);

– відгук біоти на техногенно-зумовлений характер розвитку ГЕ завдяки компенсаційному механізму біотичної саморегуляції та його складових:

1) екологічна ємність та формування в її межах техноємності;

2) залишковий екологічний баланс за екологічною ємністю з урахуванням швидкості самоочищення вод за індивідуальними і сумарними показниками.

Збереження екосистемного способу життя гідробіонтів досягається за рахунок компенсаційного механізму біотичної саморегуляції водного об’єкта та його складової – механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження, який забезпечує якісний склад середовища існування біоти на оптимальному рівні розвитку в умовах

техногенних трансформацій (закон толерантності Шелфорда) і перешкоджає переходу водної екосистеми до критичного стану.

А оскільки екосистемний підхід досліджень дозволяє встановити межі стійкості водних екосистем та їх реакції на дію антропогенних чинників, саме він був використаний для визначення структурно-функціональних особливостей розвитку ГЕ.

Екосистемний спосіб життя гідробіоценозів передбачає їх існування в такому оточуючому середовищі, яке забезпечує гідробіонтам екозбалансований розвиток, незважаючи на їх техногенно-зумовлений характер функціонування. Проте відомо [1], що універсальною властивістю екосистем, у тому числі і водних, є їх емерджентність, яка характеризує ГЕ за ознакою середовищеутворюючого рівня – цілісністю, коли їх структури і склад неможливо назвати простою сумою складових. Поясненням може бути той факт, що відгук гідробіонтів на зміну середовища свого існування пов’язаний з енергетичними змінами у водних екосистемах (перший закон термодинаміки), які є необхідною складовою (анаболізм, катаболізм) у процесі реалізації механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження.

Запропонована комплексна водна система річок ділянки басейну Дніпра є особливою матеріальною системою, що утворена при взаємодії екологічних та антропогенних чинників, складові якої пов’язані між собою гідрографічно і функціонально як частина одного цілого.

Відповідно, інтегральний склад цієї матеріальної системи сприяє тому, що трофічні зв’язки і потоки енергії, як сукупність-речовинно-енергетичного обміну, створюють умови

еквівалентності у взаємозалежностях і взаємодії чинників живої і неживої природи.

Завдяки внутрішній самоорганізації природних систем під впливом антропогенних (модифікуючих) чинників відбувається зміна адитивних функцій ТТВЕ. Тому зміну синергетичних умов розвитку ТТВЕ у вигляді часткової витрати енергії (розсіювання і перехід у тепло) можна розцінювати (другий закон термодинаміки) як міру незворотних процесів у ТТВЕ [104].

Важливою факторною ознакою внутрішньої (біотичної) самоорганізації ТТВЕ, однії з основних рушійних сил характеристики антропогенного навантаження на ТТВЕ є біотичний потенціал (БП), який вказує на: рівень сукупності речовинно-енергетичного обміну за екологічними параметрами та значення пристосовувальних реакцій гідробіонтів (генетичний статус) для проходження біосинтетичних процесів у ТТВЕ (трофічний статус). Для ділянки концептуальної водної системи річок басейну Дніпра, яка досліджувалась, він вказує на узгодження взаємодії екологічних та антропогенних факторів (стійкий техногенно-зумовлений характер розвитку поверхневих водних об'єктів), хоча і прослідковується зниження інтенсивності механізму біотичної саморегуляції вод.

Біотичний потенціал, як факторна ознака біотичної саморегуляції ТТВЕ, що об'єднує між собою генетичний та трофічний статуси в процесі розвитку ТТВЕ, проілюстрована на рис. 4.14.

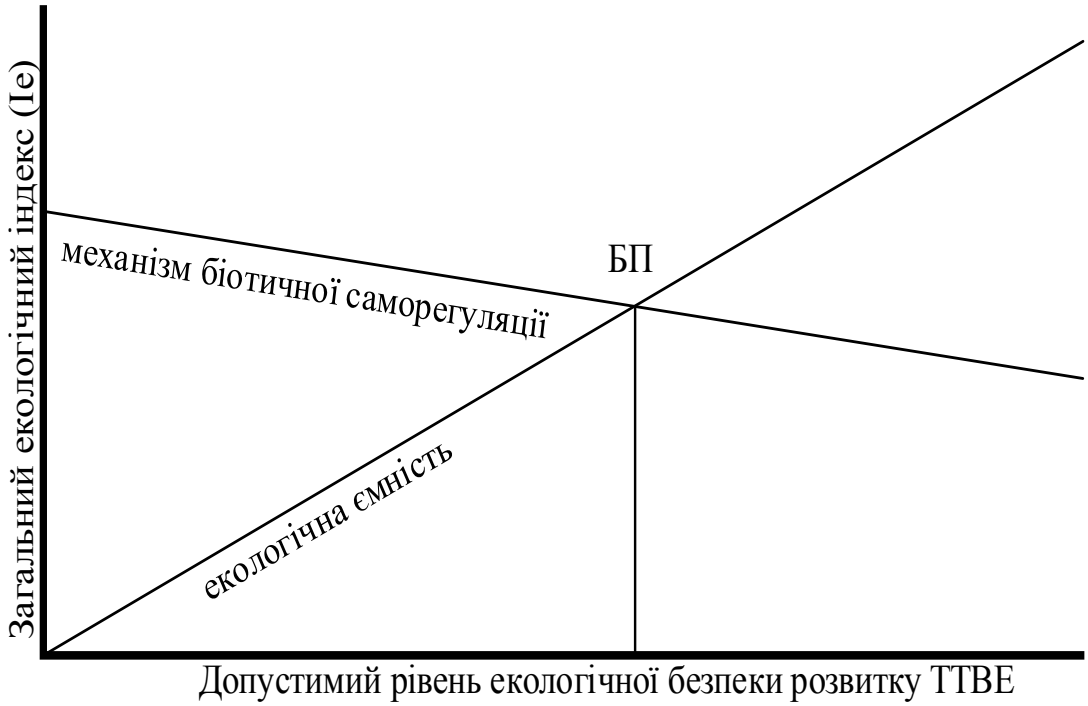


Рис. 4.14. Схема тенденції зв’язків БП із фундаментальними факторними ознаками розвитку ТТВЕ за екологічними параметрами

Представлені тенденції екологічних змін у гідробіонтів (пристосувальні реакції) згладжують тенденції і форми розвитку ТТВЕ у звя’зку з нестабільним рівнем техногенно зміненого характеру їх розвитку. Завдяки цьому, БП є тією гіпотетичною точкою (точкою біфуркації), що схематично відображає тенденцію внутрішньої саморегуляції ТТВЕ, виконуючи адитивну функцію в саморегуляції ТТВЕ і тим самим сприяє відновленню гідрологічного режиму річкових екосистем.

Екосистемний спосіб організації гідробіонтів як взаємопов’язаних чинників живої та неживої природи, складових ТТВЕ, призводить до формування змін у індукованого (на зміни складу ТТВЕ) показника – БП [автореф], що характеризує інтенсивність внутрішньоводоймних процесів саморегуляції за показником швидкості самоочищення (рис. 4.15).

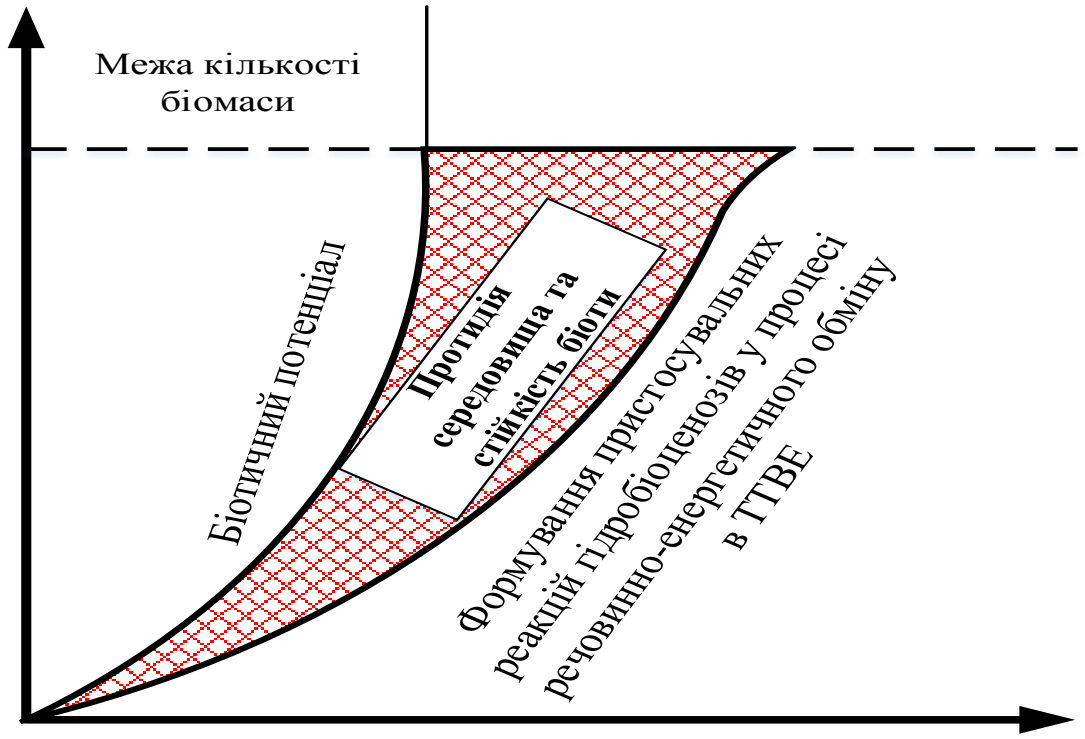


Рис. 4.15. Графічна модель інтенсивності саморегуляції водних екосистем в умовах постійного надходження техногенних впливів за показником швидкості самоочищення

На рисунку показано опір середовища та відгук біоти на зміну природного стану середовища існування, який виявляється у вигляді зміни у збільшенні кривих росту гідробіоценозів. Тобто, БП характеризує природну здатність гідробіоценозів до зміни своєї чисельності (у даному випадку життєздатної біомаси за критерієм біомаси) у відповідь на зміну середовища свого існування.

Визначення адитивних функцій розвитку ТТВЕ дозволяє встановити й індикатор активності БП ($I_{скт.БП}$) – інтегральної складової механізму біотичної саморегуляції вод, який виступає кількісною характеристикою репродуктивної пристосованості біоти до середовища свого існування по відношенню до сукупності речовинно-енергетичного обміну ТТВЕ:

$$I_{\text{акт.БП}} = \Phi\left[\frac{ЗОВ^{opt}\left(x_{\text{кр}}^{\max} - x_{кр}^{\min}\right)}{G_x}\right] \cdot K_{р.зал.екол.резерву}\ , \quad (4.8)$$

де ЗОВ – загальний органічний вуглець opt;

$x_{кр}^{max}$ та $x_{кр}^{min}$ – швидкість самоочищення ГЕ за умов різного рівня їх забрудненості;

G_x – функція взаємозалежностей і взаємодії екологічних та антропогенних чинників, як факторна ознака активності БП;

$К_{р.зал.екол.\ резерву}$ – критерій залишкового екологічного резерву.

Отже, БП відображає індукуючу функцію на ушкоджувальну дію екотоксикантів, що супроводжується структурно-функціональними особливостями компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод (4.8) як факторної ознаки фундаментальних екологічних змін у них:

– за *швидкістю самоочищення*: 1,9 ≤ БП ≤ 3,3;

– за *екологічною ємністю*: 13,3 ≤ БП ≤ 26,4;

– за *ефективністю механізму пластичного метаболізму хімічних сполук*: 0,24 ≤ БП ≤ 0,36;

– за *інтенсивністю компенсаційного механізму біотичної саморегуляції*: 6,36 ≤ БП ≤ 19,4.

Визначено, що БП внаслідок своїх адитивних функцій характеризує також і динаміку змін за екологічними параметрами сукупності речовинно-енергетичного обміну. БП як графічну складову обрано ще й у зв’язку з тим, що він характеризує (опосередкований індикаторний показник) внутрішні процеси самоорганізації в системі «техногенні впливи – наслідки впливів».

Залежність кількості біоти від ефективності БП в техногенно змінених ГЕ характеризує механізм пластичного метаболізму хімічних сполук як факторну ознаку дії еколого-небезпечних ризиків. Цю залежність, за результатами експериментальних досліджень гирлової ділянки р. Ірпінь, за умов постійних впливів техногенних чинників, за яких проходять різні стадії розвитку, залежно від ієрархічного рівня організації, відповідно, і описуються різними стадіями виживання біоти:

– 1 – стадія виживання біоти у своїх нових умовах існування, коли окремі особини біоти доживають до свого граничного біологічного віку (такий тип кривої виживання у природних умовах трапляється рідко; цей тип кривої типовий для лабораторних умов досліджень);

– 2 – відображає виживання більшості природних видів і характерна для ТТВЕ (для цього типу типовим є висока смертність на ранніх стадіях розвитку);

– 3 – проміжний тип, який притаманний ТТВЕ, коли еволюційно сформувався екосистемний спосіб життя біоти; хімічні речовини антропогенного походження виступають індукуючим чинником для формування у біоти пристосувальних реакцій до середовища існування (генетичний характер).

Ураховуючи зазначене вище, запропонована модифікована методологія математичного моделювання процесів оцінювання ушкоджуючої дії техногенних впливів на динаміку змін показників водних об’єктів [4], які характеризують середовище існування гідробіонтів (рис. 4.16).

Рис. 4.16. Моделювання процесів оцінювання ушкоджуючої дії токсикантів антропогенного походження на динаміку змін показників середовища існування гідробіонтів

Рівень та положення зон позитивного та негативного впливів мають різний характер залежно від [4]:

– фізико-хімічних та біохімічних властивостей забруднювальних речовин антропогенного походження;

– ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук;

– інтенсивності екосистемних процесів (взаємодії екологічних та антропогенних чинників).

Залежно від загальних властивостей забруднювальних речовин антропогенного походження зон позитивного впливу може і не бути.

Для гирлової ділянки р. Ірпінь, концептуальної водної системи річок басейну Дніпра – це стосується більшості контрольованих параметрів унаслідок ушкоджуючої дії на параметри екосистемних процесів, що передусім відображається на формуванні захисних пристосувальних

реакцій біоти, а саме – реадаптації до зміненого середовища свого існування.

Суттєву роль у формуванні захисних пристосувальних реакцій біоти відіграють взаємозв'язки та взаємодії екологічних та антропогенних чинників, які забезпечують гомеостатичність параметрів та стабільність розвитку ТТВЕ на основі від'ємних зворотних зв'язків.

Саме завдяки взаємодії екологічних та антропогенних складових у водних об'єктах створюються прямі та зворотні зв'язки, які пропорційні за величиною, але напрямлені протилежно (забезпечують реакції саморегуляції). Основна функція зворотних зв'язків – відновлення самоочищувальної спроможності ТТВЕ після техногенних впливів. [219] (рис. 4.17).

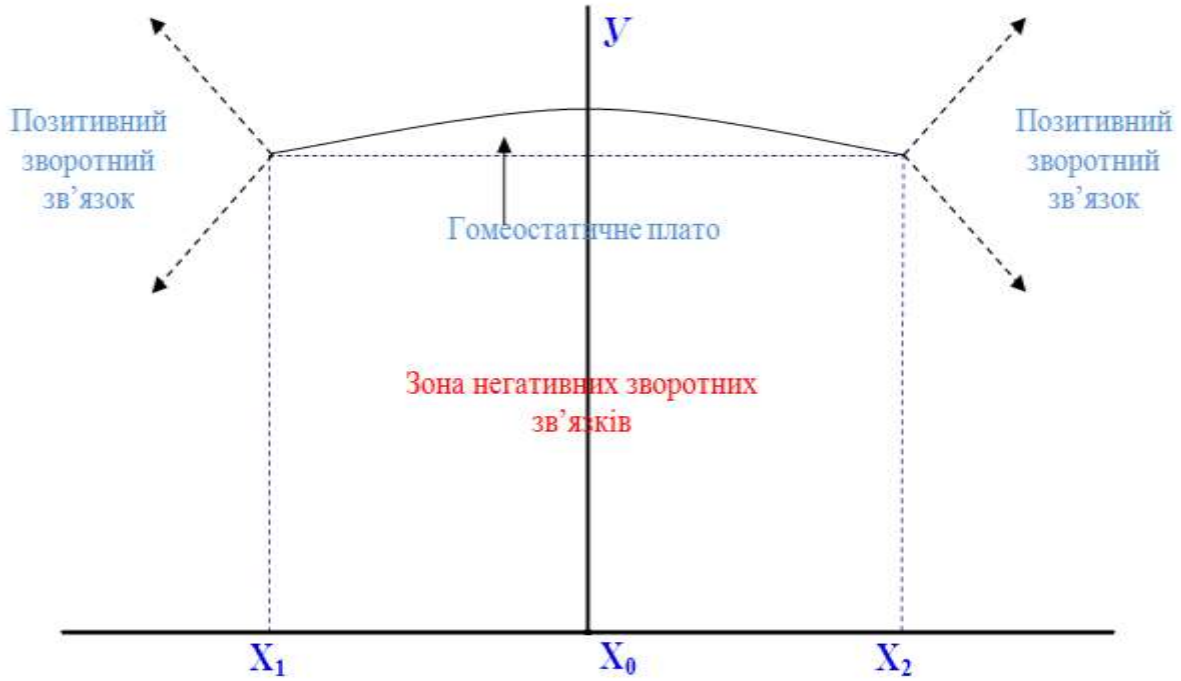


Рис. 4.17. Схема прямих та зворотних зв'язків у ТТВЕ: *y* – індикатор екологічного резерву розвитку ТТВЕ; x_0 – рівень екологічного резерву, як індикатора техногенних впливів на ГЕ; зона x_1-x_2 – ділянка гомеостазу

У – властивості екосистеми: чим нижча ієрархія рівня «випуклість» більша, і навпаки, чим вище ієрархія рівня тим «випуклість» менше. Відносна константа функції «*y*» у цій області називається гомеостатичним платом. Плато являє собою оптимальні параметри водного об'єкта («*y*»), які коливаються у просторі і часі (залежить від факторних ознак багатофакторних техногенних впливів та інтенсивності компенсаційного механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ). Поза межами x_1–x_2 відбувається порушення гомеостазу, таким чином, різкі зміни значень «*y*». «X_0» – значення «*x*», яке характеризує відносно нормальне функціонування об'єкту (в межах якості води для певного їх класу), що знаходиться в зоні впливів «x_1– $x_б$». Значення x_1 і x_2 називають критичними або пороговими значеннями «*x*» [4, 104].

Зона гомеостазу – це зона негативних зворотних зв'язків тому, що розвиток ГЕ спрямований у бік повернення системи у вихідний стаціонарний стан. При потужних порушеннях гомеостазу (наприклад, за умов якості вод V класу, брудні води) ТТВЕ може перейти до зони позитивних зворотних зв'язків, коли зміни як наслідок техногенного навантаження залишаються незворотними. Процеси гомеостазу, які характеризуються негативними зворотними зв'язками, за результатами досліджень можна віднести до екологічних постулатів, що характеризують оптимальні параметри і повинні використовуватись як орієнтир прогнозних розрахунків на перспективу розвитку ТТВЕ.

Отже, зміна гомеостатичних параметрів ТТВЕ пов'язана із трансформацією первинної структури – за рахунок формування балансу техноємності в межах балансу екологічної ємності (фундаментальна основа функціонування екосистем різного ієрархічного рівня). Але, відповідно до законів розвитку екосистем [9], за довгостроковий період (10

років) проходить «певна еволюція» природних систем унаслідок постійної специфічної модифікуючої дії антропогенних чинників.

Дослідивши гомеостатичність параметрів для гирлової ділянки р. Ірпінь, встановлено, що оптимальний режим водокористування характеризується високими критеріями компенсаційного механізму біотичної регуляції ГЕ, внаслідок високої ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження [102].

На прикладі гирлової ділянки р. Ірпінь, у ході багаторічних досліджень встановлено, що відбувається збереження екологічного резерву (екологічна ємність) ТТВЕ, що сприяє відновленню інтенсивності механізму біотичної саморегуляції вод. Завдяки таким перетворенням у ГЕ механізм біотичної саморегуляції та його інтенсивність класифікуються як індикатори екзоризиків, які впливають на інтенсивність внутрішньоводоймних процесів розвитку р. Ірпінь [104].

Таким чином, динамічні зміни якісного складу ГЕ узгоджуються з основними законами і принципами загальної екології [103], а розроблені науково-методологічні основи розвитку і функціонування ТТВЕ на прикладі гирлової ділянки р. Ірпінь дали змогу визначити адитивні функціональні залежності розвитку техногенно трансформованих поверхневих водних об’єктів.

Відповідно до закону екологічної кореляції, під час інтенсивного техногенного впливу на ГЕ відбуваються структурно-функціональні зміни залежності рівня взаємозв’язків екологічних та антропогенних чинників. У техногенно змінених водних об’єктах за рахунок амплітуди коливань пристосувальних реакцій біоти до змін середовища існування створюються такі екологічні умови в ГЕ, за яких біотичні та антропогенні компоненти відповідають один одному, а екзо- та ендоризики нівелюються внаслідок

ушкоджуючої дії екотоксикантів та захисних пристосувальних реакцій біоти (баланс екологічної ємності екосистем). Тобто, відбувається збереження компенсаційного механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ, оскільки під час змін середовища існування живих організмів відбуваються зміни компенсаційних можливостей біоти і їх пристосувальні реакції знаходяться на межі оптимальної біотичної саморегуляції водних екосистем (біотичний індикатор стану – екологічна ємність).

Отримані результати, також, дозволили переглянути та розширити схему прямих та зворотних зв'язків при взаємодії екологічних та антропогенних чинників у ТТВЕ. Наведена на рис. 4.18 регуляторно-функціональна блок-схема характеризує взаємозв'язки надійності функціонування ТТВЕ внаслідок збереження екологічного балансу за біотичними показниками.

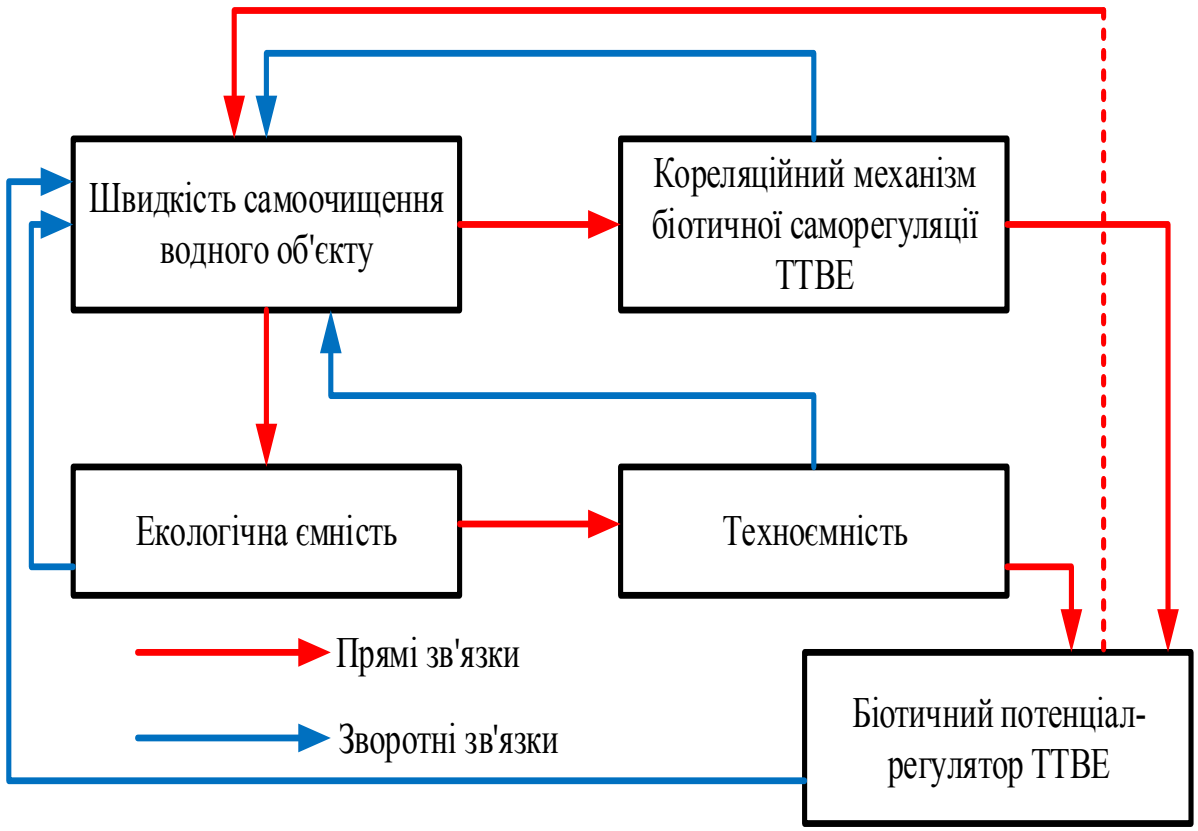


Рис. 4.18. Блок-схема особливостей біотичної саморегуляції ТТВЕ з урахуванням прямих та зворотних зв'язків її біотичних складових

Запропонована схема характеризує відповідь гідробіонтів на дію техногенних впливів (екзоризиків) – динаміку змін середовища свого існування (принцип від'ємних зворотних зв'язків). Оскільки за будь-яких відхилень екологічної рівноваги розвитку ТТВЕ (оптимуму для біоти) в екосистемах виникають зміни, які компенсують механізм біотичної саморегуляції (ендоризики), то швидкість відновлення техногенно заангажованих водних об'єктів порівнянно з природним станом (у процесі дії дестабілізуючих техногенних чинників) пропорційна величині відхилень та узгодженості між прямими та зворотними зв'язками.

Висновки до розділу 4.

Науково обґрунтовано, що техногенні трансформації у поверхневих водних об'єктах нівелюються за рахунок дії компенсаційного механізму біотичної саморегуляції в результаті адаптації біотичних складових до свого нового середовища існування. Також обґрунтовано тенденції функціональних змін параметрів процесу самоочищення та їх питомих показників за біотичним потенціалом в умовах постійного техногенних впливів та встановлено закономірності їх функціонування за швидкістю самоочищення: $2{,}3 \leq$ біотичний потенціал $\leq 3{,}0$; за екологічною ємністю: $13{,}3 \leq$ біотичний потенціал $\leq 27{,}5$; за ефективністю механізму пластичного метаболізму хімічних сполук: $1{,}0 \leq$ біотичний потенціал $\leq 3{,}0$; за інтенсивністю компенсаційного механізму біотичної саморегуляції: $12{,}0 \leq$ біотичний потенціал $\leq 26{,}0$.

7. Науково обґрунтовано узгодженість взаємозв'язків та взаємодій параметрів процесу самоочищення поверхневих водних об'єктів, запропоновано градації параметрів їх перетворень у техногенно трансформовані: перша – зміна речовинно-енергетичного балансу речовин техногенного походження за індивідуальними та сумарними показниками;

друга – зміна ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження (синтез та трансформація хімічних сполук); третя – нестійка динамічна рівновага у водному об'єкті внаслідок ушкоджуючої дії екотоксикантів антропогенного походження (коли механізм біотичної саморегуляції знаходиться на межі взаємодії екологічних та антропогенних чинників); четверта – (типова для малих річок) перетворення абіотичного середовища, яке оточує біоту; п'ята – порушення відносної стабільності розвитку водного об'єкта (компенсаційні механізми біотичної саморегуляції не в змозі позитивно реагувати на антропогенні зміни і в результаті відбувається якісне виснаження вод внаслідок техногенної трансформації).

РОЗДІЛ 5
РОЗРОБЛЕННЯ ІНФОРМАТИВНОЇ СИСТЕМИ ІНТЕГРОВАНИХ ІНДИКАТОРІВ КОНТРОЛЮ ВНУТРІШНЬОВОДОЙМНИХ ЕКОСИСТЕМНИХ ПРОЦЕСІВ ТТВЕ

Попередня концепція екологічної небезпеки природних систем за регламентацією хімічних сполук антропогенного походження поступилася місцем концепції екологічного ризику щодо структурно-функціональних змін в екосистемах. Сучасні методи контролю якості довкілля, під час використання ГДК дають лише загальну характеристику стану того чи іншого об'єкта, без врахування структурно-функціональних особливостей їх розвитку. Відтак, виникла необхідність створення сучасної інформативної системи інтегральних індикаторів контролю внутрішньоводоймних екосистемних процесів для реалізації басейнового принципу управління екологічною безпекою техногенно змінених поверхневих водних об'єктів через комбіновану систему управління.

Основою розрахунків інформативної системи екологічної безпеки водних екосистем у межах ТТВЕ є визначення:

– техногенних впливів (дії) на водний об'єкт;

– змін фундаментальних основ розвитку ТТВЕ – екологічної ємності (стану) за екологічним параметром швидкості самоочищення вод;

– змін фундаментальної основи розвитку ТТВЕ за питомим показником екологічної ємності – залишковим екологічним резервом.

5.1. Передумови створення науково-методичних основ інтегральних систем індикаторів контролю стану ТТВЕ

Існуючі методи контролю якості поверхневих вод неспроможні відобразити структуру, екологічні показники та параметри функціонування водних екосистем за умов гострої та пролонгованої дії специфічних модифікуючих (антропогенних) чинників, за рахунок своєї різноплановості, зорієнтованості на ГДК, санітарно-гігієнічних нормативів та водогосподарському підходу.

Створення екологічних індикаторів зумовлено суперечливим ставленням до ГДК у світі (за рахунок його неспроможності відображати внутрішньоводоймні процеси) та рекомендаціями міжнародних організацій, зокрема ООН, звернути увагу на індикатори сталого розвитку. До того ж, інші нормативно-правові документи (такі нормативи, як ГДС), основою яких є ГДК, також не відображають ефективність внутрішньоводоймних процесів – основи функціонування екосистем.

Сучасна система нормування за ГДК вже тривалий час у світі піддається аргументованій критиці як суб'єктивний спосіб контролю, оскільки за умов реалізації цієї концепції майже відсутнє екологічне нормування якості води; нормативом передбачене визначення екологічної безпеки водокористування, а не власне екологічне нормування якості вод.

Діюча сучасна система екологічного нормування зорієнтована на екологічну безпеку водокористування, а не на екологічне нормування якості вод. Отже, підвищення рівня екологічної безпеки ТТВЕ безпосередньо пов'язано з розробленням науково-методичних основ інтегральних систем індикаторів контролю стану ТТВЕ, які характеризують структурно-функціональні зміни їх розвитку.

В основу створення інтегральних систем індикаторів контролю лягли наукові закономірності екологічного розвитку і функціонування ТТВЕ. Встановлені наукові закономірності розвитку (рис. 5.1) свідчать, що ТТВЕ є динамічними системами і тому прогнозування їх структурно-функціонального стану є важливим завданням водоохоронної діяльності.

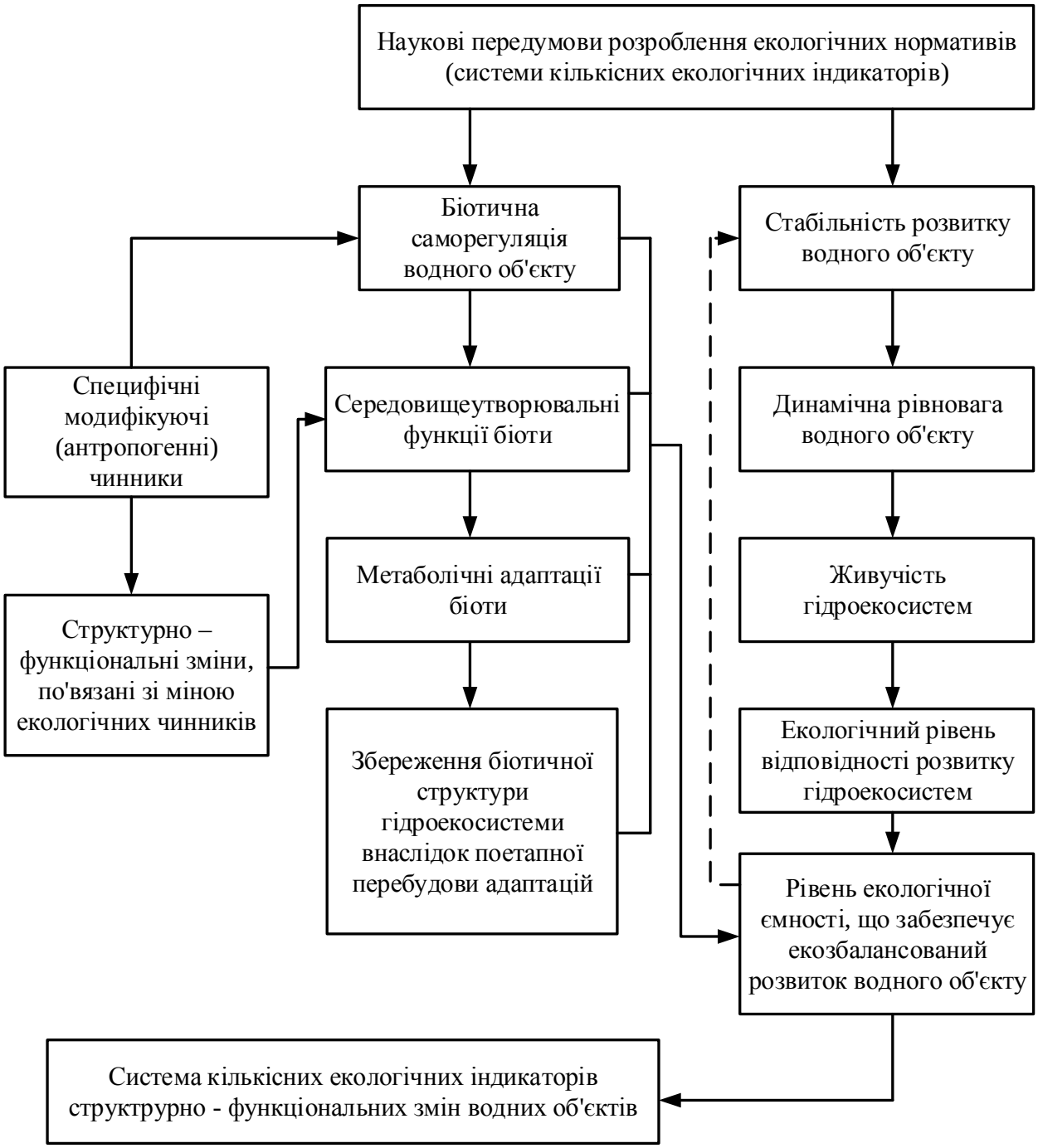


Рис. 5.1. Схема передумов та розроблення системи екологічних індикаторів

Знання наукових закономірностей розвитку водних систем річок дозволили запропонувати систему кількісних екологічних індикаторів, які характеризують постійні зміни їх функціонування і дають змогу визначити фундаментальне поняття прикладної екології – екологічну ємність як екологічний індикатор відповідності еколого-збалансованого розвитку поверхневих водних екосистем.

Наслідком посилення антропогенного впливу на поверхневі водні об'єкти є їх кількісне та якісне виснаження. Ці зміни викликали необхідність упровадження ефективного екологічного контролю стану водних екосистем, який би враховував усі структурно-функціональні особливості різного базового рівня розвитку ГЕ. Саме тому вдосконалення методик екологічного оцінювання якості поверхневих вод за допомогою екологічних індикаторів контролю є важливим напрямом оптимізації водоохоронної діяльності [147]. Створення адекватних екологічних показників та їх параметрів у майбутньому дозволить на їх основі створити відповідні екологічні нормативи, сформовані в рамках екологічної політики України та на основі міжнародних підходів щодо визначення індикаторів сталого розвитку.

Розроблена інтегральна інформативна система індикаторів контролю узгоджується з рекомендаціями міжнародних організацій, які займаються проблемами збереження та відновлення якості довкілля, у тому числі і водних екосистем [3]. Дана система ґрунтується на моделі індикаторів, запропонованій OECD (Organization for Economic Cooperation and Development) та міжнародною екологічною програмою ООН – UNEP (United Nations Environment Program), яка називається PSR (Pressure-State-Response) [178].

На державному рівні з 2021 р. в обов'язковому порядку, заплановано реалізацію планів управління річковими басейнами, що передбачає оцінювання їх екологічного стану [245]. Отже, для реалізації басейнового принципу управління екологічною безпекою техногенно трансформованих поверхневих водних об'єктів необхідно, розроблення системи інформативних індикаторів контролю, які дозволять відстежити структурно-функціональні зміни поверхневих водних екосистем для з'ясування їх саморегулюючої та самовідновлювальної здатності, орієнтуючись на екосистемний підхід та басейновий принцип управління. Що цілком узгоджується з основними тенденціями впровадження плану інтегрованого підходу в управлінні водними ресурсами України за басейновим принципом, відповідно до «Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро на період до 2021 року» [249]. Екосистемний підхід досліджень дозволить встановити межі стійкості річок басейну та їх реакції на дію специфічних модифікуючих (антропогенних) чинників, беручи до уваги зміни структурно-функціональних особливостей розвитку водних екосистем річок. Тільки за умов створення систем інформативних кількісних екологічних індикаторів можливо розробити дієві природоохоронні заходи для підвищення рівня екологічної безпеки ТТВЕ відповідно до державної водоохоронної екологічної політики України за басейновим принципом управління.

На думку автора, принципи оцінювання стану водних ресурсів повинні здійснюватися не на користь окремого водокористувача, а з урахуванням розвитку природно-соціальних систем, на користь збереження природних ресурсів, на основі басейнового принципу управління. На сьогодні вже сформувалась стійка тенденція підходити до екологічного

оцінювання стану водних ресурсів не з вимог окремого водокористувача, а з погляду збереження структури і функціональних особливостей всього басейну загалом, для попередження його деградації. З'являються роботи [84, 96, 102, 104, 341], щодо визначення якості природних вод, у яких застосовується екологічний підхід до оцінювання на основі екологічних показників. Проте ці численні методики зводяться до прямої або опосередкованої трансформації кількісних показників у інтегральні якісні індекси екологічного стану.

На відміну від діючих методик, розроблено зорієнтовану на впровадження інтегрованого підходу в управління водними ресурсами за комплексним екосистемно-басейновим принципом, що дозволить:

– охарактеризувати тенденції змін ТТВЕ;

– встановити інтенсивність порушень внутрішньоводойменних процесів;

– встановити порушення структури та функціонування ТТВЕ;

– відстежити поетапну динаміку трансформацій, що допоможе кількісно визначити дію техногенних чинників;

– у перспективі відновити самоочищувальну спроможність ТТВЕ шляхом коригування природоохоронних заходів стосовно експлуатації та збереження водних ресурсів;

– виявити наслідки (причинно-наслідкові зв'язки) трансформацій водних екосистем.

До того ж, введення екологічних індикаторів контролю дозволить науково обґрунтувати трансформацію природних режимів розвитку водних об'єктів у ТТВЕ. Такі інформативні екологічні системи контролю дозволять простежити динаміку змін функціонування водних об'єктів у системі «техногенний вплив − наслідки впливів» та

визначити інтенсивність внутрішньоводойменних процесів і потенційно можливі екологічні ризики їх розвитку [20, 103].

5.2. Система індикаторів тривимірного контролю структурно-функціональних змін водного басейну за умов постійної дії техногенних впливів

У зв'язку з тим, що значна кількість розчинених речовин токсичної дії антропогенного походження чинять негативний вплив на структурно-функціональні особливості розвитку річкових басейнів, у тому числі басейну Дніпра, постала необхідність розроблення науково-методичних основ системи кількісних екологічних індикаторів контролю структурно-функціональних змін розвитку внутрішньоводойменних процесів, в умовах інтенсивного техногенного впливу.

Розроблена методика інтегральної системи індикаторів тривимірного контролю за призначенням спрямована на характеристику функціональних особливостей розвитку басейнів, які впливають на баланс екологічної ємності, механізм біотичної саморегуляції та відображають механізми деструкції процесів самоочищення.

Для виведення формул розрахунків індикаторів контролю необхідно застосовувати такі параметри [20]:

– якісний склад ГЕ та речовинно-енергетичний баланс;

– рівень техногенного навантаження ГЕ;

– рівень самоочищувальної здатності водойм.

На відміну від традиційних методів контролю якості поверхневих вод екологічні індикатори можуть використовуватись за різних екологічних ситуацій розвитку всього водного басейну. Комплексний підхід застосування екологічних індикаторів контролю забезпечить

одержання достовірної інформації через об'єктивність екосистемного підходу щодо структурних змін складових ГЕ і процесів їх функціонування [20].

До того ж, застосування екосистемного підходу дасть можливість встановити взаємозв'язки та взаємодію екологічних та антропогенних чинників. Стабільність розвитку ГЕ, у тому числі і ТЗВС, пов'язана з такими чинниками [102, 103] їх функціонування:

– адаптаційними можливостями гідробіоценозів у відповідь на дію техногенних впливів – *індикатор дії* (відповідають за виникнення пристосувальних реакцій живих організмів на зміну середовища існування у відповідь на вплив модифікуючих чинників, індикатори змін біологічної структури);

– екологічним оцінюванням водної екосистеми – *індикатор стану*;

– гомеостазом, або принципом зворотних зв'язків – *індикатор реагування* (індикатори інтенсивності самоочищувальної здатності), спрямованими на саморегулюючу здатність, екологічну ємність, інтегральний критерій екологічної відповідності стабільного розвитку водних систем, що сумарно забезпечує екозбалансований розвиток ГЕ. Тобто, у разі змін середовища існування живих організмів відбуваються зміни компенсаційних можливостей біоти і їх пристосувальні реакції знаходяться на межі оптимальної біотичної саморегуляції водних екосистем. Цей індикатор є усередненим інтегральним показником, який характеризує інтенсивність внутрішньоводойменних процесів у ТТВЕ.

Уперше застосовуються оідразу три комплексні індикатори для оцінювання стану однієї водної екосистеми за умов постійної дії техногенних впливів на всіх рівнях ієрархічної організації цієї екосистеми.

Тривимірна система контролю – це система індикаторів, яка включає в себе індикатори (індикацію кількісних характеристик): дії, сану, реагування. Важливим, є те, що за допомогою цієї системи індикаторів стає можливим одночасне кількісне виявлення усіх трьох станів басейну. Існуючі індикатори контролю відображають лише загальний вплив техногенних факторів на водні екосистеми, запропоновані тривимірні індикатори спроможні відобразити причини та наслідки техногенних впливів.

На відміну від попередніх робіт, в яких в основному авторами пропонується визначення одного (індикатор дії), або двох станів (індикатор дії та індикатор тенденцій до змін), в роботі запропоновано введення до системи індикаторів контролю третього блоку – індикатор наслідків змін.

Особливістю тривимірної системи контролю індикаторів є можливість одночасного визначення:

– дії техногенних чинників на ТТВЕ;

– динаміки змін екологічних ситуацій у водних екосистемах;

– наслідків антропогенної трансформації водних екосистем із врахуванням просторово-часових факторів їх розвитку.

У випадку даної роботи, наслідками цих змін є – набуття суббасейнами Дніпра техногенно зумовленого характеру розвитку.

Для характеристики особливостей структурно-функціональної організації розвитку ТТВЕ використано понад 40 показників, основними є: гідрохімічні, гідрологічні, гідробіологічні, токсикологічні показники, які відображають особливості абіотичної та біотичної складових [102].

В якості фактографічного матеріалу екологічного стану р. Ірпінь використано результати особистого моніторингу, дані екологічного моніторингу державних установ м. Києва [18,19] за двадцятирічний період,

за трьома гідростворами та статистична інформація екологічної характеристики р. Ірпінь за 1995-2006 роки [осадчий].

Класифікація груп індикаторів виконується з урахуванням їх цільової спрямованості та у відповідності з послідовним рядом особливостей розвитку і функціонування ТЗВЕ.

– *індикатор «Дії»* (оцінка впливу техногенних чинників на об'єкт вивчення: загальний екологічний індекс, індекс техногенного впливу, індекс пластичного метаболізму хімічних сполук);

– *індикатор «Стану»* (стан середовища внаслідок техногенної дії: індекс балансу екологічної ємності, індекс техноємності);

– *індикатор «Реагування»* (відгук водної екосистеми на порушення сталого функціонування: критерій біотичної саморегуляції вод, індекс екологічного резерву).

Отже, за допомогою запропонованої системи індикаторів можна розширити можливості системи контролю біотичної саморегуляції ТТВЕ за екологічними параметрами їх розвитку. До того ж комплексні екологічні індикатори контролю дозволяють прослідкувати поетапну динаміку змін ТТВЕ [103]: *індикатори дії* за допомогою інтегральних складових (індекс техногенних впливів, рівень ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук, загальний екологічний індекс тощо) → *індикатори стану* екосистем (екологічна ємність, техноємність, рівень компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод тощо) → *індикатори наслідків дії* техногенних впливів (порушення екологічної рівноваги за рахунок втрати природоємності тощо).

Таким чином, інтегровані системи – екологічні індикатори контролю ТТВЕ за призначенням, які спроможні охарактеризувати структурно-функціональні особливості розвитку водних екосистем за умов

постійної гострої та пролонгованої дії техногенних впливів, завдяки екосистемному принципу досліджень за басейновим підходом, дають змогу охарактеризувати інтенсивність внутрішньоводойменних процесів за допомогою сучасних екологічних індикаторів та встановити ризики розвитку ТТВЕ щодо часткової втрати природоємності (якісне виснаження вод). Такі функціональні можливості інтегральних систем індикаторів дозволяють здійснювати контроль екологічного стану ТТВЕ.

5.2.1. Індикатор «Дія»

Індикатор «Дії» є першим блоком тривимірної системи індикаторів контролю і включає в себе *індекс забруднення води* (розрахований в третьому розділі), індекс техногенного впливу та індекс пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження.

Індекс техногенного впливу характеризує понаднормативний техногенний вплив на басейн, який призводить до порушення її стабільного, еколого-збалансованого функціонування. Він також дозволяє надати кількісну характеристику полютанта, який залишився у водному середовищі в концентраціях, перевищуючих ГДК, навіть після матеріальної кумуляції та самоочищення. Для розрахунку необхідні орієнтовні значення коефіцієнтів швидкості самоочищення (самовідновлення) річкових вод [9] від забруднювальних речовин (табл. 5.1). Коефіцієнт самоочищення характеризує здатність водних екосистем до самовідновлення, за умови дії техногенного впливу та має різне значення залежно від різних речовин та температури води [4, 102, 103, 178].

Таблиця 5.1

Орієнтовні значення коефіцієнтів швидкості самоочищення річкової екосистеми від основних забруднювальних речовин техногенного походження

Речовина і показник хімічного складу вод	Температура води °С		
	<10	10–15	>15
N/NH_4^+	0,9	1,8	2,7
Cu^{2+}	0,6	1,2	1,8
Zn^{2+}	0,1	0,3	0,6
$Fe_{загал}$	0,1	0,2	0,3
Cr^{2+}	0,1	0,2	0,3
$БСК_5$	0,5	1,0	1,5
$БСК_{пов}$	0,2	0,3	0,7
ХСК	0,1	0,2	0,3
СПАР	0,3	0,6	0,9
Феноли	0,2	0,4	0,6

Індекс техногенного впливу запропоновано визначати за формулою [189]:

$$I_{тех.впл} = \frac{C_{заб.реч}}{ГДК_{заб.реч}} \cdot К_{самооч}, \quad (5.1)$$

де $C_{заб.реч.}$ − концентрація забруднювальної речовини;

$ГДК_{заб.реч.}$ – граничнодопустима концентрація забруднювальної речовини;

$К_{самооч.}$ – коефіцієнт швидкості самоочищення річкової води від деяких забруднювальних речовин.

Індекс пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження є показником механізму метаболічного регресу водних екосистем.

Інтенсивність процесу механізму пластичного метаболізму визначався [102] з урахуванням того факту, що розвиток ТТВЕ р. Ірпінь зумовлений двома протилежними тенденціями (ушкоджуючою дією екотоксикантів та захисною функцією біоти до зміни свого середовища існування).

Для з'ясування цих суперечностей розвитку ТТВЕ були проведені дослідження щодо визначення інтенсивності процесів пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження у водних екосистемах.

Індекс пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження є показником техногенних перетворень та механізму метаболічного регресу ГЕ і визначається автором за формулою:

$$I_{пл.мет.} = \sum_{i=n}^{n}[К_{самооч.} \cdot (Кр_{біом.} \cdot \frac{1}{ХСК} \cdot I_{тех.впл.}) \cdot К_{зміш.}], \quad (5.2)$$

де $К_{самооч}$ – коефіцієнт самоочищення;

$Кр_{біом.}$ – коефіцієнт, що характеризує живучість гідробіоценозів за умов зміни середовища їх існування;

ХСК – хімічне споживання кисню, є кисневим еквівалентом загальної кількості органічних речовин у воді;

$I_{тех.впл.}$ – індекс техногенного впливу;

$К_{зміш}$ – коефіцієнт змішування річкових і забруднених вод, для середніх річок становить – 0,8.

5.2.2. Індикатор «Стан»

Індикатор «Стану» є другим блоком тривимірної системи індикаторів контролю і включає в себе індекс екологічної ємності та індекс техногенної ємності.

Під час визначення індикатора «Стану» порушення балансу екологічної ємності виступає важливим показником наслідків техногенної дії екотоксикантів антропогенного походження.

Екологічна ємність – це узагальнена характеристика, що кількісно відповідає максимальному техногенному навантаженню, яке може витримувати впродовж тривалого періоду сукупність реципієнтів та екологічних систем території без порушення їхніх структурних і функціональних властивостей [103], а також є функціональною основою існування гідробіонтів.

Тобто, екологічна ємність є важливим критерієм, який характеризує збалансоване функціонування бесейну річки і найбільш «тривожним» показником якості води (втрата цього балансу), оскільки внаслідок порушення балансу екологічної ємності починаються процеси формування техноємності в межах ТТВЕ.

Індекс екологічної ємності відображає здатність ГЕ адаптуватися до антропогенних впливів за одиницю часу без порушення структурно-функціональних особливостей розвитку водних екосистем та дозволяє чітко окреслити об’єм та межі можливого тиску техногенних чинників, які здатен витримати конкретний водний об'єкт, і визначається відповідно до розробленої формули [189]:

$$I_{\text{е.є.}} = \sum_{n=1}^{n} \left[Kp_{\text{біом.}} \cdot \left(\frac{C_1 \cdot K_{\text{сам.1}} + C_2 \cdot K_{\text{сам.2}} + C_n \cdot K_{\text{сам.n}}}{n} \right) \right] \cdot K_{\text{зміш.}}, \quad (5.3)$$

де $Кр_{біом}$ – критерій біомаси, який характеризує живучість

гідробіоценозів за умов зміни середовища їх існування;

$I_{сам}$ – індекс самоочищення;

C_1, C_2, C_n – концентрація забруднювальних речовин;

n – кількість забруднювальних речовин;

$K_{сам.n}$ – коефіцієнт самоочищення вод від забруднювальної речовини;

$K_{зміш}$ – коефіцієнт змішування річкових та стічних вод.

Індекс техноємності характеризує кількість речовини, яка розсіюється у водному середовищі та нейтралізується з часом, при цьому порушуючи баланс екологічної ємності, Розраховувати його пропонується за формулою:

$$I_{т.є.} = \frac{I_{е.є.}}{I_{тех.впл.}}, \quad (5.4)$$

де $I_{е.є.}$ – екологічна ємність екосистеми;

$I_{тех.впл.}$ – індекс техногенного впливу.

5.2.3. Індикатор «Реагування»

Індикатор «Реагування» є останнім третім блоком тривимірної системи індикаторів контролю і включає в себе індекс екологічного резерву та індекс біотичної саморегуляції вод.

Індекс екологічного резерву характеризує стійкість басейну та можливий рівень відновлення функціонування ТТВЕ і розраховується за формулою:

$$I_{ек.рез.} = I_{е.є.} - I_{т.є.}\ , \qquad (5.5)$$

де $I_{е.є.}$ – індекс екологічної ємності екосистеми;

$I_{т.є.}$ – індекс техноємності.

Індекс біотичної саморегуляції вод – інтегральний показник структурно-функціональних змін у ГЕ, який автором розраховується за формулою:

$$I_{б.с.в} = \sum_{i=n}^{n} \frac{I_{ек.рез.} \cdot I_{пл.мет.}}{v_{транс.}} \cdot К_{зміш.}\ , \qquad (5.6)$$

де $I_{ек.рез}$ – індекс екологічного резерву;

$I_{пл.мет}$ – індекс пластичного метаболізму;

$v_{транс.}$ – швидкість трансформації забруднювальної речовини;

$К_{зміш}$ – коефіцієнт змішування річкових і забруднених вод, значення якого залежить від розмірів річки, 0,8.

Відповідно до створеної інформаційно-методологічної бази кількісних екологічних індикаторів контролю були розраховані екологічні індикатори структурно-функціональних змін ТТВЕ (5.1–5.6) на прикладі суббасейну Дніпра – р. Ірпінь.

Динаміку функціональних змін з урахуванням індикаторів дії представлена на рис. 5.2, стану – на рис. 5.3 та реагування – на рис. 5.4.

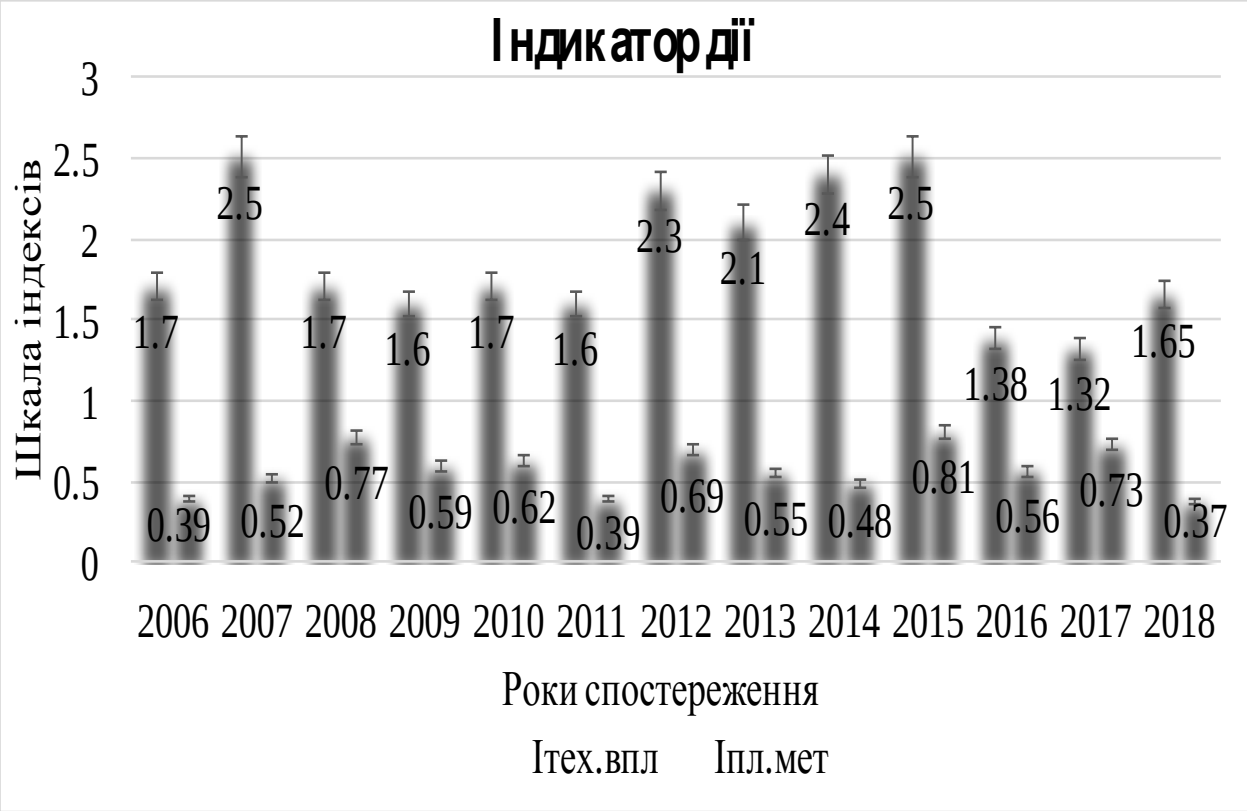


Рис. 5.2. Динаміка змін індикатора дії суббасейну Дніпра – р. Ірпінь

Результати розрахунку екологічного індексу I_e, наведені на рис. 5.2, показують, що за досліджуваний період 2005–2018 р. якість вод гирлової ділянки р. Ірпінь відповідала за класом якості – води забруднені, за категорією – слабко та помірно забруднені. Під час розрахунку I_e найгіршим показником був блок еколого-санітарної характеристики, за ним води річки переважно відповідають 4–5 категорії якості води.

Спостерігається динаміка до погіршення якості внаслідок перевищення допустимих концентрацій забруднювальних речовин антропогенного походження. Техногенний вплив на водну екосистему виражається як $I_{тех.впл.}$ 1,35–2,5 (для III класу якості вод знаходиться в межах 1,7–1,9, та 2,0–2,5 для IV класу якості вод).

У разі збільшення техногенного впливу погіршується значення механізму пластичного метаболізму хімічних сполук $I_{пл.мет}$

знаходиться в межах 0,32–0,81, що характерно для III–IV класу якості вод (0,24–0,36 для IV класу якості вод, 0,36–1 для III класу якості вод).

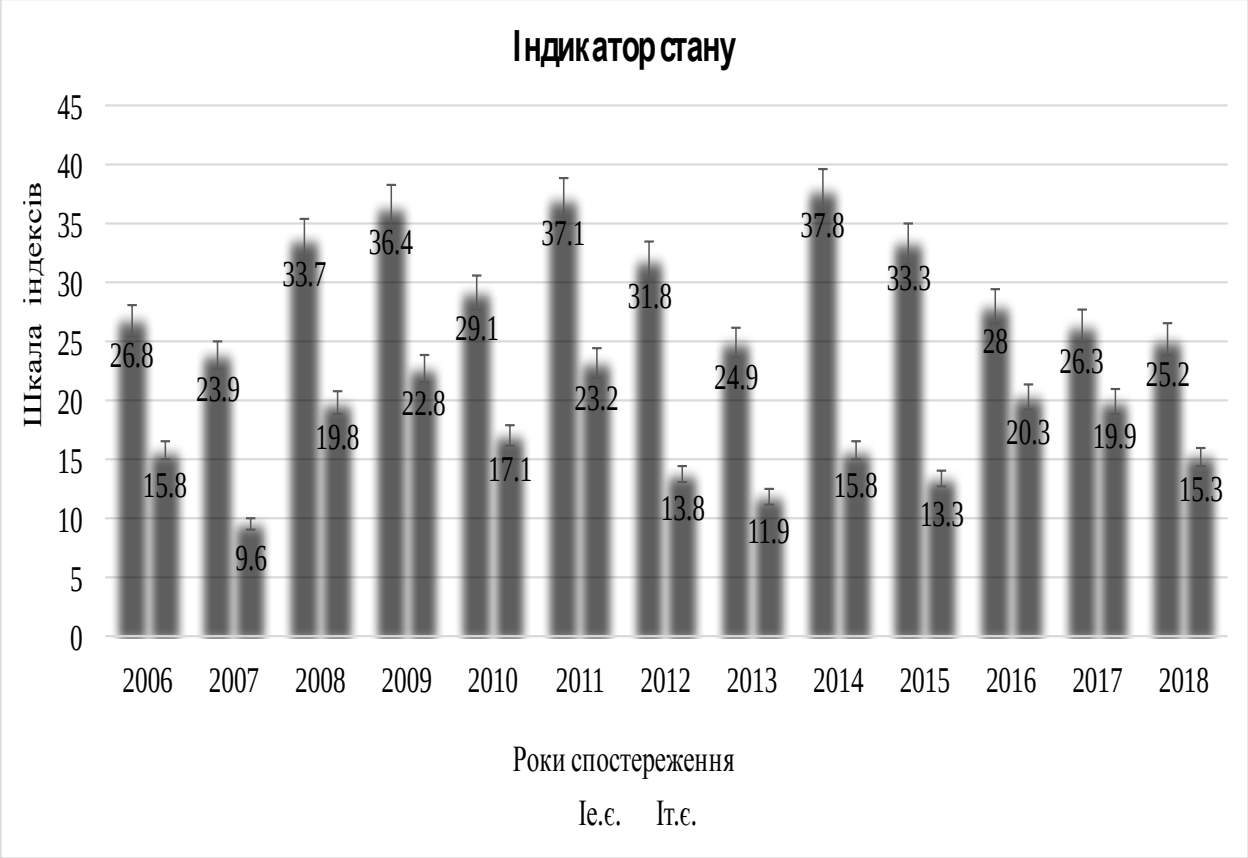


Рис. 5.3. Динаміка змін індикатора стану суббасейну Дніпра – р. Ірпінь

Дані рисунка показують динаміку змін екологічної ємності та техноємності. Екологічна ємність знаходиться в межах 23,9–37,8 (26,5–35,0 для III класу якості вод, 13,3–26,4 – для IV класу). Ці значення відповідають III класу якості вод. З рис. 5.3 видно, що за останні роки значення індексу екологічної ємності погіршується та знаходиться в перехідному стані від III до IV класу якості вод.

Це відбувається у результаті інтенсивного техногенного впливу численних підприємств та сільських господарств (рис.1.1), розміщених у басейні річки.

На збільшення індексу техноємності істотно впливає зростання індексу техногенного впливу $I_{т.є.}$ – за досліджуваний період знаходиться в межах 9,6–22,8 (6,7–7,12 для III класу якості вод, 15,0–18,0 – для IV класу). При збільшенні техноємності в гідробіонтів порушуються механізми біотичної саморегуляції (рис. 5.4).

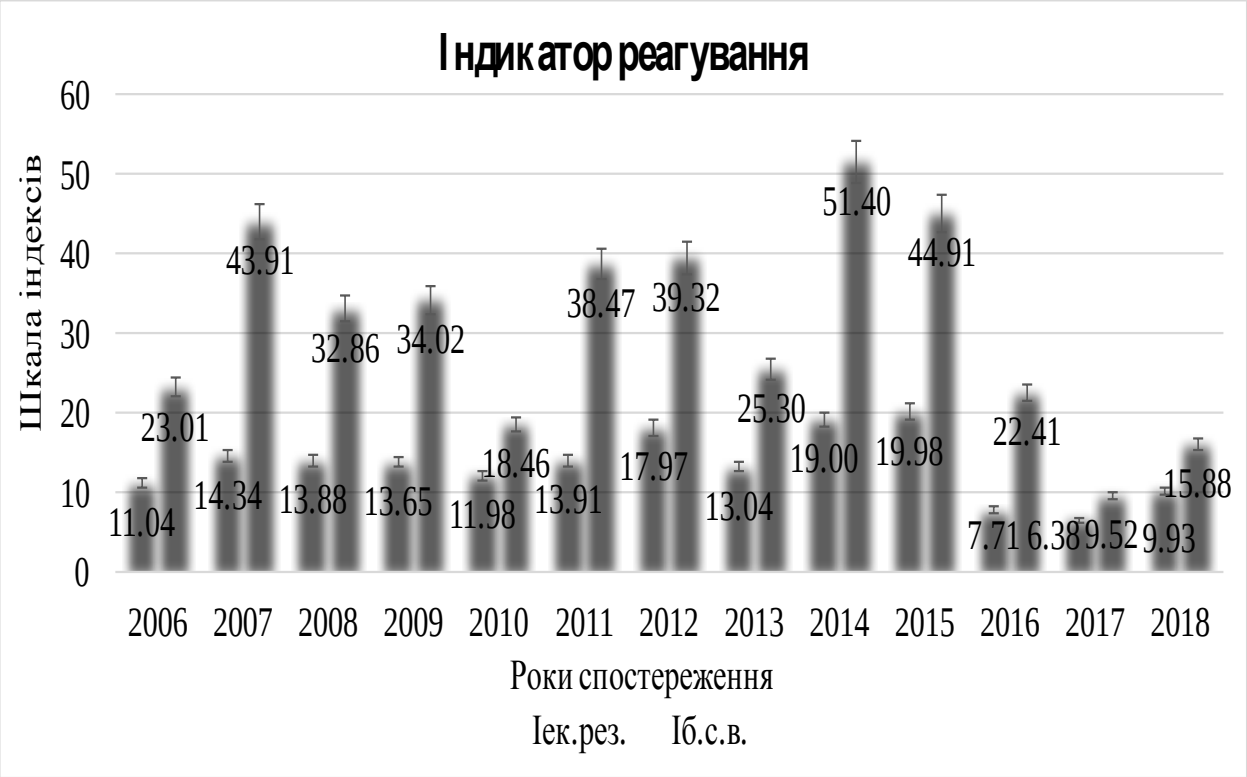


Рис. 5.4. Динаміка змін індикатора реагування суббасейну Дніпра – р. Ірпінь

Баланс між екологічною ємністю та техноємністю характеризує рівень екологічного резерву, який знаходиться в межах 7,7–19,5 (11,1–18,0 для III класу якості вод, 6,4–11,0 – для IV класу). При цьому спостерігається порушення структурно-функціональної організації водної екосистеми, відповідно до принципу Ле–Шательє Брауна динамічна рівновага розвитку ГЕ зміщується в напрямку найменшого техногенного навантаження, гідробіонти реадаптуються до нових умов існування. Результатом цього є перебудова асоціацій біоценозів у напрямку посилення β, α − сапробних видів, зниження видового різноманіття гідробіонтів. Таким чином, подальше збільшення техногенного впливу виведе ГЕ зі стану

динамічної рівноваги, порушивши здатність біоти до саморегуляції – $І_{б.с.в.}$ = 9,52–51,4 (19,5–51,4 для III класу якості вод, 6,36–19,4 – для IV класу).

Аналіз даних, наведених на рис. 5.2–5.4, свідчить, що існує цілковита узгодженість між екологічними індикаторами розвитку ТТВЕ [102, 104]: індикатор дії → індикатор стану → індикатор реагування на дію техногенних впливів.

Отримані результати є доволі «тривожними» для даної водної екосистеми басейну Дніпра, але, водночас, обнадійливим є той факт, що коефіцієнти самовідновлення знаходяться на рівні 0,6–0,8 (середньо допустимий − 0,3, максимальний − 1), і вказує на те, що в ТТВЕ відбуваються процеси самоочищення. Безумовно, така суперечність пов'язана з компенсаційним механізмом біотичної саморегуляції, який постійно реагує на дію техногенних чинників [102].

Дуже важливим позитивним результатом досліджень визначення запропонованих індикаторів екологічного контролю є можливість на їх основі встановити баланс екологічного резерву біотичної складової, що забезпечує внутрішню біотичну саморегуляцію вод, і тому критерій компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод (запропонований його інтегральний склад) може слугувати індикатором інтенсивності внутрішньоводоймних процесів та характеризуватися як ендоризик щодо еколого-функціонального стану водних екосистем ТТВЕ.

На основі визначення факторних ознак механізму інтенсивності внутрішньоводойменних процесів (гирлової ділянки р. Ірпінь) за гідрохімічними і гідробіологічними показниками запропоновані екотехнології контролю динаміки змін взаємозалежностей і взаємодії між екологічними та антропогенними чинників (встановлена проміжна стадія розвитку – техногенно-обумовлена, яка притаманна лише ТТВЕ,

за допомогою визначення механізму індукованої дії біоти на екотоксиканти за БП; встановлено, що ПРЄ [219] вичерпана для міді та цинку водойм, які використовуються для потреб вод господарсько-питного призначення і знаходиться на межі для вод, які використовуються для рибо-господарських і рекреаційних цілей; зафіксовано кількісні втрати живої і неживої природи, які належать до ТТВЕ тощо).

Отримані результати показали необхідність більш детального з'ясування особливостей структурно-функціональної організації структурної складової «підсистеми» р. Ірпінь на прикладі ділянки сел. Козаровичі, оскільки в цьому місці відбувається поєднання двох «підсистем» комплексної водної системи річок басейну Дніпра – р. Ірпінь та Київського водосховища.

Проведені дослідження з оцінювання якісного стану ТТВЕ характеризуються мінливістю свого матеріально-енергетичного балансу, це зумовлено екзогенним впливом структурно-функціональної організації розвитку ГЕ [4].

Узагальнюючи результати оцінювання структурно-функціональних змін гирлової ділянки р. Ірпінь як «підсистеми» комплексної водної системи річок басейну Дніпра за весь досліджуваний період, дійшли висновку, що відбулися:

– зниження значення загального екологічного індексу;

– функціональні зміни внаслідок зростання індексу техногенного впливу;

– порушення речовино-енергетичного балансу за рахунок дисбалансу динамічної рівноваги та компенсаційного механізму біотичної саморегуляції;

– втрати екологічної ємності, внаслідок понаднормативного техногенного впливу.

Проаналізувавши результати досліджень, можна стверджувати, що за рахунок понаднормативних техногенних впливів на ГЕ відбулася втрата екологічної ємності (знижується до 13,3), що створило передумови для формування техноємності, наслідком чого є зниження рівня залишкового екологічного резерву, необхідного для відновлення самоочищувальної здатності ТТВЕ.

Але, згідно із законами розвитку екосистем, за довгостроковий період (10 років) проходить «певна еволюція» природних систем внаслідок постійної специфічної модифікуючої дії антропогенних чмнників. У ході багаторічних досліджень встановлено, що відбувається збереження залишкового екологічного резерву (екологічної ємності) ТТВЕ, що сприяє відновленню інтенсивності механізму біотичної саморегуляції вод і класифікуються як індикатори екзоризиків, які впливають на інтенсивність внутрішньоводойменних процесів розвитку.

За таких умов розвитку ГЕ рівень екологічної безпеки для III класу якості вод є допустимим, а для IV класу помірнодопустимим. Отже, при зменшенні техногенного тиску на екосистему можливе стабільне її функціонування за рахунок реадаптації біоти до нових умов існування, відповідно до принципу Ле Шательє-Брауна.

Результати отриманих досліджень узгоджуються із законом Вернадського-Бауера [3], коли біонедосконала система, що знаходиться у стадії стійкої нерівноваги, збільшує свій вплив на середовище існування біоти. Розроблена інтегральна система індикаторів контролю узгоджена з рекомендаціями міжнародних організацій, які займаються проблемами збереження та відновлення басейнів річок, із сучасною системою екологічного нормування.

Багатоіндексний підхід розробленої системи контролю є вкрай ефективним, оскільки дозволяє максимально інтегрувати

структурно-функціональні зміни водної екосистеми. До того ж, система індикаторів контролю дозволяє оцінити стан конкретної ділянки водного об'єкта, кількісно визначити дію техногенних чинників, ідентифікувати джерела техногенного впливу (для впровадження необхідних заходів), прослідкувати поетапну динаміку трансформацій, встановити порушення структури та функціонування ТТВЕ, що в перспективі дозволить відновити самоочищувальну спроможність ТТВЕ.

5.3. Наукові закономірності формування еколого-небезпечних станів розвитку і функціонування ТТВЕ

Екологічну безпеку в межах ТТВЕ визначали за такими групами ризиків:

– зміни фундаментальної основи розвитку ТТВЕ – екологічної ємності;

– зміни компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод у процесі формування техноємності та залишкового екологічного резерву;

– узагальнення та обґрунтування фактографічного матеріалу екологічного стану ділянки комплексної водної системи басейну Дніпра, що підтверджується графіками, таблицями та іншими матеріалами.

Встановлюючи екологічні ризики подальшого розвитку поверхневих водних екосистем з інтенсивним техногенним навантаженням, слід зазначити, що інтегральним критерієм екологічних ризиків є специфічні інтегральні системи-індикатори, які характеризують імовірність виникнення небезпечних ситуацій у разі відсутності певних водоохоронних заходів.

5.3.1. Біоценотичний індикатор ефективності саморегуляції внутрішньоводойменних процесів

Попередні дослідження показали (розділ 3, 4), що під впливом техногенних чинників відбувається трансформація структурно-функціональних властивостей водної екосистеми р. Ірпінь. Завданням досліджень було визначення динаміки змін системоутворювальних чинників водної екосистеми. Комплексний підхід застосування біоценотичних методів контролю забезпечив достовірну інформацію через об'єктивний екосистемний підход щодо динаміки змін складових ГЕ і процесів їх функціонування. Запропоновано біоценотичний індикатор, який спроможний охарактеризувати ефективність саморегуляції внутрішньоводойменних процесів та структурно-функціональні особливості розвитку водних екосистем за умов постійної дії техногенних впливів.

Ураховуючи загальний принцип охорони довкілля з позицій інженерної екології (мінімізація втрат живої і неживої природи), який зумовлює інтенсивність внутрішньоводойменних процесів, розроблений інтегральний індикатор дозволить розширити рівень можливостей, а саме: граничну межу екологічного впливу нормативного показника ІЗВ. Для цього запропоновано додатково визначати його як індикатор відповідності структурно-функціональних можливостей водного об'єкта. [162].

Для виведення формули оцінювання можливостей використання вод із ГЕ для потреб населення та економіки використовують відповідність хімічного складу води ГДК шкідливих речовин як критерій безпечних умов водокористування. Отже, були використані такі параметри [84, 102]:

– якісний склад ГЕ;

– рівень спрощення біотичної структури ГЕ;

– рівень самоочищувальної здатності водойм.

Біоценотичний індикатор є усередненим інтегральним показником,

який характеризує інтенсивність внутрішньоводойменних процесів у річці ($I_{е.в.}$) і визначається за формулою:

$$Ie.в. = \sum_{n=3}^{n} \varphi 1 \sum_{m=2}^{m} \varphi 2 \sum_{k=2}^{k} \varphi 3 \ , \qquad (5.7)$$

де $\varphi 1$ – залежність функціонування поверхневих водних об'єктів від їх якісного складу, враховуючи дані узагальненого екологічного індексу;

$\varphi 2$ – залежності функціонування ГЕ від рівня спрощення їх біотичної структури;

$\varphi 3$ – залежність функціонування ГЕ від рівня самоочищування.

Результати розрахунків запропонованого індикатора екологічної відповідності (5.7) порівняно з рівнем забруднення води за ІЗВ та класом якості вод наведені у табл. 5.2 [84].

Таблиця 5.2

Узагальнена характеристика водної екосистеми р. Ірпінь за різними критеріями 2010–2018 рр.

Період дослідження, роки	Якість річкових вод			Зміни механізму біотичної саморегуляції ГЕ
	Рівень забруднення води р. Ірпінь за ІЗВ	Клас якості вод	$I_{е.в}$, ум.од	
2010	3,51 (забруднена)	IV	5,13	Порушення саморегуляції
2011	3,95 (забруднена)	IV	5,9	Порушення саморегуляції
2012	2,60 (забруднена)	IV	8,1	На межі перевищення компенсаційних можливостей
2013	2,83 (забруднена)	IV	7,1	На межі перевищення компенсаційних можливостей

Продовження табл. 5.2

2014	2,91 (забруднена)	IV	5,4	Порушення саморегуляції
2015	2,73 (забруднена)	IV	4,9	Порушення саморегуляції
2016	2,39 (забруднена)	IV	6,7	На межі перевищення компенсаційних можливостей
2017	1,95 (помірно забруднена)	III	9,6	На межі перевищення компенсаційних можливостей
2018	2,48 (забруднена)	IV	8,2	На межі перевищення компенсаційних можливостей

За такого рівня впливу техногенних чинників відбувається часткове вичерпання природних ресурсів унаслідок змін структурно-функціональних можливостей водних екосистем. Водночас спостерігається період розвитку поверхневих водних об’єктів р. Ірпінь за останні роки (2016–2018), який характеризується покращенням екологічної ситуації в них, а індикатор екологічної відповідності значно підвищився [84]. Отже, на підставі даних досліджень стосовно визначення запропонованого індикатора можна передбачити, що функціонування об'єднаної водної системи річок басейну Дніпра, з урахуванням принципу Ле Шательє-Брауна, призводить до зміщення динамічної рівноваги у водній екосистемі в бік найслабших техногенних впливів, за рахунок чого відбувається формування механізму пристосувальних реакцій біоти і збереження механізму гомеостазу [219].

Такий перебіг подій у екосистемах свідчить, що у разі зміни інтенсивності техногенних впливів в умовах їх розвитку у просторі і часі відбуваються постійні зміни у пристосувальних реакціях гідробіоценозів, які забезпечують трофічний статус водної екосистеми, що створює умови для збереження структурно-функціональних властивостей і процесу біотичної саморегуляції. Це своєю чергою, дає змогу оцінити можливості використання вод для потреб населення та економіки, використовуючи відповідність хімічного складу води за ГДК шкідливих речовин, як критерій безпечних умов водокористування [84].

5.3.2. Індикатор втрат параметрів еколого-збалансованого функціонування (незворотності процесів)

Одним з основних інтегральних критеріїв екологічних ризиків функціонування водних екосистем з інтенсивним техногенним впливом є характеристика незворотності втрат (процесів), кількісно пов'язаних з антропогенною трансформацією вод. Беручи за основу загальний принцип охорони довкілля з позицій інженерної екології (мінімізація втрат живої і неживої природи), який зумовлює інтенсивність внутрішньоводоймні процесів, доцільним є застосування кількісного показника контролю за цими процесами, для розроблення водоохоронних заходів.

Ризики еколого-небезпечного розвитку і функціонування ТТВЕ, на думку автора, зводяться до порушення динамічної рівноваги ГЕ, за рахунок втрати нею механізму саморегуляції, спричиненого антропогенною трансформацією, яка пов’язана з ефективністю механізму пластичного метаболізму (біосинтез) хімічних сполук антропогенного

походження – кінцевою стадією дії еколого-небезпечних ризиків. Запропоновано визначати індикатор втрат параметрів еколого-збалансованого функціонування ТТВЕ ($I_{втрат}$) за формулою [162]:

$$I_{\text{втрати}} = \sum_{n=1}^{i} r_i \sum_{n=i}^{k} r_k \sum_{n=1}^{m} r_m , \qquad (5.8)$$

де r_i – коефіцієнт втрати біоти (за коефіцієнтом Стьюдента);

r_k – втрати неживої природи за індексом техногенних впливів;

r_m – ефективність механізму пластичного метаболізму хімічних сполук.

Отримані результати розрахунку втрат індикатора середовищеутворювального параметра (5.8) стосовно розвитку і функціонування ТТВЕ (за двадцятирічний період) свідчать, що він становить для помірнозабруднених вод – 7,3 ум. од; для забруднених вод – 18,6 ум. од.

Тобто, техногенно-зумовлений характер розвитку гирлової ділянки р. Ірпінь зафіксовано на рівні кількісних градацій (третя факторна ознака). Якщо порівняти попередні дослідження у цьому випадку, то екологічна ситуація в ТТВЕ покращується.

Таким чином, особливу увагу, під час розроблення екологічно безпечних водоохоронних заходів слід звернути на джерела забруднення (промислові води, поверхневі води з урбанізованих та сільськогосподарських територій). Загалом, встановлені факторні закономірності структурної-

функціональності екосистемних процесів є наслідком змін у взаємозв'язках та взаємодії екологічних та дестабілізуючих чинників у межах внутрішньої саморегуляції ТТВЕ. Водночас слід зазначити, що збереження балансу екологічного резерву за біотичними чинниками дає сподівання на відносно стабільний розвиток ТТВЕ в межах певного класу якості вод [4].

5.3.3. Індикатор стійкості як факторна ознака еколого-безпечного розвитку ТТВЕ

Оцінювання стійкості водних екосистем необхідно здійснювати через пружність екосистем, яка в екологічному сенсі визначається як величина збурювання, що може бути поглинена до того, як система змінить свій стан розвитку. Відповідно до біотичної концепції, біота виконує функцію контролю хімічного складу забруднювачів антропогенного походження у водному середовищі; за відсутності урівноваженого складу біотичної складової у водному середовищі кругообіг хімічних сполук є нестійким. Відповідно техногенні трансформації не є наслідком безпосереднього техногенного навантаження, а – результатом порушення компенсаційного механізму біотичної саморегуляції, за рахунок перевищення допустимих меж збурення біоти [162, 236].

Для оцінювання стійкості басейнів річок в умовах інтенсивного техногенного впливу, окрім кількісних характеристик якісних змін в умовах інтенсивного техногенного навантаження, необхідно мати кількісні показники критеріїв, які дозволяють кількісно охарактеризувати

екологічну стійкість водного середовища в умовах постійного надходження техногенних впливів [236].

Запропонований індекс визначення оцінки екологічної стійкості створює передумови для реалізації системи управління екологічною безпекою шляхом зміни показника біотичного потенціалу з метою підвищення стійкості та пружності екосистем.

Стійкість поверхневої водної екосистеми до інтенсивного техногенного навантаження формалізована за алгоритмом визначення індикатора стійкості водних екосистем ($I_{стійкості}$) [377]:

$$I_{\text{стійкості}} = \sum \frac{[ПУВВП] + [ТУВВП] \cdot Кр_{МБСВ}}{[ПСВЕ] + [ТПСВЕ] \cdot Кр_{МБСВ}}, \quad (5.9)$$

де ПУВВП – природні умови внутрішньоводойменних процесів;

ТУВВП – техногенні умови внутрішньоводойменних процесів;

ПСВЕ – природна стійкість водних екосистем;

ТПСВЕ – техноприродна стійкість водних екосистем;

$Кр_{МБСВ}$ – критерій механізму біотичної саморегуляції вод для природних і ТТВЕ.

Стійкість розвитку ТТВЕ на прикладі гирлової ділянки суббасейну басейну Дніпра – р. Ірпінь (5.9) характеризується градацією – 2,4 ум. од., що майже узгоджується з адитивною функцією розвитку ТТВЕ – 2,1 ум. од.

Розрахунки екологічної стійкості стану гирлової ділянки р. Ірпінь підтвердили результати попередніх досліджень і засвідчили, що стійкість пропорційна інтенсивності компенсаційного механізму біотичної саморегуляції і для даної екосистеми знижена, але не трансформована цілком.

Розрахунки дозволяють визначити межу стійкості (прийнятного збурення) середовища, за якої біота зберігає спроможність контролювати умови розвитку водного середовища, не допускаючи до його техногенно-обумовленого характеру розвитку, що є важливим елементом удосконалення форми управління екологічною безпекою техногенно трансформованих річкових басейнів України.

Отримані результати ще раз підтверджують еколого-збалансований розвиток техногенно-зумовленої поверхневих водних об'єктів внаслідок репродуктивної пристосованості біоти до техногенно змінених умов.

3.4. Індикатори інтенсивності самовідновної здатності та індикатор еколого-безпечного розвитку ТТВЕ

Попередньо отримані результати, рівня техногенних перетворень потребували оцінювання інтенсивності самовідновної здатності водного середовища гирлової ділянки р. Ірпінь на основі залежності самоочищувальної здатності вод та компенсаційного МБС ТТВЕ [162]. Функціональний вираз (5.10) набуває такого вигляду [4]:

$$\frac{dR_c}{dt} = f\left[\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{a_e}{a_o}\right)_i \cdot t\right], \qquad (5.10)$$

де R_c – індикатор рівня самовідновлення ТТВЕ;

a_e/a_0 – критерій подальшої техногенної трансформації, антропогенне співвідношення, що характеризує відхилення *i*-фактора водного середовища від природного (у випадку, що розглядався, природний стан – це помірнозабруднені води блізько 2 %, техногенно трансформовані води (98 %), чисті води у водному потоці р. Ірпінь – відсутні;

і – чинник водного середовища;

t – час самовідновлення на відрізку гирлової ділянки р. Ірпінь від контрольного гідроствори смт. Гостомель до контрольного гідроствору сел. Казаровичі.

При розрахунках (5.10) використані такі екологічні параметри, як критерії градацій екологічної ємності та залишкового екологічного резерву, що дали змогу продемонструвати на практиці реалізацію інформаційної тривимірної системи контролю (дія–стан–реагування).

Розрахунки показали, що для гирлової ділянки р. Ірпінь індикатор інтенсивності самовідновлення має невисокий рівень – для III класу якості води – 1,9 ум. од., а індикатор самовідновлення вод для IV класу якості води – 1,1 ум. од. [84].

Водночас слід зазначити, що позитивний факт отриманих результатів зводиться до того, що не відбувається загострення техногенно зміненого характеру розвитку водної екосистеми, що дозволяє зафіксувати екозбалансований розвиток такої ієрархічної організації відповідно до помірнодопустимого рівня екологічної небезпеки розвитку ТТВЕ гирлової ділянки р. Ірпінь.

Наступний розроблений індикатор базується на використанні індексів контролю для оцінювання рівня екологічної небезпеки впливів

техногенних навантажень у ГЕ. Від існуючих він відрізняється тим, що розроблений інтегральний кількісний параметр еколого-небезпечного розвитку басейнів ураховує структурно-функціональні особливості розвитку щодо часткової втрати природоємності. При цьому беруться до уваги:

– природні умови розвитку басейну (баланс екологічної ємності та індексу самоочищення вод);

– техногенні умови за балансом техноємності та індексами самоочищувальної здатності вод для забруднених та брудних вод (за класифікацією якості вод);

– природна стабільність технопродних систем за балансом екологічного резерву при формуванні балансу техноємності;

– техногенна стійкість ТТВЕ за балансом екологічного резерву та відповідного індексу процесів самоочищення у водоймах.

Ураховуючи кількісні характеристики параметрів техногенної деградації водних екосистем, було розраховано еколого-небезпечний ризик розвитку ТТВЕ, який запропоновано визначати за алгоритмом досліджень (5.11) [377]:

$$I_{\substack{\text{ризику} \\ \text{розвитку ТТВЕ}}} \equiv \sum \left[\frac{(ПУГ) + (ТУГ)}{(ПСПС) + ВСТЗС)} \right], \qquad (5.11)$$

де ПУГ – природні умови ГЕ (через відсутність в Україні II класу якості вод – чисті води використані – показники для III класу якості вод – помірнозабруднені);

ТУГ – техногенні умови ТТВЕ;

ПСПС – природна стабільність розвитку природних систем;

ВСТЗВ – відносна стабільність розвитку ТТВЕ.

Кількісна характеристика індикатора ризику розвитку ТТВЕ (5.11) має такий результат:

– для ТТВЕ III класу якості вод – 1,2 ум. од.;

– для ТТВЕ IV класу якості вод – 2,2 ум. од.

У зв'язку з тим, що оцінка еконебезпечних ризиків розвитку ТТВЕ є одним із головних питань забезпечення збереження водних ресурсів, встановлено, що для раціонального водокористування басейну річки може бути використана система з низьким середнім ризиком екологічної небезпеки. За умов щодо функціонування ТТВЕ гирлової ділянки р. Ірпінь лише у 2 % випадків потенційно-можливі виникнення нестійкої екологічної рівноваги їх розвитку.

Моделювання процесів можливих екологічно-небезпечних станів та оцінювання екологічних ризиків визначали [4, 200] за варіацією значень його індикаторів, які виходять із наступних положень: якщо для індикатора ризику задано деякий діапазон значень, вихід за межі якого свідчить про настання небажаних змін екосистеми, то ймовірність цієї події (ризику) буде тим менша, чим ширше цей діапазон; що далі від його меж (x_{max}, x_{min}) знаходиться значення індикатора ризику x_i, то менша варіація цих значень протягом заданого часового інтервалу t або заданої площі території S. Виходячи з вищезазначеного,

імовірність того, що значення індикатора ризику знаходяться в межах їх допустимих змін, можна визначити як [417]:

$$q_x(\Delta t) = p\ (x_{min} < x_{max}) = \int_{x_{max}}^{x_{max}} f(x_i)dx_i\ , \qquad (5.12)$$

де $q(\Delta t)$ – імовірність знаходження значень індикатора x у межах певного параметра протягом часового інтервалу t;

x_{min} та x_{max} – верхнє і нижнє значення середнього індикатора ризику x, що обмежує діапазон його еколого-допустимих значень: $f(x_i)$ – щільність розподілу x.

У випадку відсутності інших припущень, розподіл значень екологічного індикатора x умовно можна обрати як гаусове (що є припустимим для попереднього оцінювання ризиків) і вираз (5.12) набуде вигляду [417]:

$$q_x = q(x_{min} < x_i < x_{max}) = \Phi\left(\frac{x_{max} - \bar{x}}{\sigma_x}\right) - \Phi\left(\frac{x_{min} - \bar{x}}{\sigma_x}\right), \qquad (5.13)$$

де Ф – функція розподілу, що нормується, значення якої табульовані й наведені в довідниках з математичної статистики;

$\bar{x}$ – середнє арифметичне x;

σ_x – оцінка середнього квадратичного відхилення величини x.

Якщо ризик полягає в тому, що значення ризику x перевищить критичне значення x_{max}, то формула (5.13) набуде вигляду:

$$q_x = q(x_i < x_{max}) = \Phi\left(\frac{x_{max} - \bar{x}}{\sigma_x}\right).$$

Якщо ризик полягає в тому, що значення індикатора ризику x знизиться нижче критичного значення x_{min}, то формула (5.13) буде:

$$q_x = q(x_i < x_{min}) = \Phi\left(\frac{x_{min} - \bar{x}}{\sigma_x}\right).$$

Імовірність виникнення за часовий інтервал t екологічного ризику виду x оцінюється як [417]:

$$p_x = 1 - q_x, \qquad (5.14)$$

Як середнє арифметичне значення індикатора екологічного ризику x (5.14) рекомендується використовувати його значення, виміряне в точці, для якої оцінюється ризик.

Діапазон змін значень, вихід за межі яких свідчить про появу небажаних змін екосистемних процесів. Імовірність цих змін буде тим меншою, чим ширший діапазон їх коливань (наприклад, для брудних вод у межах 0,6–0,8) та, чим далі від його меж знаходиться значення індикатора x_i (наприклад, для забруднених вод 0,4–0,6); і, нарешті, чим менша варіація цих значень протягом заданого просторово-часового інтервалу.

На основі розрахунків обґрунтований та зазначений порядок змін еколого-небезпечних ризиків, який дає підстави стверджувати про достовірність та вірогідність індикатора середнього ризику формування еколого-небезпечних процесів у межах їх допустимих параметрів.

Оскільки отримані результати функціональних змін узгоджуються зі змінами гідрохімічних та гідрологічних показників (розділ 3) [219], то: реалізується позитивно гідрохімічна залежність у більшості випадків стану поверхневих водних об'єктів, $C_{max} \leq C_{min}$; зменшується матеріальна кумуляції у донних відкладеннях та перехід її у матеріально-функціональний статус, що забезпечує збереження екологічного резерву в ТТВЕ та виключення виникнення еколого-небезпечних ризиків їх розвитку.

За результатами досліджень ТТВЕ внесені доповнення в концепцію еколого-небезпечних ризиків функціонування ТТВЕ, які запропоновано кваліфікувати у двох вимірах [219]:

1) екзогенні ризики, які зумовлюють факторні ознаки ТТВЕ (гідрохімічні та гідродинамічні зміни, які обумовлюють функціонування поверхневих водних об'єктів в критичних межах самоочищення вод); 2) факторні структурно-функціональні трансформації поверхневих водних об'єктів, які пов'язані з частковою втратою природоємності ТТВЕ унаслідок порушення механізмів внутрішньоводойменних процесів.

Ключовими інтегральними показниками еколого-небезпечних ризиків є: для екзоризиків – індекс техногенних впливів та зміна речовинно-енергетичного балансу у ТТВЕ; для ендоризиків – механізм біотичної саморегуляції вод як інтегральний показник

інтенсивності внутрішньоводойменних процесів та змін їх структур і функцій.

Збереження балансу екологічного резерву за біотичними показниками дозволило забезпечити необхідну інтенсивність компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод та унеможливило формування еколого-небезпечних ризиків щодо розвитку ТТВЕ.

Ці результати дають підстави дійти висновку, що стабільність розвитку техногенно-зумовленого поверхневого водного об’єкту, в першу чергу, залежить від узгодженості екосистемних процесів: ушкоджуючої дії екотоксикантів антропогенного походження та реадаптації біоти за рахунок формування захисних пристосувальних реакцій [4].

Узагальнену схему прямих та зворотних зв’язків за взаємодії екологічних та антропогенних чинників показано на рис. 5.6.

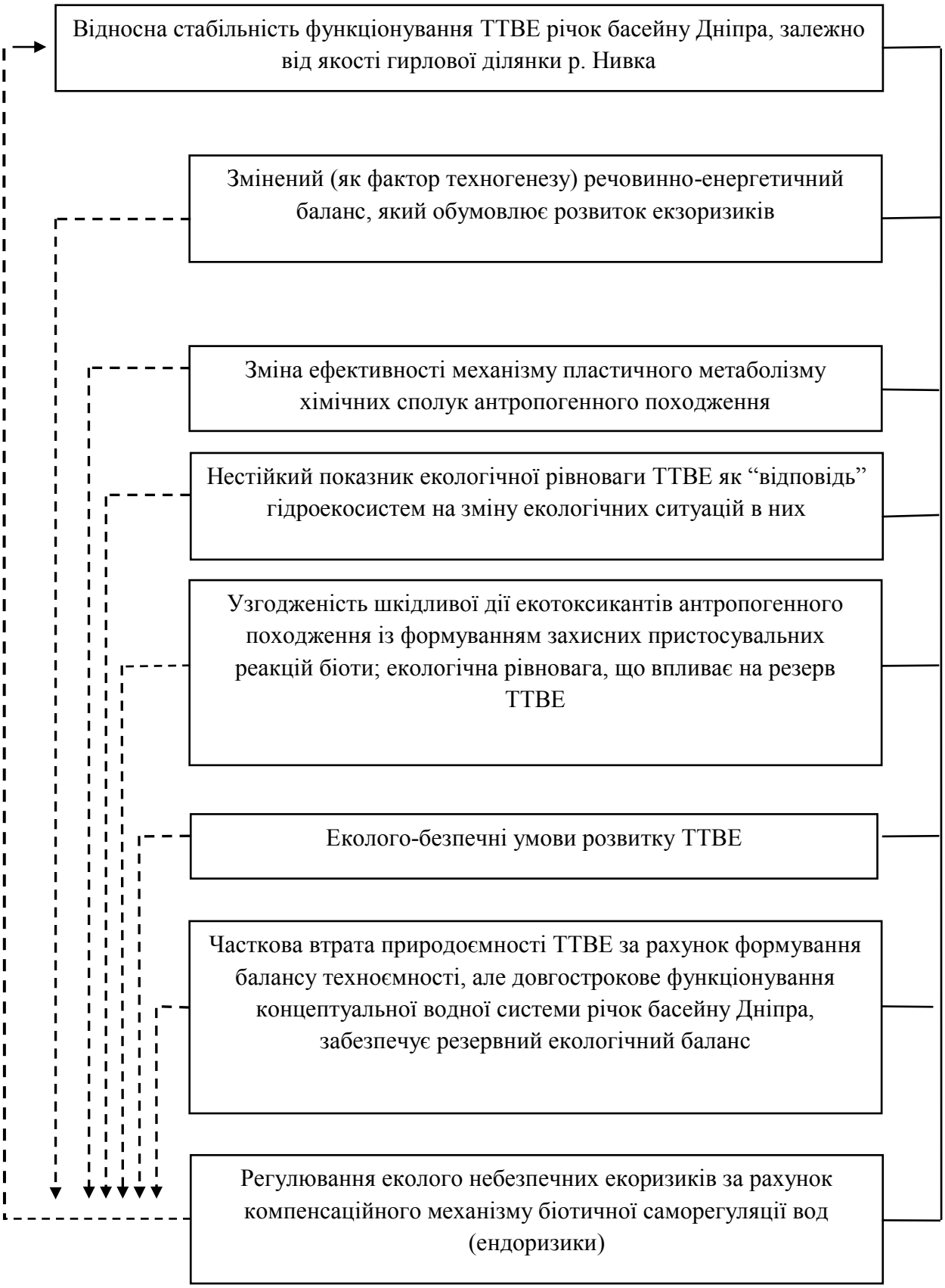


Рис. 5.6. Схема взаємодії екологічних та антропогенних чинників

Узагальнюючи вищезазначені результати (рис. 5.6), слід зазначити, що в ТТВЕ динамічна рівновага як чинник стабільності розвитку постійно знаходиться в стадії функціональних змін (нерегульоване надходження в річкові басейни поверхневого стоку з урбанізованих територій, сільськогосподарських скидних вод), за рахунок змін їх біотичного потенціалу, який визначає процеси самоочищення вод за рахунок трансформації в них речовин антропогенного походження. Проте, ураховуючи адаптацію біоти до техногенно-зміненого середовища та зміни їх біохімічної активності (рівень – підвищення), постійно відбувається коливання динамічної рівноваги.

Якщо це відбувається в межах помірнозабруднених вод – динамічна рівновага характеризується оптимальними показниками і не впливає негативно на функціональні можливості екосистем, такі, як: інтенсивність пластичного метаболізму хімічних сполук, біотичну саморегуляцію водних екосистем, швидкість їх екологічного самовідновлення.

В інженерній екології існує група понять (зокрема динамічна рівновага), які характеризують розвиток ТТВЕ за певними категоріями: 1) живучість біоти як здатність біоти адаптуватись до змін середовища свого існування; 2) рівновага у водних екосистемах та її порушення за рахунок змін природних та антропогенних чинників; 3) стабільність розвитку ГЕ як факторна ознака еквівалентності чинників живої і неживої природи; 4) екологічна небезпека як факторна ознака формування ризиків в техноприродних системах. Оцінка стану розвитку ТТВЕ, на основі принципів інженерної екології, має важливе значення в природоохоронній діяльності щодо попередження їх якісного визначення, проте, розробляючи конкретні заходи, необхідно мати певні складові цієї класифікації та кількісні методи їх визначення. Саме такий підхід дозволить здійснювати ту чи іншу природоохоронну діяльність щодо покращення екологічного стану водних

об’єктів. У зв’язку із цим було модифіковано класифікацію стану ТТВЕ за двома напрямами: 1) встановлення складових кожних із чотирьох понять із наданням їм кількісної характеристики (рис. 5.7); 2) встановлення структурного підходу визначення складових певних категорій, ураховуючи функціональні механізми їх здійснення (рис. 5.8).

На думку автора, саме такий підхід дозволяє розробити індикаторну шкалу стану ТТВЕ на прикладі гирлової ділянки р. Ірпінь, яка віддзеркалює загальний стан техногенних перетворень концептуальної водної системи басейну Дніпра.

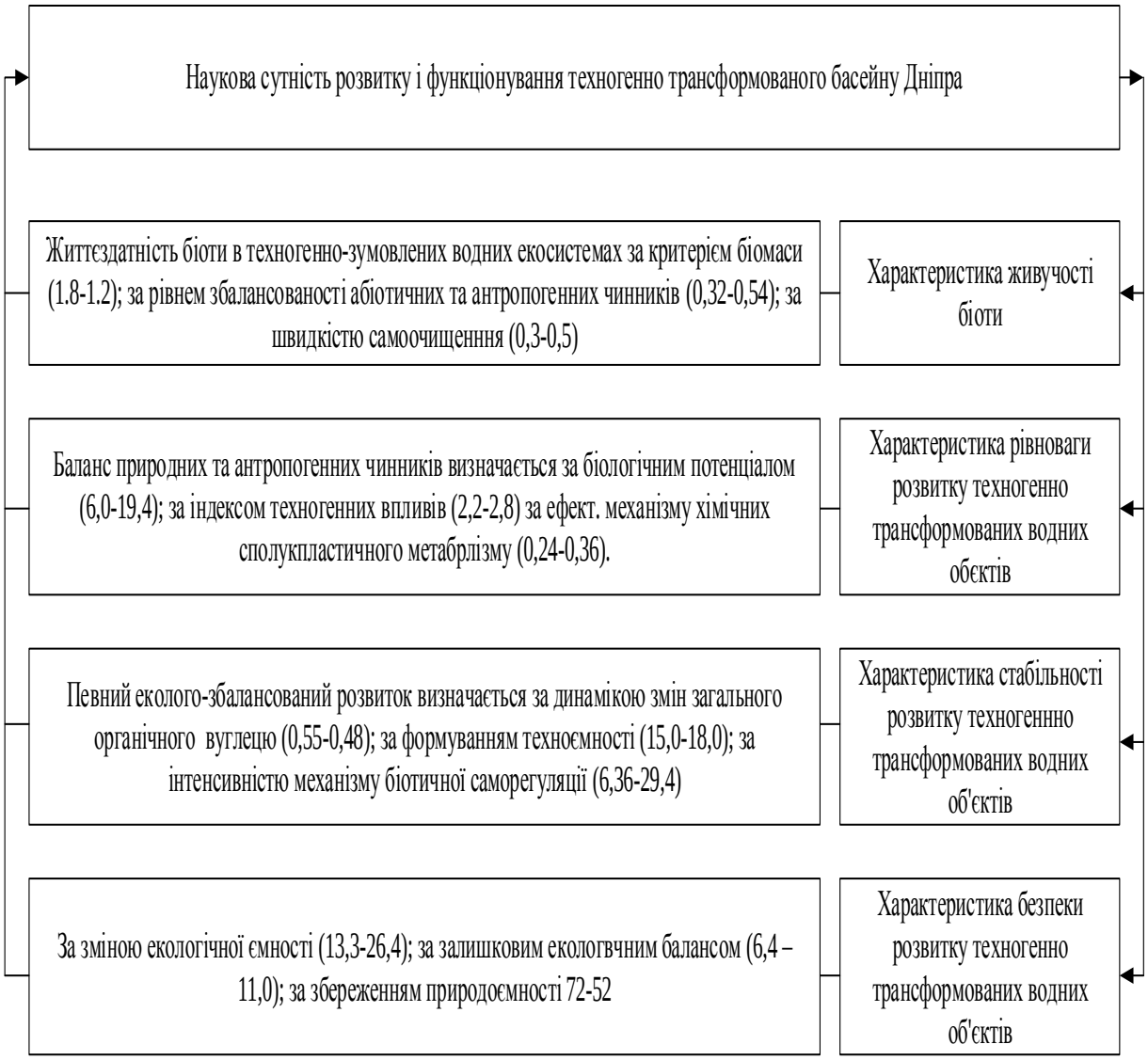


Рис. 5.7. Інтегральна індикаторна шкала (за модифікованим підходом її реалізації) екологічного стану ТТВЕ гирлової ділянки р. Ірпінь Під кількісними

характеристиками індикаторів розуміють відношення показника для помірно-забруднених (III клас якості вод) та забруднених вод (IV клас якості вод)

Аналіз даних рисунка свідчить, що завдяки прямим та зворотним когерентним зв'язкам у ТТВЕ встановлюється певний (відповідно до біотичного потенціалу) стабільний розвиток їх поверхневих водних об'єктів.

Водночас, слід зауважити, що еквівалентність розвитку спостерігається окремо як у межах помірнозабруднених вод (III клас якості вод), так і в межах забруднених вод (IV клас якості вод).

Під час визначення кількісних величин-градацій, що характеризують переважно структурні особливості розвитку ТТВЕ, а функціональні взаємозв'язки і взаємодії в ТТВЕ, як рушійна екологічна сила не виділена в окрему нішу, отже, для заповнення цієї ніші відбулися зміни у співвідношенні компонентів за стадіями розвитку ТТВЕ.

Якщо проаналізувати динаміку змін базових механізмів (пластичний метаболізм хімічних сполук, біотичної саморегуляції ТТВЕ), то підтверджується необхідність розвитку ТТВЕ за рахунок стадій – функціональних взаємозв'язків у ТТВЕ, і тоді модифікована шкала (рис. 5.7) змінює свій початковий рівень і являє собою (рис. 5.8) динамічну характеристику оцінки стану ТТВЕ, результати якої отримані за індикаторами: відношення питомого показника щодо помірнозабруднених та забруднених вод (ум. од).

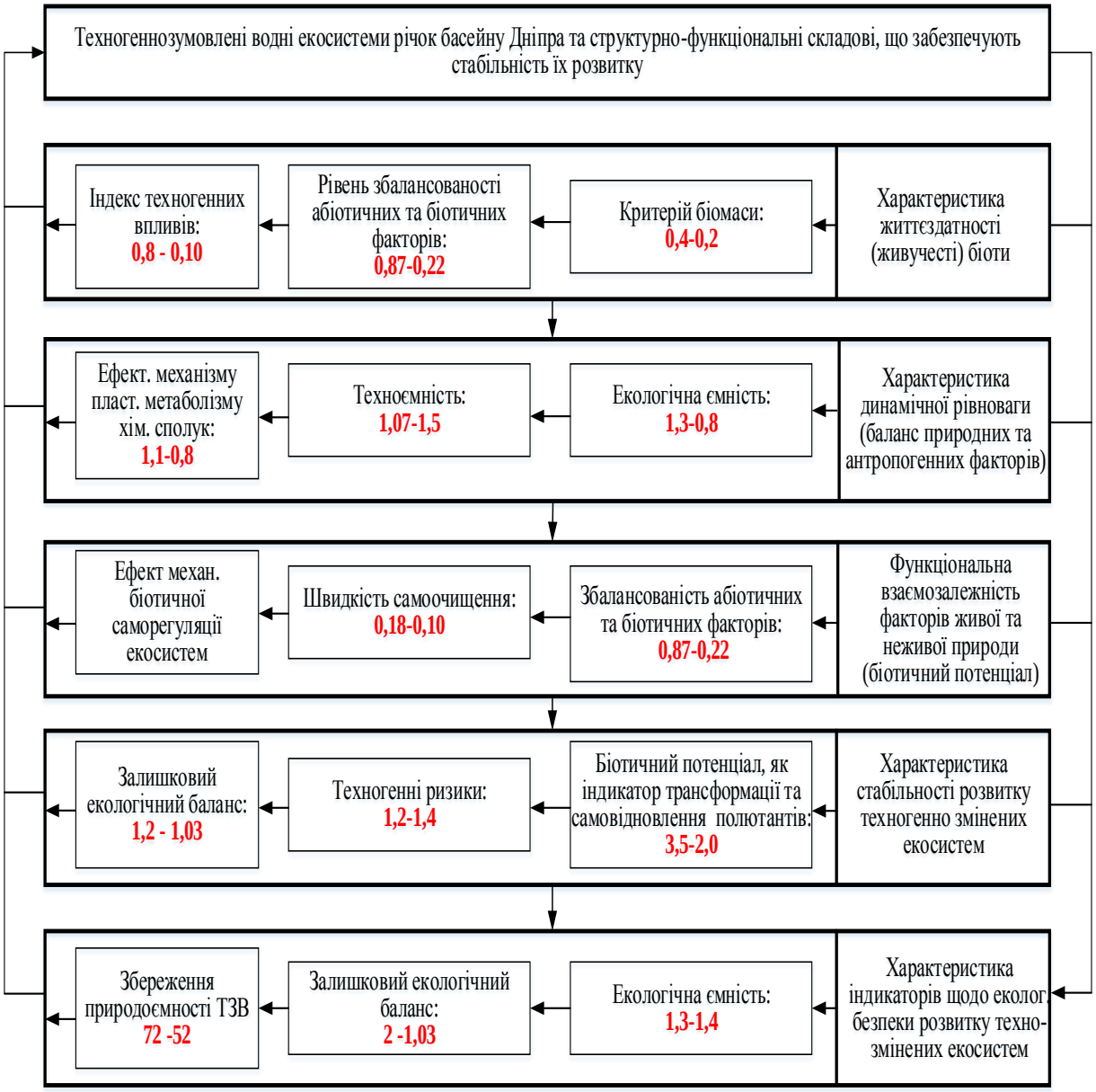


Рис. 5.8. Інтегральна індикаторна шкала стану ТТВЕ

За даним рисунком можна зробити висновки, що факторною ознакою функціонування взаємозв'язків та взаємодії абіотичних та біотичних чинників є:

1) специфічність властивостей і функціонування взаємозалежностей між чинниками живої і неживої природи в ТТВЕ, яка полягає в тому, що постійно відбувається узгодження їх структури внаслідок надходження в них неорганізованих поверхневих вод з урбанізованих територій (просторово-

часовий кінетичний чинник), за рахунок цього відбувається зміна рівня їх забруднення;

2) до специфічних особливостей ТТВЕ слід віднести зменшення екологічної фундаментальної стабільної основи їх стану – екологічної ємності, у межах якої формується техноємність;

3) специфічність біотичної саморегуляції водних екосистем пов'язана з інтегральним біотичним потенціалом, одна із його основних складових – біота – адаптується до свого нового середовища існування (індикаторна дія в системі донор–реципієнт), збільшуючи тим самим свої біохімічні можливості відносно забруднювальних хімічних сполук річкових вод;

4) специфічність змін біохімічних властивостей біоти пов'язана з еволюційними процесами у водному об'єкті, наслідком чого є формування техногенно-зумовлених вод (за даними особистого десятирічного екомоніторингу та за даними довідкової літератури теж за десятирічний період), можливо висунути гіпотезу, що ці зміни закріплені в геномі біоти;

5) специфічність сформованих когерентних взаємозв'язків між складовими ТТВЕ забезпечує певні умови стабільності їх стану залишкового екологічного балансу (внаслідок збереження механізмів пластичного метаболізму хімічних сполук та біотичної саморегуляції), а саме 72 % збереження природоємності, що дозволяє формування екологічно-небезпечних ризиків на високих рівнях.

На завершення слід зазначити, що результати досліджень є одним із цільових орієнтирів раціонального використання водних ресурсів невеликих річок в єдиному ланцюзі екологічно-інженерних досліджень щодо покращення їх екологічного стану, за рахунок зменшення міри якісного виснаження вод. У зв'язку із цим розроблена шкала динаміки змін

екологічних та технічних показників стану ТТВЕ на прикладі гирлової ділянки р. Ірпінь може бути використана на локально-регіональному рівні даної кліматично-географічної зони.

Висновки до 5 розділу.

Обґрунтовано перелік індикаторів, спроможних у сукупності відслідковувати структурно-функціональні зміни внутрішньоводоймних процесів та з їх застосуванням розробити систему управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів. Розроблено науково-методичні рекомендації щодо реалізації інформативної інтегрованої системи індикаторів контролю структурно-функціональних змін внутрішньоводоймних процесів. Установлено, що розроблена інформативна інтегрована система індикаторів контролю структурно-функціональних змін внутрішньоводоймних процесів як елемента системи управління екологічною безпекою поверхневих водних об'єктів відповідає системі керування екологічною безпекою ТТВЕ та є адаптованою до моделі Міжнародної екологічної програми UNEP. Виявлено, що для ділянки басейну р. Дніпро втрати екологічної ємності (знижується до 13,3), що створило передумови для формування техноємності, внаслідок чого знизився рівень залишкового екологічного резерву, необхідного для інтенсифікації процесу самоочищення.

Встановлено, що створені інтегровані індикатори контролю управління екологічною безпекою ТТВЕ здатні визначати структурно-функціональні зміни поверхневих водних об'єктів унаслідок дії на них техногенних чинників: узгодженість між біотичними та абіотичними чинниками (0,32–0,54); протидію біотичного потенціалу техногенно обумовленому середовищу (6,0–19,4); зниження інтенсивності механізму біотичної саморегуляції поверхневих вод об'єктів (6,3–19,4); формування

еколого-небезпечних станів (72–52); порушення екологічної ємності (13,3–26,4), техноємності (1,4–2,5); залишковий екологічний резерв (6,4–11,0). Отримані результати можуть бути використані на локально-регіональному рівні кліматично-географічної зони України.

РОЗДІЛ 6
АПРОБУВАННЯ ТА ВПРОВАДЖЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ТЕОРЕТИЧНИХ ТА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

В умовах постійно зростаючого техногенного впливу на водні екосистеми, актуальним є впровадження природоохоронних заходів та розроблення водоохоронних фітотехнологій – управляючої системи керування за басейновим принципом управління екологічною безпекою техногенно трансформованих водних об'єктів. Для визначення еквівалента промислового техногенезу необхідні такі екотехнології, які дадуть змогу охарактеризувати зворотні та незворотні деградаційні процеси в зонах техногенного впливу на водні екосистеми та дозволять поєднати: ефективність, екологічну безпечність, економічну рентабельність порівняно з існуючими методами відновлення якості водного середовища на всіх рівнях ієрархічного розвитку водних екосистем. А головне – мають виконувати функцію системи керування, бути спрямованими на відновлення природного механізму нейтралізації забруднювальних речовин басейнів річок.

6. 1. Удосконалення басейнового принципу управління екологічною безпекою водних об'єктів за рахунок активізації процесу їх самоочищення

Відновлення природного механізму біотичної саморегуляції в техногенно трансформованих ГЕ полягає у послідовній зміні біохімічних, фізіологічних реакцій організмів (відновлення пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження) та реакцій

екосистемного рівня, які спрямовані на відновлення ушкоджених структур та функцій техногенно змінених водних екосистем (відновлення інтенсивності механізму біотичної саморегуляції) [162].

У процесі забруднення поверхневих вод змінюється їх фізико-хімічний склад, погіршуються умови існування водних організмів, порушуються процеси самоочищення, що зрештою призводить до деградації водних об'єктів. Практичне використання штучно створених біоценозів – біоінженерних систем з гідробіонтами різних трофічних рівнів, як системи керування, надасть можливість відновити якість водного середовища і вирішити проблему відновлення самоочищувальної спроможності басейнів річок в умовах постійного надходження техногенних впливів [162, 219, 418]. Основними представниками штучно насаджених біоценозів є ВВР.

Попередньо розроблені численні концепції зменшення техногенного тиску на водні системи кардинально проблему не вирішили, оскільки у більшості запропонованих заходів основна увага приділялась технічним засобам подолання наслідків техногенного впливу, а не засобам удосконалення системи управління через відновлення інтенсивності механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ.

Проте розуміння процесів трансформації, деструкції речовин антропогенного походження у водному середовищі дозволить розробити та запровадити найбільш ефективні водоохоронні заходи та водовідновні фітотехнології, засновані на інтенсифікації механізмів саморегуляції ТТВЕ, оскільки на сьогодні не існує більш досконалих механізмів руйнування ксенобіотиків у техногенно-змінених водних екосистемах, як механізм пластичного метаболізму сполук антропогенного походження.

Оскільки в основі технології функціонування біоінженерних систем лежать природні процеси самоочищення, зазначені фітотехнології (штучні біоінженерні системи) мають створювати такі умови розвитку ТТВЕ, за яких не відбувається порушення компенсаційного механізму біотичної саморегуляції.

Основна ідея створення штучних біоінженерних систем зводиться до підвищення інтенсивності самоочищувальної регуляції басейну за рахунок деструкції речовин антропогенного походження, які є основними причинами трансформації поверхневих водних екосистем у техногенно змінені.

Адаптація розроблених біоінженерних систем має опосередкований характер на шляху впровадження водоохоронних заходів для поверхневих водних екосистем різних рівнів організації, як системи керування, у тому сенсі, що еколого-збалансований розвиток ТТВЕ забезпечується відносно, оскільки відбувається лише в межах певних ділянок малих річок.

Проте, відповідно до басейнового принципу управління, цей тактичний захід на прикладі ділянки басейну Дніпра (ділянка малої р. Нивки), дасть змогу відновити компенсаційний механізм біотичної саморегуляції структурних складових більш високого рівня ієрархічної організації [4].

Стабільне функціонування ділянки концептуальної водної системи річок басейну Дніпра в умовах її техногенного розвитку можливе за умов розроблення дієвих водоохоронних технологій для підсистеми малої р. Нивки. Це дозволить відновити екологічну рівновагу «підсистеми» середньої р. Ірпінь, що своєю чергою, відобразиться на структурному елементі підсистеми великої річки – ділянці Київського

водосховища. Такий підхід сприяє удосконаленню басейнового принципу управління і може бути успішно застосований для інших рівнинних річок України.

Отже, очевидним є той факт, що забезпечення стабілізації розвитку техногенно змінених водних екосистем в умовах постійного надходження техногенних впливів та дотримання їх безпечного функціонування це – передусім, упровадження системи керування для збереження механізму їх біотичної саморегуляції, оскільки основними механізмами екологічно-збалансованого розвитку ТТВЕ є процеси біотичної саморегуляції.

6.2. Обґрунтування доцільності застосування штучних біоценозів задля відновлення природних механізмів саморегуляції внутрішньоводоймних процесів басейнів річок

Створення штучних високопродуктивних водних екосистем (уприродних умовах), які набувають властивостей біопозитивності, допоможе підвищити екологічну ємність ТТВЕ та сприятиме відновленню механізму біотичної саморегуляції. Такими ефективними водними системами, заснованими на природних механізмах відновлення, є біоінженерні системи з гідробіонтами різних трофічних рівнів, технічна складова яких має максимально сприятливі для життєдіяльності і розвитку гідробіонтів конструкції.

Функціонування біоінженерних споруд базується на принципіь Г. Франца-Чима [145]: що повільніше змінюються умови середовища в біотопі, то триваліший час він залишатиметься незмінним, а багатший на види біоценоз врівноваженішим і стабільнішим. Однією з

основних умов врівноваженості екосистеми є її здатність підтримувати стабільне функціонування біоти завдяки механізму пластичного метаболізму хімічних сполук. Однак біота постійно знаходиться на стадії формування пристосувальних реакцій до середовища свого існування.

Незважаючи на цей негативний факт для біоти, екосистемний спосіб життя залишається єдиним сприятливим і, лише за участю людини можливим шляхом покращення екологічного стану техногенно трансформованого середовища існування.

Контролювати (керувати) біоінженерною системою необхідно лише на початковому етапі функціонування, а далі система сама збільшить біологічну квоту та покращить екологічну ємність. Це сприятиме самовідновленню водойми та протистояти постійному негативному техногенному тиску.

Провідна роль у відновленні самоочищувальної спроможності ТТВЕ безумовно належить ВВР. Відповідно до Водної рамкової директиви 2000/60 ЕС, у системі оцінювання екологічного стану поверхневих водойм головне місце з-поміж біотичних складових належить макрофітам.

Біоінженерні системи, основним структурним елементом яких є макрофіти, можуть бути успішно застосовані як однин з елементів інженерного та екологічного вирішення проблеми самовідновлення техногенно змінених водних екосистем (малих річок), для вдосконалення системи доочищення зворотних виробничих вод і тим самим покращення використання водних ресурсів, ураховуючи структурну схему об’єкта дослідження.

Здатність водних макрофітів акумулювати мінеральні та органічні речовини, утилізувати азот, фосфор, кальцій, магній та інші елементи, здійснювати симбіотичні зв'язки з численними гідробіонтами дає підстави розглядати їх як природні біофільтри, які можуть бути залучені до конструювання біоінженерних систем [219]. До того ж, фотосинтез ВВР призводить до підвищення вмісту розчиненого кисню і показника pH [64]. Практична цінність макрофітів, окрім ефекту накопичення токсичних органічних речовин, зводиться до здатності розщеплювати токсичні речовини на менш токсичні компоненти для водного середовища [162, 219].

Беручи участь в очищенні забруднених вод, макрофіти відіграють важливу роль у процесах асиміляції, акумуляції, деструкції, нейтралізації і транспортування забруднювачів, які призводять до техногенної трансформації водних об'єктів.

Таким чином, відновлення самоочищувальної здатності водних екосистем з високим рівнем техногенного навантаження є найбільш ефективним при відновленні функції макрофітів як природних біофільтрів. До того ж водяні рослини за кількістю фітомаси, що продукується, посідають головне місце у водних екосистемах, мають значну площу поверхні заростей, велику розгалуженість, щільність, високу фільтраційну здатність, що своєю чергою, забезпечує високу ефективність перебігу процесів відновлення самоочищувальної здатності за умови висаджування їх в біоінженерних системах [419].

Але головне, що слід брати до уваги під час конструювання штучних біоінженерних систем – це функції, які виконують елементи ВВР у процесах самоочищення водного середовища, а саме [420]:

– надводна частина рослин – зниження росту фітопланктону, створення мікроклімату, деструкція забруднювачів, накопичення поживних речовин;

– занурена у воду частина рослин – седиментація, фільтрування, зниження швидкості течії, транспортування кисню, асиміляція ксенобіотиків, накопичення поживних речовин, поверхня закріплення водяних організмів;

– коренева система – транспортування кисню у донні відкладення та їх очищення, деструкція ксенобіотиків, накопичення поживних речовин, виділення біологічно активних речовин.

До того ж, за рахунок значної площі поверхні коренева система виступає як субстрат для мікроорганізмів (ризосферна мікрофлора), які своєю чергою, здійснюють подальшу деструкцію органічної речовини [219, 421].

Прикореневі виділення, що містять ростові речовини, вітаміни, вуглеводи, амінокислоти, стимулюють інтенсивність метаболізму мікроорганізмів, посилюючи ефект мікробіологічної деградації нафтопродуктів, пестицидів, синтетичних поверхнево-активних речовин, речовин токсичної дії, при цьому сприяючи відновленню інтенсивності механізму біотичної саморегуляції.

На практиці досягти збільшення функції фітокомпонентів як природних біофільтрів можливо за рахунок збільшення площ проміжних штучних високопродуктивних систем – біоінженерних споруд, які поєднують у собі берегову та наплавну підсистеми [162].

6.3. Обґрунтування схемних рішень і параметрів, а також розроблення та апробування біоінженерної системи із застосуванням штучних біоценозів задля екологічного управління процесом самоочищення поверхневих водних об'єктів

На основі комбінованої системи управління, яка базується на екосистемному підході за басейновим принципом управління, водні об'єкти розглядаються як єдина цілісна взаємопов'язана структура – водні маси, донні відкладення, біотична складова. Відповідно, і водоохоронні заходи, які становлять систему керування, мають бути спрямовані на відновлення якісних характеристик зазначених складових.

Запропоновані фітотехнології сприяють відновленню механізму біотичної саморегуляції водної товщі, донних відкладень та створюють оптимальні умови для життєдіяльності біоти, міграції мікроорганізмів-деструкторів за руслом річки, завдяки чому підвищується інтенсивність самовідновлення водних екосистем, які зазнали інтенсивного техногенного навантаження.

Розроблена біоінженерна система створена для очищення водних об'єктів від широкого кола забруднювальних речовин за рахунок інтенсифікації самовідновної здатності. Як було зазначено вище, досягнення відновлення механізму біотичної саморегуляції можливо за умов збільшення площі фітокомпоненти (біофільтрів); автор пропонує досягти це за рахунок конструювання наплавного та берегового блоків біоінженерної споруди, які структурно та функціонально пов'язані між собою.

Для ТТВЕ розроблена штучна споруда виступає проміжною природною буферною підсистемою, яка перешкоджає міграції забруднювачів-деструкторів до інших ієрархічних рівнів комплексної водної системи річок басейну Дніпра, виконуючи роль біофільтрів, потужність яких залежить від розмірів, площі та стану рослинного покриву, потужності та

поглинальної активності кореневої системи водяних рослин, водяних організмів, які її заселяють.

Попередні результати досліджень показали, що для формування якості поверхневих вод великих річок (у нашому випадку басейну Дніпра) вирішальне значення має стан середніх річок (у нашому випадку р. Ірпінь), якість яких своєю чергою, зумовлена якісним складом малих річок (у нашому випадку р. Нивки – основного джерела техногенного забруднення середньої р. Ірпінь).

Відповідно до басейнового принципу екологічного управління відновлення компенсаційного механізму біотичної регуляції річок басейну Дніпра необхідно починати саме з малої р. Нивки. А розроблена штучна біоінженерна система має бути розміщена на ділянці найбільш інтенсивного надходження забруднювачів техногенного походження, які сприяють деструкції внутрішньоводоймних процесів. Таким місцем розміщення розробленої штучної біоінженерної системи, яка поєднує в собі береговий і наплавний блоки, є відкрита ділянка р. Нивки, у західній частині Києва в зоні Міжнародного аеропорту «Київ».

Поєднання природного берегового і наплавного блоків у єдиній біоінженерній системі дозволить підвищити ефективність процесів очищення всіх складових річкової екосистеми на основі інтенсифікації процесів самовідновлення поверхневого шару води, придонного шару води та донних відкладень, що відобразиться на середовищі існування біоти і в решті-решт на здоров'ї людини (оскільки мешканці м. Києва є частковими водоспоживачами водних ресурсів р. Нивки, яка несе свої води до р. Ірпінь вище водозабору м. Києва).

У лабораторних умовах на базі Інституту гідробіології НАН України та Інституту клітинної біології та генетичної інженерії НАН України було здійснено перевірку ефективності роботи елементів запропонованої

конструкції штучної біоінженерної системи як проміжної буферної системи.

Пілотна установка розробленої конструкції біоінженерної системи в лабораторних та натурних умовах на р. Нивці досліджувалась у 2016–2018 рр.

За результатами численних експериментальних досліджень встановлено, що найоптимальнішим у відновленні механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ є ґрунтово-рослинне очищення з використанням повітряно-водяних та занурених видів ВВР, які в сукупності спроможні очистити всі шари водної товщі та донних відкладень, за рахунок заповнення ними водного середовища, від поверхневого шару вод до донних відкладень.

Деструкція забруднювачів у донних відкладеннях має одне з вирішальних значень у відновленні самоочищувальної спроможності ТТВЕ, оскільки донні відкладення в водних екосистемах виконують подвійну функцію: з одного боку – сприяють очищенню водної товщі від забруднювачів, акумулюючи речовини токсичної дії, а з іншого – самі являють собою джерело вторинного надходження ксенобіотиків до ГЕ за умови зміни гідродинамічних характеристик річки. Автор акцентує на цьому увагу, оскільки попередньо розроблені водоохоронні системи захисту були спрямовані лише на відновлення стану водного шару, без очищення донних відкладень. Конструкцію, яка спроможна очистити всю товщу водного середовища одночасно і цим самим сприяти інтенсифікації механізму біотичної саморегуляції і механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження, запропоновано вперше.

Під час вибору водяних рослин для конструювання штучної біоінженерної системи як проміжної буферної природної підсистеми необхідно звернути увагу на макрофіти з широким діапазоном екологічної валентності, з високою очищувальною здатністю, швидкістю розростання та високим коефіцієнтом накопичення.

Основними характеристиками запропонованих штучних біоінженерних споруд є:

– загальна площа, відведена під рослини;

– видовий склад і чисельність ВВР на 1 м^2;

– тривалість перебування потоку води з біоценозом;

– режим експлуатації.

Зазначені характеристики необхідно враховувати під час проектування біоінженерної системи, яка по суті моделює природне середовище, що дозволяє ТТВЕ поступово відновити інтенсивність механізму біотичної саморегуляції.

Як правило, для досягнення оптимальних умов відновлення інтенсивності механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ малих річок (зокрема, р. Нивки) достатньо збільшення площі фітокомпоненти на 20 % [421]. У зимовий період необхідно здійснювати скошування фітомаси ВВР по льоду, що сприяє видаленню з фітомасою речовин, які рослини поглинули, і тим самим її відновленню.

Скошування по льоду дозволить запобігти ушкодженню кореневищ, конусів та паростків, які є основою для відновлення фітоценозів рослин у наступному році.

Наведена комплексна біоінженерна споруда складається із двох блоків [189] – берегового та наплавного (рис. 6.1).

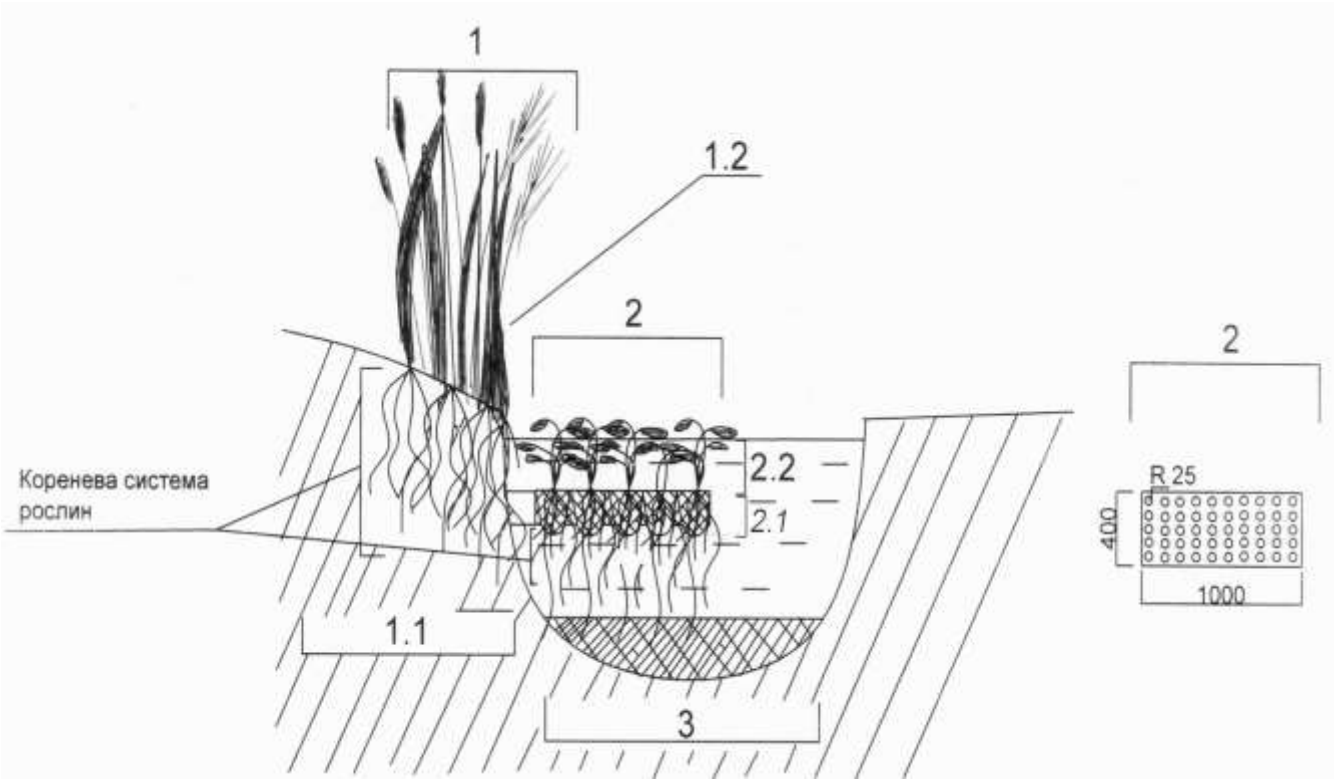


Рис. 6.1. Біоінженерна система управління відновленням механізму біотичної саморегуляції з поєднанням берегового та наплавного блоків:

1.1 – прибережна зона;

1.2 – гідрофіти;

1.3 – приповерхневий шар води та коренева система гідратофітів;

2.1 – решітка із синтетичного матеріалу із патрубками (d-5) для рослин гідрофітів;

2.2 – занурена в товщу води частина рослин;

2.3 – укорінення рослин у грунті дна річки (глибина 0,5-1м)

На рисунку схематично показано комплексну модифіковану біоінженерну систему, складові якої (берегова і наплавна) структурно-функціонально пов’язані між собою та функціонують так: шар біологічного завантаження, що складається з біомаси гідрофітів, які датні накопичувати речовини антропогенного походження за рахунок кореневої системи цих рослин.

Збільшення площі фітокомпоненти сприяє відновленню інтенсивності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук та механізму біотичної саморегуляції водних екосистем з високим рівнем техногенного навантаження. До того ж, у заростях природним шляхом утворюються угруповання водяних організмів, які залучаються до інтенсифікації механізму біотичної саморегуляції, через деструкцію забруднювачів антропогенного походження.

Для розкриття технічного рішення винаходу охарактеризовано роль кожної складової біоінженерної системи окремо.

6.3.1. Обґрунтування схемних рішень і параметрів, а також розроблення та апробування берегового блоку біоінженерної системи з відновлення процесом самоочищення поверхневих водних об'єктів

Береговий блок функціонує як біологічний фільтр, у разі надходження забруднювачів у прибережну систему – забезпечує управління формуванням якості води за рахунок самих біоценозів – ценозів рослин та асоційованих з ними угрупувань бактеріо-, фіто- та зооперефітону, планктону, бентосу, риб [219, 422].

Важливою умовою під час вибору макрофітів для конструювання берегового блоку біоінженерних систем є використання занурених у воду ВВР, які не потребують для росту і розвитку ґрунту, до того ж, необхідно враховувати властивості очищення води від забруднювачів антропогенного походження і динаміку надходження забруднювачів до поверхневих вод.

Результати польових досліджень свідчать, що значна частина берегової смуги ділянки басейну Дніпра, що досліджувалась, щільно

вкрита заростями аборигенних гідрофітів, з-поміж яких найбільш поширеними є:

– очерет звичайний (*Phragmiles australis (Cav.) Trin*);

– рогоз широколистий (*Typha latifolia*);

– рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia L.*);

– комиш озерний (*Scirpus palustris L.*).

У наслідок того, що зазначені види ВВР є найпоширенішими для комплексної водної екосистеми ділянки басейну Дніпра, вони і стали основною складовою берегового блоку біоінженерної системи, як біофільтри та буферна система.

У лабораторних умовах установлено, що акумуляційна здатність очерету звичайного становить, за відношенням до:

– Mg^{2+} – 0,10 мг/кг;

– $Fe_{заг}$ – 0,005 мг/кг;

– Mn^{2+} – 0,02 мг/кг;

– Zn^{2+} – 19,2 мг/кг.

Акумуляційна здатність комишу озерного становить за відношенням до:

– Mg^{2+} – 0,10 мг/кг;

– $Fe_{заг}$ – 0,005 мг/кг;

– Mn^{2+} – 0,02 мг/кг;

– Zn^{2+} – 19,2 мг/кг.

Берегова смуга із заростів зазначених гідрофітів сама по собі не спроможна повною мірою відновити інтенсивність компенсаційного механізму біотичної саморегуляції. Це зумовлено тим, що радіус впливу ВВР обмежений за рахунок нерівномірної щільності росту вздовж водної товщі та відсутності рівномірної локалізації забруднювачів уздовж русла та на поверхні заростей. До того ж, природні зарості із зазначених макрофітів

спроможні очистити лише водну товщу і частково придонний шар води, абсолютно не впливаючи на якість донних відкладень.

Отже, для відновлення самоочищувальної спроможності басейнів річок в умовах постійного надходження техногенних впливів доречно розглядати не як угруповання ізольованих заростей берегової смуги, а як береговий блок біоінженерної системи, як структурний елемент розробленої системи керування, пов’язаний з нею структурно-функціональними зв’язками.

Блок берегової складової біоінженерної системи показано на рис. 6.2.

Рис 6.2. Структурний елемент біоінженерної конструкції – береговий блок

Дослідження показали, що оптимальна щільність заростей очерету звичайного та комишу озерного для досягнення ефективного процесу очищення та відновлення інтенсивності механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ становить 10–15 од. на 1 м^2 [243], рогозу широколистого та вузьколистого – 7−12 од. на 1 м^2, залежно від рівня забруднення вод.

Таким чином, у місці розміщення штучної біоінженерної системи на ділянці малої р. Нивки – комплексної водної системи річок басейну Дніпра,

залежно від рівнів техногенних трансформацій ГЕ, зумовлених інтенсивністю надходження забруднювачів антропогенного походження, щільність ВВР берегової зони повинна коливатись у зазначених межах і відповідати зазначеній кількості рослин. Якщо щільність буде меншою – зарості не будуть виконувати функцію біофільтра, якщо більшою – це сприятиме уповільненню течії, замуленню, підвищенню процесів транспірації та випаровування води, що є небажаними чинниками під час відновлення механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ.

На зазначеній ділянці р. Нивки щільність макрофітів не відповідала вказаним вимогам, і тому виконувалось проріджування заростей, щоб унеможливити вплив небажаних вищезазначених чинників та створити умови, за яких береговий блок виконуватиме функцію біофільтра.

У випадку ж, якщо розміщення біоінженерної системи планується на ділянках басейну річок без прибережної ВВР, необхідно провести висадження очерету звичайного (*Phragmites australis*), комишу озерного (*Schoenoplectus lacustris (L.) Palla*) перед монтажем штучного наплавного блоку, зі щільністю посадки 10–15 рослин/м^2, а також рогозу широколистого (*Typha latifolia*) та вузьколистого (*Typha angustifolia*) щільністю 7−12 рослин/м^2.

6.3.2. Обґрунтування схемних рішень і параметрів, а також розроблення та апробування наплавного блоку біоінженерної системи процесом самоочищення поверхневих водних об’єктів

Запропонований наплавний блок біоінженерної системи функціонує як додаткова природна буферна система, що забезпечує управління самовідновної здатності ТТВЕ, які зазнали інтенсивного техногенного навантаження, за рахунок очищення не лише водної товщі, але і донних

відкладень. Це і відрізняє запропоновану конструкцію від існуючих, що підтверджено реєстрацією авторських прав та патентами.

Пошук рослин (у лабораторних умовах), здатних проростати в зануреному стані без укорінення (не контактуючи з донною товщею), дав змогу визначити найбільш придатні види ВВР, які мають значну адаптаційну можливість та метаболічну активність в умовах інтенсивного надходження техногенних впливів.

У ході численних лабораторних досліджень встановлено, що найкращу здатність проростати в зануреному стані мають такі повітряно-водні рослини, як [219]:

– рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus L.*);

– рдесник гребінчастий (*Stuckenia pectinata*);

– кушир занурений (*Ceratophyllum demersum*);

– рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus L.*);

– уруть мутовчатий (*Myriophýllum*).

Проростання рослин у лабораторних умовах для конструктивного елементу біоінженерної системи – зануреного блоку показано на рис. 6.3.

Рис. 6.3. Проростання рдесту пронизанолистого в зануреному стані

Дані експериментальних досліджень свідчать, що найкращу швидкість та здатність проростання в зануреному стані без укорінення в донну товщу мають: рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus L.*) та рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus L.*).

Наступним кроком наукових досліджень стало визначення щільності рослин та необхідної кількості блоків і їх довжини, для досягнення максимально ефективного очищення водного середовища ТТВЕ.

Кількість блоків за довжиною регулюється залежно від необхідного кінцевого результату рівня очищення та розраховується за формулою [189]:

$$L = (1{,}30 \cdot V \cdot \frac{(Q - ГДК) \cdot B}{g}) / l \,, \qquad (6.1)$$

де B – ширина наплавного блоку, м;

V – швидкість течії м/с;

Q – концентрація забруднювальних речовин мг/дм^3;

ГДК – граничнодопустима концентрація забруднювальних речовин мг/дм^3;

g – очищувальна здатність ВВР $g = 2 \cdot 10^{-4}$ г/м^{2}с;

l –довжина одного блоку біоплато м.

У лабораторних умовах також було здійснено серію експериментів, спрямованих на пошук оптимальних матеріалів та конструкції наплавного блоку біоінженерної системи. У процесі модернізації (6.1) запропоновано нову конструкцію технічного елемента – патрубок, який дозволяє спрямувати зростання ВВР в зануреному стані стеблин та з часом укорінитися в донній товщі. Завдяки цьому відбувається очищення придонного шару води та донних відкладень (рис. 6.4).

Рис. 6.4. Блок-елемент наплавної конструкції біоінженерної системи

Запропонований каркас виготовлений з тонкого, нетоксичного, синтетичного водонепроникного, екологічно-інертного матеріалу із патрубками для висаджування ВВР, сконструйований так, щоб забезпечити можливість максимально змоделювати умови для відновлення механізму біотичної саморегуляції ТТВЕ в природних умовах.

Щільність посадки рослин у патрубках становить 10–20 екз./м^2.

За результатами лабораторних досліджень сконструйовано елемент наплавного блоку біоінженерної системи. Наплавний елемент із висадженими у ньому вищезазначеними водними рослинами, у поєднанні з береговим елементом (який був попередньо проріджений, для того, щоб кількість рослин довести до необхідної рівня) був розміщений на відкритій ділянці малої р. Нивки, на розширеннях русла річки та в місці інтенсивного надходження забруднювачів антропогенного походження.

Конструкція розміщувалась у береговій смузі на відстані 20 см від берегового елементу на глибині 0,5–0,8 м та мала щільність посадки ВВР приблизно 10–20 екз./м^2.

Вказаний наплавний елемент складається з блоків, виготовлених із тонкого синтетичного водонепроникного матеріалу із патрубками для висаджування рослин (рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus L.*), рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus L.*). Зазначені види рослин є типовими для даної кліматично-географічної зони, мають розвинуту довгу, потужну кореневу систему, здатні акумулювати, дезактивувати речовини токсичної дії та рости у водоймах із низькою швидкістю течії.

Кожний блок наплавного елементу біоінженерної системи мав розміри 60–120х25-40х5–15 см, діаметр патрубків 5 см. Прикріплювали береговий елемент за допомогою поліпропіленових труб [189].

Експерименти із проростання рослин у зануреному стані в природних умовах (на ділянці р. Нивки) для подальшого закріплення їх кореневої системи в донній товщі показали, що найкраще зарекомендувала себе саме решітчаста металева конструкція, вкрита полімером (рис. 6.5).

Рис. 6.5. Решітчаста металева конструкція з полімерним покриттям

Запропонована конструкція легка, компактна, не створює перешкод для потоку води, надійно кріпиться на дні водойми та за необхідності додатково вмонтовується в берег річки.

Висота конструкції здатна регулюватися залежно від глибини річки та рівня води в ній, а кількість блоків легко регулюється і визначається площею водойми та необхідним рівнем очищення.

Крім цього, запропонована конструкція запобігає прямому контакту рослин із забрудненими донними відкладеннями, цим самим забезпечує оптимальні умови для росту і розвитку рослин на ранніх етапах проростання.

Завдяки легкому монтажу/демонтажу решітчастої конструкції рослини-біофільтри протягом сезону, за необхідності, можна змінювати на нові, у разі їх загибелі, спричиненої значним надходженням забруднювачів антропогенного походження.

Наприкінці сезону рослини вилучаються та піддаються озоленню.

Блок наплавної складової біоінженерної системи в природних умовах показано на рис. 6.6.

Рис. 6.6. Наплавний блок біоінженерної системи

Зважаючи на отримані позитивні результати застосування запропонованої комплексної біоінженерної системи, основний компонент наплавного блоку якої ВВР, було проведено серію експериментів зі спорудження біоінженерної системи, основним елементом наплавного блоку якої були наземні рослини.

Висока здатність до акумуляції ксенобіотиків стала передумовою для розроблення технології очищення вод забруднених поверхневих водойм шляхом використання сорбційної здатності кореневої та стеблової систем наземних рослин.

Наземні рослини, які мають високу акумуляційну здатність, пророщувались у лабораторії в умовах аквакультури. До цих наземних рослин належать [242]:

– жито (*Secale*);

– овес (*Avena*);

– кукурудза (*Zea mays*);

– пшениця (*Triticum*);

– представники родів однолітніх трав'янистих рослин родини Тонконогових (*Poaceae*).

Численні лабораторні дослідження показали, що найкращу здатність до проростання в умовах аквакультури порівняно з іншими видами наземних рослин, які досліджувались, має жито посівне.

На рис. 6.7 показано порівняння щільності стеблової і кореневої систем жита та пшениці.

Рис. 6.7. Порівняння щільності стеблової та кореневої систем жита та пшениці на 15 добу експерименту

Результати експериментів показали, що вибір жита для очищення вод (як біофільтра наплавного блоку біоінженерної системи) є науково обґрунтованим, оскільки в ході досліджень були відмічені такі його переваги:

– можливість проростати в умовах аквакультури (за умови аерації товщі води);

– здатність розвивати потужну стеблову та кореневу системи, що відіграє важливу роль в очищенні не тільки води (за рахунок фільтрації під час проходження водних мас через біомасу рослин, поглинання і затримання на коренях і стеблах), а й донних відкладів (унаслідок адсорбції металів токсичної дії кореневою системою рослин та включення їх у процеси метаболізму, що дозволяє попередити повторне надходження полютантів із донних відкладів у воду, а також, унеможливлює її вторинне забруднення);

– висока здатність акумулювати ксенобіотики.

Досліди зі встановлення акумулятивних властивостей жита як біофультра в умовах аквакультури показали, що на шостий день експерименту спостерігається зниження у воді концентрації іонів Zn^{2+} на 35 % (рис. 6.8).

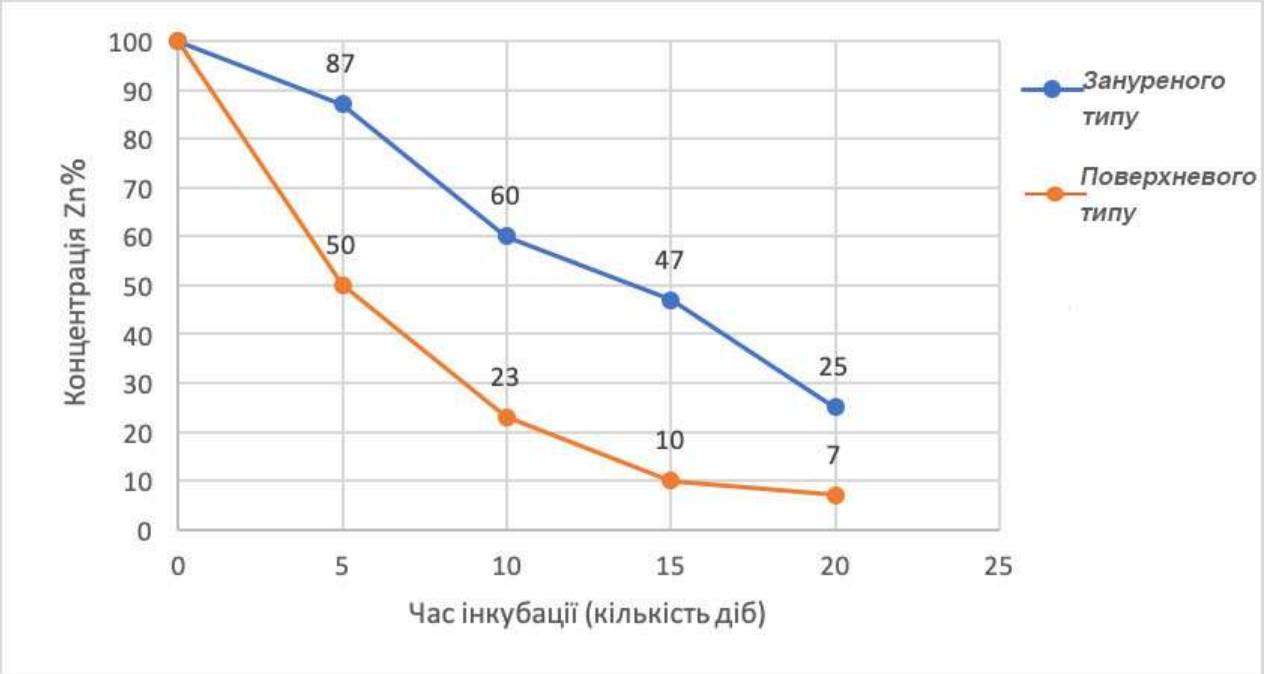


Рис. 6.8. Динаміка концентрації іонів Zn^{2+} у рослинних пробах різних конструкцій біоплато

Дослідження з визначення поглинальних властивостей жита щодо іонів Pb показали, що основна концентрація поглинається рослинами саме завдяки ризофільтрації (табл. 6.1).

Таблиця 6.1

Поглинальна здатність біофільтром із жита посівного іонів свинцю

Зразок № 1		Зразок № 2	
Корені, мкг/кг	Стебла, мкг/кг	Корені, мкг/кг	Стебла, мкг/кг
228,8	8,0	151,1	81,5

Аналіз результатів таблиці свідчить, що коефіцієнт накопичення для:

– стебел жита зразка №1 – 0,07, для стебел жита зразка №2 – 0,72;

– для коренів жита зразка №1 – 2,06, для коренів жита зразка №2 – 1,37.

Відповідно коефіцієнт поглинання запропонованої конструкції блоку біоінженерної системи, базовим елементом якої є жито, знаходиться в межах 2,09–2,13.

Дослідження наплавного блоку біоінженерної системи з наземних рослин як біофільтра, в природних умовах (мала р. Нивка «спеціалізованої підсистеми» комплексної водної екосистеми річок басейну Дніпра) також дали позитивний результат і підтвердили дані експериментальних досліджень про можливість використання жита у вигляді аквакультури, здатної впливати на відновлення якісних характеристик водного середовища і донних відкладень зазначеної ГЕ.

Результати, які підтверджують здатність жита проростати у водному середовищі, подані на рис. 6.9.

Рис. 6.9. Елемент штучного наплавного блоку з наземних рослин

Отже, результати лабораторних експериментальних досліджень та досліджень, проведених у польових умовах, дають підстави стверджувати, що комплексна біоінженерна система, взаємопов'язаними елементами якої є береговий та наплавний блоки, як система керування з мінімальним втручанням людини, за рахунок своїх структурно-функціональних особливостей організації та за екосистемним принципом (наземна екосистема – водна екосистема) дасть можливість відновити інтенсивність компенсаційного механізму біотичної саморегуляції та забезпечити екозбалансований розвиток басейнів річок, що підлягають інтенсивному техногенному впливові в умовах постійного надходження забруднювачів.

6.4. Оцінювання ефективності впровадження результатів досліджень

Безумовною перевагою запропонованої системи керування екологічною безпекою техногенно трансформованих басейнів річок є природність процесу, що дозволяє за мінімального втручання людини (лише на початковому етапі) максимально ефективно (за мінімальних фінансових втрат та витрат енергоресурсів) відновити інтенсивність механізму біотичної саморегуляції та інтенсивність механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження.

Для досягнення очікуваного результату абсолютно не задіяні хімічні реагенти, небезпечні для водного середовища, а лише збільшена площа проміжних штучних високопродуктивних систем зі штучних біоценозів з широким діапазоном екологічної валентності, з високою очищувальною здатністю, швидкістю розростання та високим коефіцієнтом накопичення.

Оцінка стану комплексної водної системи ділянки басейну річки Дніпра свідчить про необхідність упровадження водоохоронних заходів, які змогли б ефективно відновити втрачені механізми саморегенерації, але при цьому, бути екологічно безпечними й економічно рентабельними, низьковитратними і енергоефективними.

Результати досліджень пілотної установки розроблених елементів конструкції біоінженерної системи в лабораторних та натурних умовах на р. Нивці показали [189], що штучно створений біоценоз із ВВР здатний ефективно відновлювати якість вод ТТВЕ (табл. 6.2).

Таблиця 6.2

Усереднені результати ступеня очищення води на запропонованій біоінженерній системі

Показник	Ступінь очищення водина розробленій біоінженерній системі		
	До застосування біоінженерної конструкції	Після застосування біоінженерної конструкції	Очищення, %
$БСК_5$, мгO_2/дм^3	3,94–6,10 / 5,02	2,7–4,63 / 3,66	27,0
ХСК, мгO_2/дм^3	18,37–36,03 / 27,20	15,5–23,0 / 19,25	29,3
NH_4, мгN_2/дм^3	0,81–2,96 / 1,88	0,39–0,61 / 0,5	73,4
NO_2, мгN_2 /дм^3	0,04–0,09 / 0,065	0,01–0,03 / 0,02	69,3

продовження табл. 6.2

NO_3, мгN_2/дм^3	3,82–5,56 / 4,96	2,73–3,95 / 3,34	33,0
Cu^{2+}, мг/дм^3	1,18–1,76 / 1,47	0,12–0,06 / 0,09	93,8
Zn^{2+}, мг/дм^3	0,87–1,21 / 1,04	0,03–0,09 / 0,06	94,2
Нафтопродукти, мг/дм^3	1,47–1,83 / 1,65	0,23–0,31 / 0,35	78,8
Токсичність (*Daphnia magna S.*), %	Хронічна токсичність	Токсичність відсутня	Токсичність відсутня

Аналіз даних таблиці свідчить про ефективні гідрохімічні перетворення стану поверхневого та придонного шарів води. Завдяки роботі комплексної біоінженерної споруди спостерігається високий рівень відновлення якості вод від мінеральних та органічних речовин.

Так, за показниками $БСК_5$ ступінь очищення становить 27 %, за ХСК – 15,5 %, за вмістом мінерального азоту – 73 %, за вмістом металів токсичної дії ступінь очищення в середньому становить 94 %, за вмістом нафтопродуктів – 78 %.

Перевірка ефективності роботи елементів конструкції біоінженерної системи [189] засвідчила ефективність відновлення якості донних відкладень ТТВЕ і дала позитивний результат (табл. 6.3) з наступним упровадженням у проектній документації ТОВ «Етна» та ТОВ «Потенціал-4».

Таблиця 6.3

Усереднені результати ступеня донних відкладень на запропонованій біоінженерній системі

Показник	Ступінь очищення донних відкладень на розробленій біоінженерній системі		
	До застосування біоінженерної конструкції	Після застосування біоінженерної конструкції	Очищення, %
Cu^{2+}, мг/дм^3	0,3±0,001	0,23±0,001	23,0
Zn^{2+}, мг/дм^3	0,31±0,04	0,15±0,03	51,6
Cr^{6+}, мг/дм^3	0,086±0,1	0,061±0,07	29,0
Нафтопродукти, мг/дм^3	19,8±1,2	16,5±1,7	16,6
Токсичність (*Daphnia magna S.*), %	Хронічна токсичність	Токсичність відсутня	Токсичність відсутня

Аналіз результатів щодо ефективності очищення донних відкладень біоінженерною системою показав, що ступінь очищення донних відкладень від сполук токсичних металів становить від 23–51,6 %.

Отже, узагальнюючи результати досліджень з ефективності очищення, дійшли до висновку, що розроблену конструкцію біоінженерної системи доцільно застосовувати для відновлення якісних характеристик вод та донних відкладень ТТВЕ за такими лімітуючими показниками: $БСК_5$, ХСК, вмістом мінерального азоту, металів токсичної дії та нафтопродуктів.

Позитивні якісні зміни за рахунок функціонування біоінженерної системи підтверджені результатами біотестування. На тест-об’єктах *Daphnia*

magna S. встановлено, що функціонування запропонованої фітотехнології приводить до переходу токсичного стану водного середовища в нетоксичний. А це є дуже важливим науковим результатом, ураховуючи екосистемний принцип організації, для розвитку живих організмів, які безпосередньо впливають на інтенсивність механізму пластичного метаболізму хімічних сполук, що прямопропорційно відображається на механізмі біотичної саморегуляції.

Результати ефективної реалізації запропонованої високопродуктивної штучної системи підтверджуються також покращенням класу якості води в р. Нивці з V класу якості вод на IV.

Систематизація представлених даних свідчить, що перебіг гідрохімічних, гідробіологічних та екологічних перетворень, пов'язаних з реалізацією фітотехнології, зводиться до [189]:

– покращення речовинно-енергетичного балансу (зменшення перевищення вихідних концентрацій екотоксикантів стосовно нормативу ГДК), зменшення об'ємів матеріальної кумуляції металів токсичної дії;

– нормалізації насиченості води розчиненим киснем як одного з основних параметрів екологічного стану ГЕ (28–52);

– узгодженості між динамікою зміни сумарного показника ХСК, окисненням органічних речовин і продуктів їх розкладу, а також з хімічними особливостями реакції нітрифікації.

Конструктивне поєднання берегового та наплавного блоків в єдину біоінженерну систему забезпечує рух потоку в горизонтальній та вертикальній площинах, змінюючи гідродинамічні потоки дифузного розсіювання бактеріоперефітону, що своєю чергою, приводить до покращення саморегулюючих приповерхневого, придонного шарів води, донних відкладень у зоні та поза зоною розташування комплексної біоінженерної системи.

Переваги відновлення самоочищувальної спроможності техногенно змінених водних екосистем за рахунок очищення всіх шарів (водного, придонного, донних відкладів) зводяться до [162]:

– ефективного очищення ТТВЕ, зумовленого комплексом фізичних, хімічних і біологічних процесів, стабільних навіть у зимовий період;

– ефективного видалення органічних сполук (зниження показників $БСК_5$, ХСК), зважених речовин, елімінації сполук азоту і фосфору;

– збільшення буферності (за рахунок площі фітокомпоненти), завдяки якій система здатна витримувати інтенсивний вплив забруднювачів антропогенного походження;

– керування процесом формування якості води на основі селективності рослин щодо різного типу забруднювачів та збирання їх біомаси як найбільш дієвого, дешевого та ефективного способу;

– простоти реалізації технічного рішення і низьких витрат на експлуатацію (використовують сонячну енергію, низькі капітальні та експлуатаційні витрати під час спорудження та експлуатації);

– можливості модифікації – у разі потреби розширення чи переобладнання;

– можливості адаптації розроблення для очищення поверхневих і стічних вод, індивідуальних користувачів і невеликих населених пунктів, великих підприємств.

До того ж, поєднання наплавного і берегового блоків дає змогу:

– виконувати механічно-захисні функції розташування наплавного блоку щодо безпечного використання ГЕ в рекреаційних цілях;

– виконувати екологічні функції: береговий блок очищає воду від забруднювальних речовин у приповерхневому шарі води, а наплавний – у придонному шарі і донних відкладеннях;

– покращувати дифузійне поширення бактеріоперифітону і речовин-забруднювачів, що створює можливість їх контакту і самоочищення води як у горизонтальній, так і вертикальній площині;

– покращувати екологічну ситуацію в ГЕ річок, поза зоною розташування комплексної біоінженерної споруди (збільшується коефіцієнт самоочищення водойми, знижується показник ХСК до рівня ГДК) на різних ієрархічних рівнях організації водних екосистем.

Беззаперечною перевагою розробленої фітотехнології є її здатність виконувати такі функції:

– фільтраційну (сприяє осадженню завислих речовин);

– поглинальну (поглинання біогенних елементів і деяких органічних речовин);

– акумулятивну (накопичує деякі метали токсичної дії і важко розкладаючі органічні речовини);

– окиснювальну (вода збагачується киснем у процесі фотосинтезу);

– детоксикаційну (накопичення токсичних речовин і перетворення їх у не токсичні).

Прямі переваги розробленої конструкції зводяться до безпосереднього поглинання біогенних елементів і мінеральних сполук, акумуляції їх у тканинах рослин і наступній трансформації, а опосередковані – до створення сприятливих умов для ефективного функціонування мікроорганізмів-деструкторів, для яких коренева система макрофітів є субстратом для заселення.

На поверхні завантаження та кореневих системах рослин утворюється біоплівка (перефітон), у якій розвиваються різні мікроорганізми, біологічні процеси взаємодії яких з водяною рослинністю сприяють механізмам деградації органічних полютантів та транспортуванню неорганічних полютантів.

Також, коренева система ВВР має велику площу поверхні і є субстратом для заселення мікроорганізмів-деструкторів органічних речовин – ризосферної мікрофлори [219]. Крім того, прикореневі виділення, які містять ростові речовини, вітаміни, вуглеводи, амінокислоти, стимулюють метаболізм мікроорганізмів, підсилюючи ефект окиснення сполук токсичної дії.

Зниження швидкості течії внаслідок збільшення площі фітокомпоненти сприяє осадженню завислих речовин органічного і мінерального походження, а за рахунок виділення рослинами кисню його рівень у середовищі підвищується до 3–4 мг/дм^3, що сприяє проходженню аеробних мікробіологічних процесів деструкції органічної речовини та окисненню ксенобіотиків [162, 219].

Важливою перевагою впровадження біоінженерної системи на ділянках інтенсивного надходження техногенних забруднювачів до р. Нивки є те що це поліпшить не тільки екологічний стан малої р. Нивки, а й покращить екологічну ситуацію водних екосистем вищих ієрархічних рівнів організації (ділянку р. Ірпінь та р. Дніпро), за рахунок активізації процесів самоочищення, що узгоджується з основними положеннями басейнового принципу управління водними екосистемами.

До того ж, розроблена фітотехнологія є економічно доцільною, простою в конструюванні, складається з не дорогих доступних матеріалів, має тривалий термін експлуатації та високу зносостійкість.

Для блоку штучного наплавного біоплато як біофільтри застосовуються рдесник кучерявий (*Potamogeton crispus L.)* та рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus L.*).

Ринкова ціна зазначених рослин в спеціалізованих організаціях, які займаються вирощуванням ВВР, становить від 10 грн/шт.,

відповідно заповнити площу біоплато розміром 1 м^2 коштує близько 280 грн. Наплавний блок біоінженерної системи з патрубками та отворами для посадки рослин розміром 540х280х50 мм коштує від 10 до 12,50 грн. Він придатний для висаджування 20–30 кореневищ рослин.

За умови розміщення біоінженерної системи на ділянках басейну річок без прибережної ВВР необхідно провести її висаджування перед монтажем штучного наплавного блоку. Берегове біоплато засаджується очеретом звичайним (*Phragmites australis*), комишем озерним (*Schoenoplectus lacustris (L.) Palla*) з необхідною щільністю 10−15 рослин/м^2, що в грошовому еквіваленті дорівнює 1150−3400 грн/м^2, а також рогозом широколистим (*Typha latifolia*) та вузьколистим (*Typha angustifolia*) зі щільністю посадки 7−12 рослин/м^2 обійдеться в 750−1300 грн/м^2.

Стосовно експлуатаційних витрат, то за необхідності потрібно періодично виконувати скошування рослинних угрупувань, або проводити заміну рослин (уразі їх загибелі за рахунок постійного високого рівня забруднення). Залежно від кількісного та якісного складу води і зворотних вод промислових підприємств різних галузей виробництва, час перебування рослин (від висадження до цілковитого їх виснаження), без оновлення, в біоінженерній конструкції становить від 3 до 6 місяців. [189].

Схематичне зображення запропонованої системи удосконаленої екологічною безпекою техногенно трансформованих водних об’єктів на прикладі ділянки басейну р. Дніпра показано на рис. 6.10.

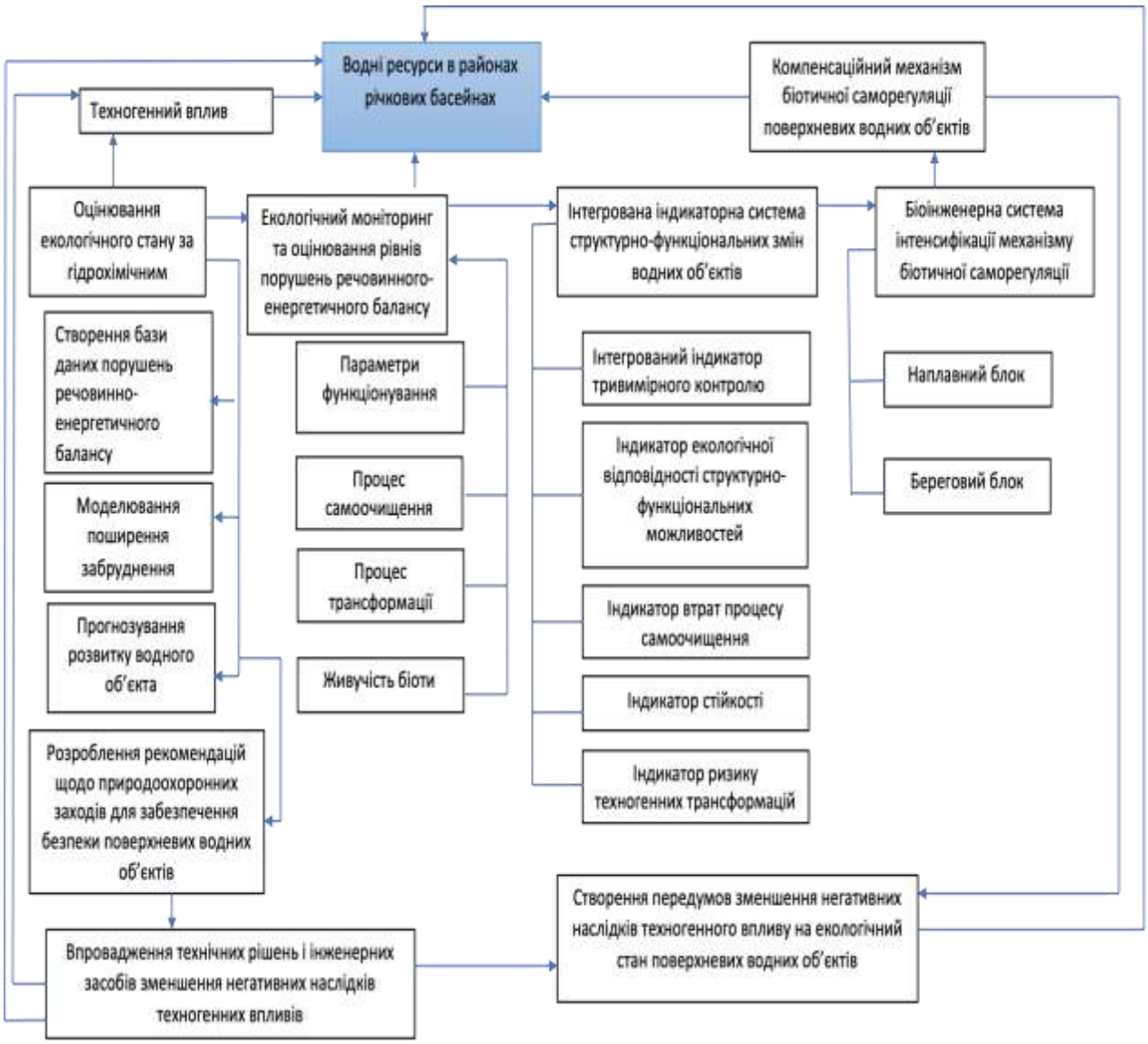


Рис. 6.10. Схематичне зображення розробленої удосконаленої системи управління екологічною безпекою техногенно трансформованих водних об'єктів

Таким чином, створено передумови зниження негативних наслідків техногенного впливу на екологічний стан поверхневих водних об'єктів та на якість водних ресурсів в районах річкових басейнів.

Висновки до розділу 6.

Науково обґрунтовано схемні рішення, за якими у польових умовах апробовано пілотну установку біоінженерної системи інтенсифікації

компенсаційного механізму біотичної саморегуляції, яка являє собою поєднання двох складових блоків: берегового блоку, який функціонує як біологічний фільтр при надходженні забруднювачів у прибережну систему і забезпечує формування якості води за рахунок самих біоценозів – ценозів рослин та асоційованих з ними угрупувань бактеріо-, фіто- та зоопланктону, бентосу води, а також наплавного блоку, який дозволяє здійснювати самоочищення придонного шару води, донних відкладень та сприяє зміні гідродинамічних потоків дифузійного розсіювання бактеріоперефітону. Доведено, що запропонована біоінженерна система здатна ефективно впливати на відновлення інтенсивності механізму біотичної саморегуляції та пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження, за рахунок гідродинамічних перетворень, що забезпечує ступінь очищення до 95 % залежно від виду показника.

Результати дисертаційних досліджень використано: Солом'янською районною в м. Києві державною адміністрацією шляхом впровадження пілотного проекту запропонованої штучної біоінженерної системи, що дозволило відновити якісні характеристики вод р. Нивки до нормативних показників та відновити властивість річки як об'єкт рекреаційного призначення; ТОВ НІЦ «Потенціал-4» шляхом впровадження у проектну документацію для контролю та покращення екологічного стану малих річок, що дозволило покращити їх екологічний стан за такими показниками: зниження концентрації нафтопродуктів та сполук металів токсичної дії на 50 %; зниження значення показника ХСК та $БСК_5$ на 20 %; приведення значення загального органічного вуглецю до нормативних вимог; ТОВ НВО «Етна» шляхом впровадження у проектну документацію та під час розроблення очисних споруд промислових підприємств, що дозволило модернізувати технологічні схеми очисних споруд та підвищити ефективність очищення стічних вод промислових підприємств. Результати дисертаційних досліджень

також впроваджено у навчально-методичному процесі Національного авіаційного університету для студентів спеціальності 101 «Екологія» під час викладання дисциплін «Техноекологія», «Урбоекологія» та «Загальна екологія та неоекологія».

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі, яка є завершеною самостійно виконаною науковою працею, наведено вирішення актуальної наукової проблеми розвитку наукових основ управління екологічною безпекою поверхневих водних об’єктів за басейновим принципом, які враховують закономірності впливу природно-техногенних чинників на процес формування їх техногенно трансформованого стану та інтенсивність компенсаційного механізму біотичного саморегулювання, що є передумовою зниження негативних наслідків техногенного впливу на екологічний стан річкових басейнів. При цьому одержано наукові та практичні результати, які викладено нижче.

1. За результатами проведеного аналізу основних причин та наслідків техногенного впливу на екологічний стан поверхневих водних об’єктів виявлено, що в Україні більшість річок (майже 88 %) характеризуються екологічним станом, який класифікується як «поганий», «дуже поганий» та «катастрофічний». Однією з основних причин погіршення екологічного стану річкових басейнів України є порушення їх речовинно-енергетичного балансу внаслідок зниження інтенсивності компенсаційного механізму біотичної саморегуляції та втрати стійкості до дії техногенних чинників.

Висунуто ідею, що зниження негативних наслідків техногенного впливу на екологічний стан районів річкових басейнів може бути досягнуто шляхом застосування удосконаленого басейнового принципу управління їх екологічною безпекою, на підґрунті наукових основ, які враховують закономірності впливу природно-техногенних чинників на процес формування їх техногенно трансформованого стану та інтенсивність компенсаційного механізму біотичного саморегулювання.

2. Обґрунтовано методологію, методики і теоретичні та експериментальні методи проведення дисертаційних досліджень. Теоретичні методи передбачали: аналіз узагальнення основних причин та наслідків

техногенного впливу на екологічний стан поверхневих водних об'єктів в Україні; інтерпретації отриманих результатів; статистично-математичні методи для оброблення експериментальних даних; методи математичного моделювання просторово-часового розподілу забруднювачів у поверхневих водних екосистемах, математичного прогнозування та гідроаналітичні методи. Серед експериментальних методів у лабораторних умовах застосовано традиційні гідрохімічні, гідробіологічні, токсикологічні та фізико-хімічні методи вимірювання параметрів забруднення водного середовища. У польових умовах для встановлення здатності макрофітів проростати в наплавному блоці біоінженерної системи інтенсифікації компенсаційного механізму біотичної саморегуляції застосовано метод спостереження.

3. За результатами досліджень екологічного стану малої р. Нивки встановлено, що зміна речовинно-енергетичного балансу водного середовища суттєво впливає на процес формування її техногенно трансформованого стану. Також встановлено, що під впливом гальмування реакції нітрифікації у водоймі утворюються вторинні зони забруднення та формується матеріально-функціональна кумуляція за рахунок збільшення маси донних відкладень та зниження самовідновної здатності річки до 0,2 ум. од. унаслідок зниження інтенсивності компенсаційного механізму біотичної саморегуляції.

За результатами біотестування встановлено, що через порушення взаємодії між біотичною і абіотичною складовими водного середовища р. Нивки токсичність для *Daphnia magna S.* у поверхневому, придонному шарах, донних відкладеннях мають значення – 65 %; 75 %; 80 % відповідно, для *Allium cepa L.* аналогічні показники мають значення 60 %; 55 %; 78 % відповідно, а для *Lactuca sativa L.* – 58 %; 60 %; 82 % відповідно.

4. Встановлено, що визначальним чинником формування техногенних перетворень гирлової ділянки середньої р. Ірпінь є екологічний стан малої р. Нивки. Доведено, що азот амонійний належить до найбільш значимих параметрів абіотичних чинників, який обумовлює інтенсивність окисно-відновних процесів та є лімітуючим чинником для ряду гідробіонтів. Встановлено, що за загальним екологічним показником, якість води гирлової ділянки р. Ірпінь у 98 % випадках належить до VI класу – забруднена, у 2 % – помірно-забруднена вода – III клас. Доведено, що за таких умов динамічна рівновага у водному об'єкті внаслідок ушкоджуючої дії екотоксикантів антропогенного походження порушена, а не трансформована цілком, а механізм біотичної саморегуляції знаходиться на межі внутрішньої взаємодії екологічних та антропогенних чинників. Показано, що незважаючи на IV клас якості вод ділянки середньої р. Ірпінь її, структурно-функціональні зміни не впливають негативно на прибережну екосистему зону Київського водосховища (басейн р. Дніпра).

За результатами проведеного аналізу виявлені причини і наслідки порушень речовинно-енергетичного балансу та створено відповідну базу даних.

5. На основі прогнозування змін речовинного балансу та метаболічної і екологічної спроможності за компенсаційним механізмом біотичної саморегуляції науково обґрунтовано динаміку просторово-часових змін екологічного стану поверхневих водних об'єктів на прикладі ділянки басейну р. Дніпра. Доведено, що механізм біотичної саморегуляції вод є інтегральним показником механізму інтенсивності внутрішньоводойменних процесів. Встановлено, що для р. Ірпінь інтенсивність механізму біотичної саморегуляції становить 17,0 ум. од. Отримані значення знаходяться в межах екологічної ніші, характерної для техногенно трансформованих водних об'єктів, яка являє собою не лише фізичний простір для функціонування

гідробіонтів, але й створює умови для екосистемних процесів (трофічний статус).

6. Науково обґрунтовано, що техногенні трансформації у поверхневих водних об'єктах нівелюються за рахунок дії компенсаційного механізму біотичної саморегуляції в результаті адаптації біотичних складових до свого нового середовища існування. Також обґрунтовано тенденції функціональних змін параметрів процесу самоочищення та їх питомих показників за біотичним потенціалом в умовах постійного техногенних впливів та встановлено закономірності їх функціонування за швидкістю самоочищення: $2{,}3 \leq$ біотичний потенціал $\leq 3{,}0$; за екологічною ємністю: $13{,}3 \leq$ біотичний потенціал $\leq 27{,}5$; за ефективністю механізму пластичного метаболізму хімічних сполук: $1{,}0 \leq$ біотичний потенціал $\leq 3{,}0$; за інтенсивністю компенсаційного механізму біотичної саморегуляції: $12{,}0 \leq$ біотичний потенціал $\leq 26{,}0$.

7. Науково обґрунтовано узгодженість взаємозв'язків та взаємодій параметрів процесу самоочищення поверхневих водних об'єктів, запропоновано градації параметрів їх перетворень у техногенно трансформовані: перша – зміна речовинно-енергетичного балансу речовин техногенного походження за індивідуальними та сумарними показниками; друга – зміна ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження (синтез та трансформація хімічних сполук); третя – нестійка динамічна рівновага у водному об'єкті внаслідок ушкоджуючої дії екотоксикантів антропогенного походження (коли механізм біотичної саморегуляції знаходиться на межі взаємодії екологічних та антропогенних чинників); четверта – (типова для малих річок) перетворення абіотичного середовища, яке оточує біоту; п'ята – порушення відносної стабільності розвитку водного об'єкта (компенсаційні механізми біотичної саморегуляції не в змозі позитивно реагувати на антропогенні зміни і в

результаті відбувається якісне виснаження вод внаслідок техногенної трансформації).

8. Обґрунтовано перелік індикаторів, спроможних у сукупності відслідковувати структурно-функціональні зміни внутрішньоводоймних процесів та з їх застосуванням розробити систему управління екологічною безпекою поверхневих водних об’єктів. Розроблено науково-методичні рекомендації щодо реалізації інформативної інтегрованої системи індикаторів контролю структурно-функціональних змін внутрішньоводоймних процесів. Установлено, що розроблена інформативна інтегрована система індикаторів контролю структурно-функціональних змін внутрішньоводоймних процесів як елемента системи управління екологічною безпекою поверхневих водних об’єктів відповідає системі керування екологічною безпекою ТТВЕ та є адаптованою до моделі Міжнародної екологічної програми UNEP. Виявлено, що для ділянки басейну р. Дніпро втрати екологічної ємності (знижується до 13,3), що створило передумови для формування техноємності, внаслідок чого знизився рівень залишкового екологічного резерву, необхідного для інтенсифікації процесу самоочищення.

9. Встановлено, що створені інтегровані індикатори контролю управління екологічною безпекою ТТВЕ здатні визначати структурно-функціональні зміни поверхневих водних об’єктів унаслідок дії на них техногенних чинників: узгодженість між біотичними та абіотичними чинниками (0,32–0,54); протидію біотичного потенціалу техногенно обумовленому середовищу (6,0–19,4); зниження інтенсивності механізму біотичної саморегуляції поверхневих вод об’єктів (6,3–19,4); формування еколого-небезпечних станів (72–52); порушення екологічної ємності (13,3–26,4), техноємності (1,4–2,5); залишковий екологічний резерв

(6,4–11,0). Отримані результати можуть бути використані на локально-регіональному рівні кліматично-географічної зони України.

10. Науково обґрунтовано схемні рішення, за якими у польових умовах апробовано пілотну установку біоінженерної системи інтенсифікації компенсаційного механізму біотичної саморегуляції, яка являє собою поєднання двох складових блоків: берегового блоку, який функціонує як біологічний фільтр при надходженні забруднювачів у прибережну систему і забезпечує формування якості води за рахунок самих біоценозів – ценозів рослин та асоційованих з ними угрупувань бактеріо-, фіто- та зоопланктону, бентосу води, а також наплавного блоку, який дозволяє здійснювати самоочищення придонного шару води, донних відкладень та сприяє зміні гідродинамічних потоків дифузійного розсіювання бактеріоперефітону. Доведено, що запропонована біоінженерна система здатна ефективно впливати на відновлення інтенсивності механізму біотичної саморегуляції та пластичного метаболізму хімічних сполук антропогенного походження, за рахунок гідродинамічних перетворень, що забезпечує ступінь очищення до 95 % залежно від виду показника.

11. Результати дисертаційних досліджень використано: Солом’янською районною в м. Києві державною адміністрацією шляхом впровадження пілотного проекту запропонованої штучної біоінженерної системи, що дозволило відновити якісні характеристики вод р. Нивки до нормативних показників та відновити властивість річки як об’єкт рекреаційного призначення; ТОВ НІЦ «Потенціал-4» шляхом впровадження у проектну документацію для контролю та покращення екологічного стану малих річок, що дозволило покращити їх екологічний стан за такими показниками: зниження концентрації нафтопродуктів та сполук металів токсичної дії на 50 %; зниження значення показника ХСК та $БСК_5$ на 20 %; приведення значення загального органічного вуглецю до нормативних вимог;

ТОВ НВО «Етна» шляхом впровадження у проектну документацію та під час розроблення очисних споруд промислових підприємств, що дозволило модернізувати технологічні схеми очисних споруд та підвищити ефективність очищення стічних вод промислових підприємств. Результати дисертаційних досліджень також впроваджено у навчально-методичному процесі Національного авіаційного університету для студентів спеціальності 101 «Екологія» під час викладання дисциплін «Техноекологія», «Урбоекологія» та «Загальна екологія та неоекологія».

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ЛІТЕРАТУРНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Петрук В. Г. The concept of environmental safety of Vinnytsia region in the waste management sphere / В. Г. Петуук, В. А. Іщенко // Екологічні проблеми. – 2016. – №1. – С. 39–45.

2. Яцик А. В. Водогосподарська екологія / Яцик А.В. – К.: Генеза, 2003. – Т.1, кн. 1-2. – 400 с.

3. Удод В. М. Дослідження причин та наслідків трансформації техногенно змінених водних систем / В. М. Удод, С. М. Маджд, Я. І. Кулинич // Техногенна безпека. – 2017. – Т. 289. Вип. 277. – С. 10–16.

4. Ісаєнко В. М. Теоретична концепція формування еколого-небезпечних ризиків у процесі розвитку техноприродних водних екосистем / В. М. Ісаєнко, С. М. Маджд // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2019. – №1 (114). – С. 121–127.

5. Dickinson J. E. Hydroclimate-Hydrologic and climatic analysis toolkit: U.S. Geological Survey Techniques and Methods / J. E. Dickinson, R. T. Hanson, S. K. Predmore, 2014. – 49 p.

6. Архипова Л. М. Функціональна структура природно техногенних гідроекосистем / Л. М. Архипова // Науковий вісник НЛТУ. – 2008. – Вип. 18.8. – С. 101–107.

7. Архипова Л. М. До питання про конструктивну гідроекологію / Л. М. Архипова // Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук.-техн. праць. – Львів: НЛТУ України. – 2008. Вип. 18.1. – С. 280–288.

8. Шмандій В. М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти) / В. М. Шмандій // автореф. дис. докт. техн. наук: 21. 06. 01. – Харків, 2003. – 36 с.

9. Гомеля М. Д. Оцінка ефективності зворотноосмотичного опріснення води після її пом’якшення на слабокислотному катіоніті / М. Д. Гомеля, І. М. Трус, В. М. Радовенчик // Вісник Вінницького

політехнічного інституту. – 2014. – № 3. – С. 32–36. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vvpi_2014_3_7

10. Булигін С. Ю. Вивчення впливу зрошення на протидефляційну стійкість екосистем / С. Ю. Булигін // Вісник аграрної науки Причорномор'я. – 2016. – Вип. 1. – С. 263–274 .

11. Шмандій В. М. Теоретичні та практичні аспекти управління екологічною безпекою на основі антропоцентричних підходів / В. М. Шмандій // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. – 2013. – № 1070. – С. 347–352.

12. Гриб Й. В. О периодичности характеристик в экологической классификации качества поверхностных вод / Й. В. Гриб // Гидробиологический журн. – 2003. – № 3. – С. 38–43.

13. Пернеровська С. В. Визначення ступеня гідроекологічного ризику як основного параметра сталого розвитку гідроекосистеми / С. В. Пернеровська // Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування: науково-технічний журнал. – 2014. – С. 23–28.

14. Marques C. A. Singular spectrum analysis and forecasting of hydrological time series / C. A. Marques, J. A. Ferreira, A. Rocha, J. M. Castanheira, P. Melo-Goncalves, N. Vaz, J. M. Dias // Physics and Chemistry of the Earth, Parts. – 2006. – P. 1172–1179.

15. Злочевський М. В. Відновлення водних екосистем малих річок україни / М. В. Злочевський // Вісник інженерної академії України. – 2010. – № 3–4. – С. 227-235.

16. Качинський А. Б. Екологічна безпека України: Системні принципи та методи її формалізації / А. Б. Качинський, Ю. В. Єгоров // Національна безпека: Український вимір. – 2009. – № 4 (23). – С. 71–79.

17. Гончаренко Г. Є. Природні ресурси України, їх стан та перспективи раціонального використання: навч. посібник // Г. Є. Гончаренко, С. В. Совгірна. – К. : Науковий світ, 2000. – 129 с.

18. Міхєєв О. В. Біоцентричні принципи оптимізації складних техноекосистем шляхом вибору адекватних технологічних рішень / О. В. Міхєєв // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2016. – №3. – С. 106–112.

19. Протасов О. О. Техно-екосистема: неминуче зло чи крок до ноосфери / О. О. Протасов // Вісник НАН України. – 2014. – № 6. – С. 41–50.

20. Пічура В. І. Просторово-часова закономірність формування якості води в річці Дніпро / В. І. Пічура // Біоресурси і природокористування. – 2018. – №1–2. – С. 44-57.

21. Гришин А. С. Екологічна безпека: навч. посібник / А. С. Гришин, В. М. Новиков. М. : Гранд, 2000. – 564 с.

22. Статюха Г. О. Розробка методики оцінки небезпечних видів діяльності промислових підприємств / Г. О. Статюха, Т. В. Бойко, В. І. Бендюг // Екологія і ресурси. – 2003. – № 7. – С. 46–55.

23. Березуцький В. В. Небезпечні виробничі ризики та надійність: навч. посіб. / В. В. Березуцький, М. І. Адаменко. – Харків: НТУ «ХПІ», 2016. – 385 с.

24. Bezsonov Ye. Assesment of safety index for water ecological system. Eastern European // Ye. Bezsonov, V. Andreev V. Smyrnov. – 2019. – №6/10 (84). – P. 24–34.

25. Данилов-Данильян В. И. Экологический визов и устойчивое развитие / В. И. Данилов-Данильян, К. С. Лосев. – М. : Традиция, 2014. – 416 с.

26. Gleick P. H. The Implications of Global Climate Changes for International Security. Climate Change / P. H. Gleick. – 15. October, 1989. – P. 303–325.

27. Tong C. Review on Environmental Indicator Research research on environmental Science / C. Tong. – 2000. – No 13(4). – P. 53–55.

28. Guo H. D. Urban Water Resources Carrying Capacity Based on Pressure-State-Response Model / H. D. Guo, J. L. Shao // Water Resources Protection. – 2009. – No 25(2). – P. 46–49.

29. Огородникова А. А. Модель «воздействие-состояние-отклик» в решении задач экологического мониторинга загрязнения прибрежной экосистемы / А. А. Огородникова, В. В. Щеглов, Е. Л. Вейдеман // Известия ТИНРО. – 2004. – №137. – С. 321–336.

30. Рудько Г. І. Техногенно-екологічна безпека геологічного середовища: монографія / Г. І. Рудько – Львів: ВН ЛНУ ім. Івана Франка, 2001. – 359 с.

31. Рудько Г. І. Ресурси геологічного середовища і екологічна безпека техноприродних геосистем: монографія / Г. І. Рудько – К. : ЗАТ «Нічлава», 2006. – 480 с.

32. Войтович І. В. Визначення площ еродованих земель у межах річкового басейну / І. В. Войтович // Меліорація і водне господарство. – 2011. – №99. – С. 128–136.

33. Киндюк Б. В. Исследование характеристик рядов ливневого стока малых рек бассейна верхнего Днестра / Б. В. Киндюк // Культура народов Причерноморья. Крымский научный центр НАН Украины. – 2003. – Вып. 39. – С. 9–13.

34. Кирилюк О. В. Проблеми екологічного руслознавства / О. В. Кирилюк – Чернівці: Рута, 2009. – 83 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https: //collectedpapers. com.ua /category/river_bed_3

35. Яцик А. В. Водні ресурси: використання, охорона, відтворення, управління: підручн / А. В. Яцик, Л. А. Волкова, В. А. Яцик, І. А. Пашенюк – К. : Талком, 2014. – 406 с.

36. Разработка технологии деконтаминации водных объектов от радионуклидов и химического загрязнения / А. Н. Михеев, Л. Г. Овсянникова,

С. М. Маджд, О. В. Лапань // Біотехнологія XXI : Всеукр. наук.-практ. конф., 22 квітня 2016 р. : тези доп. – К.: НТУУ «КПІ», 2016. – С. 155.

37. Маджд С. М. Технології в очищенні стічних вод авіапідприємств у природних умовах / С. М. Маджд // «Еко Форум-2018»: ІІ спеціалізов. Міжнар. екологічний форум, 30 травня – 01 червня 2018 р.: тези доп. – Запоріжжя: ВЦ «Козак Палац», 2018. – С. 33–35.

38. Guidance Document addressing hydromorphology and physico chemistry for a Pressure-Impact Analysis / Risk Assessment according to the EU WFD / Birgit Vogel. EPIRB Project Activity 2, Austria. – 2014. – 32 p.

39. Shepherd Gill. The Ecosystem Approach: Fife Steps of Implementation Ecosystem management. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 2004. №3. 31 p. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://portals. iucn.org/library/sites/library/files/documents/CEM-003.pdf

40. Special Rapporteur on the human right to safe drinking water and sanitation. Human Rights Council [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.ohchr.org/EN/Issues/WaterAndSanitation/SRWater/Pages/SRWaterIndex.aspx.

41. Poverty Overview. World Bank [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.worldbank.org/en/topic/poverty/overview.

42. Маджд С. М. Структурно-функціональні зміни розвитку водних систем в умовах техногенної трансформації / С. М. Маджд // «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи» : XIV Міжнарод. наук.-практич. конф., 14 вересня 2018р.: тези доп. – Львів, 2018. – С. 203.

43. Madzhd S. The conditions and factors for the formation of environmentally dangerous internal processes in water in technogenically loaded territories. / S. Madzhd // VIII International Symposium on Sustainable Aviation 2018, 10–12 October, 2018. – Kiev, Ukraine, 2018. – P. 7.75–7.79.

44. Кордюм А. Кількісна оцінка ступеня виснаження водних ресурсів малих річок в умовах антропогенного навантаження / А. Кордюм, А. Бондар // «Вода і енергія»: Зб. Матеріалів II наук.-практ. конф., присвяченої Всесвітньому дню води, 21 березня 2014 р. – К. : ДІУЕВР, 2014. – С. 29–31.

45. Яцик А.В. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України: монографія / за ред. А.В. Яцик, А. Б. Бишевиць, О. М. Петрук. – К. : Укр. н/д. ін-т водогосподарсько-екологічних проблем, 2007. – 64 с.

46. Bülent Cengiz July. Urban River Landscapes, Advances in Landscape Architecture [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://www.intechopen. com/books/advances-in-landscape-architecture/urban river -landscapes

47. Revitalization of Urban River Spaces. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.upv.es/contenidos/CAMUNISO/info/U0643715.pdf

48. Robert P. Positioning urban rivers within urban ecology. Urban Ecosystems. – Francis. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://www.researchgate.net/profile/Robert_Francis3/publication/236036017_Positioning_urban_rivers_within_urban_ecology/links/5790978308ae64311c1177ad/Positioning-urban-rivers-within-urban-ecology.pdf

49. Методика дослідження екологічного стану басейнів малих річок : монографія / С. В. Совгіра, Г. Є. Гончаренко, В. Г. Гончаренко, В. С. Берчак. – Умань : Видавцицтво Сочінський М. М., 2016. – 289 с.

50. Поліщук В. В. Малі річки України та їх охорона / В. В. Поліщук К. : Товариство «Знання» УРСР, 1988. – 32 с.

51. Pysanko Y. Assessment of the ecological status of small rivers in urban areas. / Y. Pysanko, S. Madzhd // USEFUL online journal. Discipline: Environmental & Geological – 2018. – Vol. 2, Issue 4. – P. 1–7.

52. Хімко Р. В., Мережко О. І., Бабко Р. В. Малі річки – дослідження, охорона, відновлення / Р. В. Хімко, О. І. Мережко, Р. В. Бабко. – К.: Інститут екології, 2003. – 380 с.

53. Маджд С. М. Проблеми захисту малих річок з високим рівнем техногенного навантаження / С. М. Маджд // Екогеофорум-2017. Актуальні проблеми та інновації: Міжнар. наук.-практич. конф., 22–25 березня 2017 р.: тези доп. – Івано-Франківськ: Національний технічний університет нафти і газу, 2017. – С. 38.

54. Яцик А. В., Томільцева А. І. Актуальність проблеми дослідження екологічного стану малих річок України та упорядкування їх водоохоронних зон / А.В. Яцик, А.І. Томільцева // Вісник КНУТД. – 2010. – №5. – С. 47–51.

55. Методика дослідження екологічного стану басейнів малих річок: монографія / С. В. Совгіра, Г. Є. Гончаренко, В. Г. Гончаренко, В. С. Берчак. – Умань: Сочінський М. М., 2016. – 289 с.

56. Славінська О. С. Дослідження деформації річок, як неоднорідних потоків, на ділянках мостових переходів / О. С. Славінська // Зб. Наук. праць НТУ. – 2010. – №3. – С. 186–191.

57. Барановський В.А. Екологічні проблеми природних вод України / В. А. Барановський, В. Г. Бардов, С. Т. Омельчук. – К. : Центр екологічної освіти та інформації, 2000. – 80 с.

58. Кирилюк М. И. Водный баланс и качественное состояние водных ресурсов Украинских Карпат / М. И. Кирилюк. – М. : Рута, 2001. – 246 с.

59. Адаменко О. М. Екологічна безпека територій: монографія / О. М. Адаменко, Я. О. Адаменко. – Івано-Франківськ: Голіней, 2014. – 361 с.

60. Гребінь В. В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз) / В. В. Гребінь. – К. : Ніка-Центр, 2010. – 316 с.

61. Сталий розвиток суспільства: навч. посібник / А. Садовенко, Л. Масловська, В. Середа, Т. Тимочко. – К. : Ніка-Центр, 2011. – 392 с.

62. Isaienko V. The prevention of water resources quality depletion in the cotext of sustainable development / V. Isaienko, K. Nikolaev, S. Madzhd //

International Symposium on Sustainable Aviation 2017 ISSA: Sares Aviation Week 2017, 10–13 September 2017. – Kiev, Ukraine, 2017. – P. 66.

63. Природно-ресурсна сфера України: проблеми сталого розвитку і трансформацій / За заг. ред. чл.-кор. НАН України Б.М. Данилишина. К.: ЗАТ Нічлава, 2006. – 704 с.

64. Клименко М. О. Гідроекологічний моніторинг водних екосистем з огляду на сучасні європейські напрямки у природоохоронній діяльності / М. О. Клименко, О. М. Клименко, А. М. Петрук // Вісник Полтавської державної аграрної академії. – 2013. – №3. – С. 22–27.

65. Мельников Н. В. Сучасні підходи до вирішення проблем екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів в Україні / Н. В. Мельников // Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. – 2014. – №3. – С. 164–175.

66. Обиход Г. О. Інституціоналізація екологічної безпеки України: монографія / Г. О. Обиход. – К.: Логос, 2016. – 304 с.

67. Осадчий В. І. Кисневий режим поверхневих вод України / В. І. Осадчий, Н. М. Осадча // Наукові праці УкрНДГМІ. – 2007. – №2. – С. 265–285.

68. Гідрохімічний довідник. Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу / В. І. Осадчий, Б. Й. Набиванець, Н. М. Осадча. – К. : Ніка-Центр, 2008. – 656 с.

69. Тимченко В. М. Экологическая гидрология водоемов Украины / В. М. Тимченко. – К. : Наукова думка, 2006. – 382 с.

70. Паламарчук В. В., Закорчевна Н. Б. Водний фонд України / В. В. Паламарчук, Н. Б. Закорчевна. – К : Ніка-Центр, 2006. – 320 с.

71. Швебс Г. І. Каталог річок і водойм України : навч.-довідк. посіб. / Г. І. Швебс, М. І. Ігошин – О.: Астропринт, 2003. – 392 с.

72. Дробноход М.І. Стійкий екологічно-безпечний розвиток і Україна / М.І. Дробноход. − К. : МАУП, 2002. – 104 с.

73. Конвенція ООН від 05.06.1992. – К. : Офіційний вісник України, 2007. – 932 с.

74. Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. Часть 1: Реки и каналы. Часть 2: Озера и водохранилища. Выпуск 2. Бассейн Днепра / Государственный комитет Украины по гидрометеорологии. Центральная геофизическая обсерватория. – 2005–2015 гг. К. : УОП Укр ГМЦ, 2006–2016.

75. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2011 році. – К. : Міністерство екології та природних ресурсів України, LAT & K. 2012. – 258 с.

76. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2012 році. – К. : Міністерство екології та природних ресурсів України у 2017 році. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://file/d/0Bx-9OHEvLyD6a1hBVlVkeXhGTlk/view

77. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2013 році.− К. : Міністерство екології та природних ресурсів України, LAT & K. − 2015. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://old.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/NacDopovid2013.pdf

78. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році.− К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, LAT & K. − 2016. − 289 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/NacDopovid2014.pdf.

79. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році. – К. : Міністерство екології та природних ресурсів України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://old.menr.gov.ua/dopovidi/regionalni/5560-rehionalni-dopovidi-pro-stan-nav -kolys hnoho-pryrodnoho-seredovyshcha-u-2015-rotsi

80. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2017 році. – К. : Міністерство екології та природних

ресурсів України, ФОП Грінь Д.С. – 2018. – 350 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http:// dopovidi/regionalni activity-dopovidi

81. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Київської області у 2012 році. – Київ, 2013. – 293 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.eco-kiev.com

82. Регіональна доповідь Про стан навколишнього природного середовища Київської області у 2014. Департамент екології та природних ресурсів Київської обласної державної адміністрації. – 2015. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://old.menr.gov.ua/dopovidi/regionalni/4756-rehionalni-dopovidi-pro-stan-navkolyshnoho-pryrodnoho-seredovyshcha-u-2014-rotsi

83. Регіональна доповідь Про стан навколишнього природного середовища Київської області у 2015. Департамент екології та природних ресурсів Київської обласної державної адміністрації. – 2016. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://old.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/ regionalni/rehionalni-dopovidi-u-2015-rotsi/Kievska_2015.pdf

84. Madzhd S. M. Ecological assessment of the human-transformed systems of the Irpin river / S. M. Madzhd, Ya. I. Kulynych, A. A. Iavniuk // Вісник НАУ. – 2017. – №2. – С. 93–98.

85. Маджд С. М. Критичний аналіз проблем поточної експлуатації очисних споруд підприємств цивільної авіації / С. М. Маджд // Актуальні проблеми енергетики та екології: XVI Всеукр. наук.-практ. конф., 5–8 жовтня 2016 р. : тези доп. – Одеса, ОНАХТ, 2016. – С. 141–142.

86. Кулинич Я. І. Оцінка екологічної ємності природних водойм в умовах надмірного антропогенного навантаження / Я. І. Кулинич, С. М. Маджд // Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: V Міжнарод. наук.-практич. конф., 26–27 жовтня 2017 р.: тези доп. – Київ, 2017. – С. 147–149.

87. Маджд С. М. Природоохоронні заходи відновлення якості техногенно трансформованих водних систем / С. М. Маджд // Збалансоване природокористування: традиції, перспективи і інновації: ІІ Міжнар. наук.-практич. конф., 21 грудня 2018 р.: тези доп. – Київ: Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України, 2018. – С. 45–47.

88. Визначення площ еродованих земель у межах річкового басейну / І. В. Войтович, А. М. Шевченко, О. В. Власова, Т. І. Топольнік // Меліорація і водне господарство. – 2011. – №99. – С. 128–136.

89. Слюсар І. Т. Потенціал продуктивності осушуваних органогенних грунтів річкових заплав / І. Т. Слюсар, Г. І. Личук // Меліорація і водне господарство. – 2014. – №101. – С. 51–60.

90. Габрель М. М. Особливості ландшафтно-урбаністичної організації територій із загрозами повеней / М. М. Габрель // Містобудування та територіальне планування. – 2014. №4. – С. 35–49.

91. Качала С. В. Визначення гідроекологічного ризику як об’єкта прогнозування / С. В. Качала // «Стратегії сталого розвитку на шляху до сильнішої громади»: Міжнародна науково-практична конференція, 21 жовтня: тези доп.– Сєвєродонецьк, 2016 р. – С. 48–50.

92. Яців М. Ю. Оцінка екологічної ситуації Чернівецької області / М. Ю. Яців // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2008. – № 4. – С. 43–51.

93. Крайнюков О. М. Науково-методичні основи нормування антропогенного забруднення аквальних ландшафтів: монографія / за ред. А. В. Гриценка, А. М. Крайнюкової. – Харків: Екограф, 2013. – 260 с.

94. An Integrated Approach for Assessing Aquatic Ecological Carrying Capacity: A Case Study of Wujin District in the Tai Lake Basin / Chen Zeng, Yaolin Liu, Yanfang Liu, et. al. ChinaInt J Environ Res Public Health. 2011

Vol. 8, Issue 1. P. 264–280 [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://activity-dopovidi/ NacDopovid2013.pdf

95. Безсонов Є. М. Обґрунтування та формалізація підходу до оцінювання екологічної безпеки регіону / Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. – 2016. – № 2/10. – С. 154-169.

96. Madzhd S. Improvement of environmental safety lever of surface and ground water at the airport area / S. Madzhd // Вісник НАУ. – 2016. – № 3 (62). – С. 80–84.

97. Ободовський О. Г. Концептуальні положення гідроекологічної оцінки прояву руслових процесів / О. Г. Ободовський // Науковий збірник КНУ: гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – № 2. – С. 146–156.

98. Методика екологічної оцінки та нормування якості поверхневих вод України / О. П. Оксіюк, В. М. Жукинський, В. І. Лаврик, А. П. Чернявська // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2003. – № 3. – С. 18–28.

99. McKnight D. Chemical and biological processes controlling the response of a freshwater ecosystem to copper stress: 1a field study of the $CuSO_4$ treatment of Mill Pond Reservoir, Burlington, Massachusetts. Limnol and Oceanogr, 1981. – 25.3. – P. 518–531.

100. Васюков А. Е. Химические аспекты экологической безопасности поверхностных водных объектов: монография / А. Е. Васюков А. Е. Бланк. – Х.: Институт монокристаллов, 2007. – 256 с.

101. Гриб Й. В. О периодичности характеристик в экологической классификации качества поверхностних вод / Й. В. Гриб Гидробиологический журнал. – 2003. – №3. – С. 38–43.

102. Удод В. М. Регіональні особливості структурно-функціональної організації розвитку техногенно змінених водних екосистем / В. М. Удод,

С. М. Маджд, Я. І. Кулинич // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2017. – №3 (104). – С. 93–99.

103. Маджд С. М. Наукова методологія оцінювання екологонебезпечних ризиків функціонування техногенно-змінених водних систем / С. М. Маджд, Я. І. Кулинич // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2017. – №4 (105). – С. 88–95.

104. Маджд С. М. Загальні екологічні особливості структурно-функціональних закономірностей розвитку техноприродних систем гирлової ділянки р. Ірпінь / С. М. Маджд // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2018. – №5 (112). – С. 110–114.

105. Vehviläinen B. Hydrological forecasting and real time monitoring in Finland: the watershed simulation and forecasting system (WSFS) / B. Vehviläinen, M. Huttunen, I. Huttunen // Innovation, advances and implementation of flood forecasting technology, conference papers, Tromso, Norway. – 2005. – №4. – P. 35-49.

106. Moss I. System and method for predication flooding [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.pnas.org/content/109/9/3232.full.pdf.

107. Fernandes Cavalcante System, method and program product for flood aware travel routing / V. Fernandes Cavalcante, B. Da Costa Flach, M. Athanazio de Cerqueira Gatti, R. Guimaraes Herrmann, K. Mantripragada, M. Aurelio Stelmar Netto, L. Correia Villa Real, P. Aida Sesini,. C. Ronald Botelho De Souza, B. Zadrozny // International Business Machines Corporation, Armonk, NY (US). – 2011. №13. – 290–334.

108. Arjen Y. Hoekstra1. The water footprint of humanity. 2011. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.pnas. org/content/109/9/3232.full.pdf.

109. Науково-методичні основи природно-техногенної безпеки поверхневих гідроекосистем Карпатського регіону : дис. д-ра техн. наук : 21.06.01 / Архипова Л. М. – Івано-Франківськ, 2012. – 436 с.

110. Архипова Л. М. Природно-техногенна безпека гідроекосистем: монографія / Л. М. Архипова – Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2011. – 355 с.

111. Аристархова Е. О. Концептуальні аспекти удосконалення системи екологічного моніторингу поверхневих вод / Е. О. Аристархова // Агроекологічний журнал. – 2017. – №1. – С. 134–140.

112. Хвесик М. А. Екологічна і природно-техногенна безпека України в регіональному вимірі: монографія / М. А. Хвесик, А. В. Степаненко, Г. О. Обиход. – К. : ДУ «Інститут економіки природокористування та сталого розвитку НАН України», 2014. – 340 с.

113. Удосконалення комплексної оцінки природно-техногенного впливу на гідроекосистему (на прикладі верхнього Дніпра) : дис. к-та техн. наук : 21.06.01 / Качала С. В. – Івано-Франківськ, 2018. – 217 с.

114. Підвищення рівня екологічної безпеки Прутської екосистеми: дис. к-та техн. наук : 21.06.01 / Корчемлюк М. В. – Івано-Франківськ, 2016. – 219 с.

115. UN Water. The UN World Water Development Report [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://lifewater.org/waterpoverty/#Dz6lXY .dpuf.

116. Falkenmark M. Tropp H. Ecosystem Approach and Governance Contrasting Interpretations Stock-holm Water Front. 2005. – Vol. 2. – P. 4–5.

117. Task Force on Water Resources Management [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.unwater.org/activities/task-forces/waterresources management/en.

118. Technical Report: ICPDR Municipal Emission Inventory [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.rowater.ro /TEST/Planul%20de%20Management%20al%20Districtlui%20International%20 al%20Dunarii%20%202009/Anexe/DRBMP_Annex_03Technical_Report_ICPDR _Municipal_Emission_Inventory.pdf.

119. Емельянова Л. В. Популяционный мониторинг как основа определения состояния водных экосиситем / Л. В. Емельянова // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – №2. – С. 616–620.

120. Молчанова Я. Т. Гидрохимические показатели окружающей среды // Я. П. Молчанова, Е. А. Заика, Э. И. Бабкина, В. А. Сурнин. – М : Форук Инфра, 2007. – 192 с.

121. Грищенко Ю. М. Комплексне використання та охорона водних ресурсів: навч. посібник / Ю. М. Грищенко. – Рівне : РіІНФ, 1997. – 156 с.

122. Фещенко В. В. Раціональне використання та відновлення водних ресурсів: монографія / за заг.ред. В. В. Фещенко. – Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І.Франка, 2016. – 250 с.

123. Молчанова Я. П. Гидротехнические показатели состояния окружающей среды: справочные материалы / Я. П. Молчанова, И. А. Заика, Э. И. Бабкина. – М. : Форум: ИНФРА, 2007. – 192 с.

124. Левківський С. С. Раціональне використання і охорона водних ресурсів // С. С. Левківський, М. М. Падун. – К. : Либідь, 2006. – 280 с.

125. Реймерс Н. Ф. Экология: теория, законы, принципы, гипотезы / Н. Ф. Реймерс – М. : Россия молодая, 1994. – 387 с.

126. Мазур И. И. Инженерная экология / И. И. Мазур, О. И. Молдаванов, В. Н. Шишов. – М. : Высш. школа, – 1996. – 637 с.

127. Алексеенко В.А. Экологическая геохимия / В.А. Алексеенко. – М: Логос, – 2000. – 635 с.

128. Falkenmark M. Tropp H. Ecosystem Approach and Governance Contrasting Interpretations Stock-holm Water Front. – 2005. – Vol. 2. – P. 4–5.

129. Imran Khan, Minjuan Zhao. Water resource management and public preferences for water ecosystem services: A choice experiment approach for inland river basin management, Science of The Total Environment, 2007. – Vol. 646. – P. 821–831.

130. Takehiro Nakamura Ecosystem-based river basin management: its approach and policy-level application. Special Issue: Japan Society of Hydrology and Water Resources. 2011. – Vol. 17. Issue14. – P. 2711–272.

131. United Nations human rights. Right to sanitation, a distinct human right – Over billion people lack access to sanitation [Електронний ресурс]. – Режимдоступу: http://www.ohchr.org/EN/NewsEvents/Pages/DisplayNews.aspx?NewsID=16903&;LangID=E#sthash.pUvsMKNT.dpuf.

132. Удод В. М. Сучасні підходи до визначення процесів самоочищення природних водойм (на прикладі річки Прут) / В. М. Удод, В.Л. Поляков, М.Ю. Яців // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – 2009. – №12. – С.5–13.

133. Архипова Л. М. Прогноз гідрологічних параметрів водних об’єктів методом сингулярного спектрального аналізу / Л. М. Архипова, С. В. Пернеровська // Науковий вісник Національного гірничого університету – 2015. – №2 – С. 45–50.

134. Архипова Л. М. Світовий досвід та сучасне наукове бачення проблеми сталого збалансованого водокористування / Л. М. Архипова // Вісник Національного транспортного університету. – 2011. – № 22. – С. 137–148. – [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua /UJRN /Vntu_2011_22_22

135. Міхалюва М. О. Проблеми нормуваннея якості водних середовищ, стічних вод, апаратне і метрологічне забезпечення системи гідромоніторингу / М. О. Міхалюва, П. С. Столерчук // Вимірявальна техніка та метрологія. – 2008. – №6. – С. 199–203.

136. Бобровський А. Л. Питання оцінки впливу на навколишнє середовище: монографія / А. Л. Бобровський. – Рівне : Принт Хауз, 2014. – 454 с.

137. The United Nations World Water Development Report. 2012. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www. olume%201_ Managing%20Water%20under%20Uncertainty%20and% 0Risk.pdf.

138. Water for a sustainable world /United Nations World Water Development Report. 2015. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://timedotcom.files.wordpress.com/2015/03/231823e.pdf/

139. Christenson C. Renewable Energy Across the 50 United States and Related Factors / C. Christenson // Tulane University, New Orleans, USA. 2013. – №4. – P. 231–249.

140. Романенко В. Д. Основи гідроекології: підручник / В. Д. Романенко – К. : Обереги, 2001. – 728 с.

141. Жигуць Ю.Ю., Лазар В.Ф. Інженерна екологія / Ю. Ю. Жигуць, В. Ф. Лазар. – К. : Кондар, 2012. – 170 с.

142. Стольберг Ф. В. Экология города /Ф. В. Стольберг. – К. : Лыбидь, 2010. – 464 с.

143. Кучерявий В. П. Екологія / В. П. Кучерявий. – Львів : Світ, 2010. – 500 с.

144. Miller V. Ziving in the Environntent (Priceless, connections and Solutions) Wadworth / Tomson Zearing: 10 Davis Drve. Delmont. CA 94002-3098, USA, 2012. – 758 p.

145. Білявський Г. О. Основи екології: теорія і практикум / Г. О. Білявський, Л. І. Бутченко, В. М. Навроцький. – К. : Лібра, 2002. – 352 с.

146. Пономарева С.С. Основы современного естествознания в экологии / С. С. Пономарева, С. А. Медведева, Е. Ю. Ларионова. – Ростов-на-Дону : Феникс, 2014. – 384 с.

147. Сухарєв С.М., Чудак С.Ю., Сухарева О.Ю. Основи екології та охорони довкілля / С. М. Сухарєв, С. Ю. Чудак, О. Ю. Сухарева. – К. : Центр навчальної літератури, 2016. – 394 с.

148. Голубець М. А. Екологічний потенціал наземних екосистем / М. А. Голубець, О. Г. Марискевич, Б. О. Крок. – Львів : Поллі, 2003. – 180 с.

149. Батлук В. А. Основи екології / В. А. Батлук – К.: Знання, 2017. – 519 с.

150. Дробноход М. І. Стійкий еколого-безпечний розвиток України / Дробноход М. І., Вольвак Ф. В., Дюканов В. Г. – К. : МАУП, 2002. – 104 с.

151. Дані Дніпровського басейнового управління водних ресурсів по програмі радіологічного та гідрохімічного моніторингу поверхневих вод річки Ірпінь у межах Київської обл. за 2006-2015 рр. Державне агентство водних ресурсів [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://dbuwr.com.ua

152. Екологічний паспорт Київської області. Електронний ресурс, 2016 р. / Мін. Екології та природних ресурсів України. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.menr.gov.ua/ protection/protection1 /kyivska

153. Шевчук В. Екологічне оздоровлення Дніпра (досвід міжнародної співпраці) / В. Шевчук, О. Мазуркевич, В. Навроцький. – К. : Геопринт, 2001. – 267 с.

154. Романенко В. Д. Екологічні проблеми Дніпра та їх комплексне вирішення. Наукові записки / В. Д. Романенко – К. : Ніка-центр, 2000. – 430 с.

155. Комплексная оценка качества воды низовья Днепра / Н. Г. Александрова, Т. Г. Мороз, В. С. Полищук, Є. Я. Россова // Водные ресурсы. – 1985. – № 6. – С. 199–127.

156. Лисецький Ф. М. Периодичность климатических, гидрологических процессов и озерного осадконакопления на юге Восточно-Еевропейской равнины / Ф. Н. Лисецкий, В. Ф. Столба, В. И. Пичура // Проблемы региональной экологии. – 2013. – № 4. – С. 19–25.

157. Данильченко О. С. Екологічна оцінка якості води річок Сумської області / О. С. Данильченко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2016. –

Т. 4. – С. 82–88. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http:// nbuv.gov.ua /UJRN/glghge_2016_4_10

158. Будкіна Л. Г. Деякі аспекти водного режиму дельти р. Дніпра в умовах антропогенного впливу / Л. Г. Будкіна, В. М. Тимченко, М. П. Колісник // Вісник Київського ун-ту. геогр. – 1985. – Вип. 27. – С. 44 –49.

159. ГІС якісних параметрів водних об'єктів / Ю. В. Пилипенко, О. М. Філіна, Н. С. Нароха, А. А. Ліписивицький // Материалы 4-й междунар. научно-практич. конф. «Использование ГИС-технологий при нормировании водопользования в орошаемом земледелии и в экологическом мониторинге». – Херсон, 2008. – С. 146–150.

160. Афанасьєва С. О. Екологічні проблеми водокористування на території, що постраждала від аварії на Чорнобильській АЕС та рекомендації для населення / С. О. Афанасьєв, Г. О. Карпова, О. Л. Савицький. – К. : А-Центр, 2005. – 96 с.

161. Линник П. Н. Причины ухудшения качества воды в Киевском и Каневском водохранилищах / П. Н. Линник // Химия и технология воды. – 2003. – № 4 (25). – С. 384–403.

162. Маджд С. М. Концепція особливостей структурно-функціональних змін розвитку антропогенно трансформованих водних систем: монографія / С. М. Маджд. – К. : «Центр учбової літератури», 2019. – 260 с.

163. Збільшення буферності природних підсистем з метою мінімізації антропогенного навантаження на гідроекосистеми / О. М. Міхєєв, В. М. Удод, С. М. Маджд, О. В. Лапань, Я. А. Кулініч// Східно-Європейський Науковий Журнал. – Польща: Варшава, 2016. – № 9 (13). – Р. 10–13.

164. Маджд С. М. Визначення потенційної небезпеки донних відкладів гідроекосистем з інтенсивним техногенним навантаженням /

С. М. Маджд, А. С. Александрова // Наукоємні технології. – 2016. – №3. – С. 331–334.

165. Маджд С. М. Оцінка біотичного потенціалу водних екосистем у зоні впливу авіаційних підприємств / С. М. Маджд, А. С. Александрова, А. О. Панченко // Авіація в XXI столітті : VII Всесвіт. конгрес, 19–21 вересня 2016 р. : тези доп. – К., 2016. – С. 5.4.73–5.4.76.

166. Маджд С. М. Механізми дезактивації забруднюючих речовин в гідробіотехнологічних системах / С. М. Маджд // Водокористування: технології, споруди, менеджмент: III Міжнарод. наук.-практ. конф., 7–9 грудня 2016 р. : тези доп. – К. : КНУБА, 2016. – С. 16.

167. Bernstein, L. Intergovernmental Panel on Climate Change: climate change 2007 / L. Bernstein, P. Bosch, O. Canziani, Z. Chen, R. Christ, K. Riahi / Synthesis report. 2002. – №4. – P. 68–82.

168. Shigemi S. Rainfall food forecasting system / S. Shigemi // Foundation of river & basin integrated communications Japan. – 2000. – №1. – P. 231–249.

169. Qihua R. Flood forecast method based on rainfall-runoff-flood routing calculation / R. Qihua, W. Zhenyu, H. Zhiguo // Zhejiang University. – 2011. – №3. – P. 178–192.

170. L. Schnoor. Water sustainability in a changing world. 2010. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://nwriusa.org/pdfs/2010Clarke PrizeLecture.pdf.

171. A. Rieg, S. Demuth. Human impact on the water quality in a small research basin in Germany. 1991. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://hydrologie.org/redbooks/a203/iahs_203_0239.pdf.

172. Маджд С. М. Підвищення буферності водних систем з інтенсивним навантаженням авіаційних підприємств / С. М. Маджд // АВІА-2017: XIII Міжнар. наук.-техн. конф., 19–21 квітня 2017 р.: тези доп. – Київ: НАУ, 2017. – С. 28.14–28.16.

173. Маджд С. М. Механізми підвищення рівня екологічної безпеки гідроекосистем зони впливу авіаційних підприємств / С. М. Маджд, А. О. Панченко, Д. Д. Кальницька, А. М. Бондар // Проблеми екологічної безпеки: XV Міжнарод. наук.-техніч. конф., 11–13 жовтня 2017 р. : тези доп. – Кременчук, 2017. – С. 47.

174. Козуля Т. В. Інформаційні особливості визначення оцінки відповідності стану екологічності системних об'єктів / Т. В. Козуля, Н. В. Шаронова, М. О. Білова, М. М. Козуля // Системні дослідження та інформаційні технології, 2016. – №2. – С. 45–57.

175. Ling X., Zhihong L., Jing D. Study on Evaluation of Water Ecological Carrying Capacity // 2010 International Conference on Biology, Environment and Chemistry IPCBEE. – 2011. – Vol. 1. – P. 458–462.

176. Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern. Dessau-Roßlau, 2018. – 348 p. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https: // www.umwelt-bundesamtde/sites/default/files/medien/1410/ publikationen/ 2018-06-25_texte_47-2018_indikatoren-bedeutung-wasser.pdf

177. Міхєєв О. М. Экспериментальные основы нового метода ризофильтрационной очистки водных экосистем от ^{137}Cs / О. М. Міхєєв, С. М. Маджд, О. В. Лапань // Хімія і технологія води. – 2017. – №4 – С.439–446.

178. Ісаєнко В. М. Розробка методики визначення основного параметра функціонування гідроекосистем – екологічної ємності / В. М. Ісаєнко, С. М. Маджд, Я. І. Писанко, К. Д. Ніколаєв // Східно-Європейський журнал. – 2019. – №1/10 (97) – С. 21–28.

179. Маджд С. М. Природоохоронні заходи попередження якісного виснаження водних ресурсів / С. М. Маджд // Збалансоване природокористування: традиції, перспективи і інновації: І Міжнар. наук.-практич. конф., 18–19 травня 2017р. : тези доп. – Київ: Інститут агроекології і

природокористування Національної академії аграрних наук України, 2017. – С. 95–97.

180. Згуровский М. З. Оценивание устойчивого развития окружающей среды на субнациональном уровне в Украине / М. З. Згуровский, Г. А. Статюха, И. Н. Джигирей // Системні дослідження та інформаційні технології. – 2008. – № 4. – С. 17–20.

181. Згуровский М. З. Глобальное моделирование процессов устойчивого развития в контексте качества и безопасности жизни людей / М. З. Згуровский, А. Д. Гвишиани. – К.: Політехніка, 2008. – 331 с.

182. Козуля Т. В. Теоретико-практичні основи методології комплексної оцінки екологічності територіальних і об'єктових систем / Т. В. Козуля, Н. В. Шаронова, Д. І. Ємельянова, М. М. Козуля // Проблеми інформаційних технологій. – 2012. – № 01 (011).– С. 37–45.

183. Биченок М. М. Ризики життєдіяльності у природно-техногенному середовищі: монографія / М. М. Биченок, С. П. Іванюта, Є. О. Яковлєв – К. : РНБО, 2009. – 160 с.

184. Мальований М. С. Очищення стічних вод природними сорбентами: монографія / М. С. Мальований, І. М. Петрушка. – Львів: «Львівський Політех», 2012. – 180 с.

185. Маджд С. М. Механізми дезактивації забруднюючих речовин у гідробіотехнологічних системах / С. М. Маджд // Проблеми водовідведення, водовідведення та гідравліки : наук.-техн. зб. – К. : КНУБА, 2016. – Вип. 27. – С. 221–226.

186. Апостолюк С. О. Промислова екологія : навч. посібник Ч. 2: Методи очищення стічних вод / С. О. Апостолюк, В.С. Джигірей, І. А. Соколовський. – К. : Знання, 2012. – 430 с.

187. Маджд С. М. Механізм біотичної самореуляції техногенно змінених водних систем / С. М. Маджд, Я. І. Кулинич // Середовище оточуюче людину: природне, техногенне, соціальне: V Міжнар. наук.-

практич. конф., 26–28 квітня 2017 р.: тези доп. – Бердянськ: Бердянський інженерно-технологічний університет, 2017. – С. 218–221.

188. Науково-методичні основи підвищення рівня екологічної безпеки моніторингу та біотрансформації полютантів стічних вод: автореф. дис. д-ра техн. наук: 21.06.01 / А. О. Дичко – К., 2017. – 38 с.

189. Писанко Я.І. Особливості структурно-функціональної організації техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки річки Ірпінь: автореф. дис. к-та техн. наук: 21.06.01. – Київ, 2019. – 24 с.

190. Козуля Т. В. Система підтримки прийняття екологічного рішення в умовах концепції КЕС і новітніх технологій екологічного аналізу / Т. В. Козуля, Д. І. Ємельянова // Вестник Херсонского национального технического универси- тета. – 2010. – № 2 (38). – С. 285–293.

191. Бойко Т. В. Оцінка ризику промислового підприємства на стадії проектування в рамках стратегії сталого розвитку / Т. В. Бойко, В. І Бендюг, Б. М. Комариста // Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2012. – Т. 2. – С. 13–17.

192. Лисиченко Г. В. Природний, техногенний та екологічний ризики: аналіз, оцінка, управління / Г. В. Лисиченко, Ю. Л. Забулонов, Г. А. Хміль – К. : Наук. думка, 2008. – 543 с.

193. Харламова, Е. В. Теоретические основы управления экологической безопасностью техногенно нагруженного региона / Е. В. Харламова, М. С. Малеваный, Л. Д. Пляцук // Екологічна безпека. – 2012. – № 1 (13). – С. 9–12.

194. Статюха Г. О. Системний підхід до оцінювання ризиків при проектуванні промислових об’єктів / Г. О. Статюха, Т. В. Бойко, А. О. Абрамова // Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2013. –Т. 2. – С. 8–12.

195. Качинский А. Б. Структурный анализ системы обеспечения экологической и природно-техногенной безопасности Украины /

А. Б. Качинский, Н. В. Агаркова // Системні дослідження та інформаційні технології. – 2013. – № 1. – С. 7–15.

196. Wernick I. K. Material Flows Accounts—A Tool for Making Environmental Policy, WRI Report / I. K. Wernick, F. H. Irwin. – World Resource Institute: Washington, DC, USA, 2005. – 246 p.

197. Сергиенко О. Основы теории эко-эффективности: монография / О. Сергиенко, Х. Рон. – СПб. : СПбГУНиПТ, 2004. – 223 с.

198. Wiesen, K. Calculating the material input per service unit using the ecoinvent database / K. Wiesen, M. Saurat, M. Lettenmeier // International journal of performability engineering. – 2014. – Vol. 10, №. 4. – P. 357–366.

199. Сокорнова Т. В. Выбор и использование показателей экологической эффективности: практика ЕС / Т. В. Сокорнова // Экология производства. – 2005. – № 7. – С. 32–44.

200. Солоха М. О. Методологія оцінки впливу стихійних звалищ на екологічний стан (на прикладі Дергачівського району Харківської області) / М. О. Солоха, Е. О. Кочанов // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. Сер.: Екологія. – 2011. – № 944, Вип. 6 – С. 73–76.

201. Білов М. І. Науково-теоретичні положення з формування системи оцінки рівня екологічної безпеки для системних утворень / М. І. Белов // Вісник НТУ «ХПІ». – 2016. – № 19 (1191) – С. 49–56.

202. Трубецкой К. Н. Человек и природа: противоречия и пути их преодоления / К. Н. Трубецкой, Ю. П. Галченко // Вестник Российской академии наук. – 2002. – № 5. – С. 405–409.

203. Шапара А. Г. Збірник методичних рекомендацій щодо впровадження еколого-орієнтованих технологій / А. Г. Шапара. – Д. : Моноліт, 2005. – 240 с.

204. Букварева Е. Н. Задача оптимизации взаимоотношения человека и живой природы и стратегии сохранения биоразнообразия / Е. Н. Букварева,

Г.М. Алещенко // Успехи современной биологии. – 1994. – Вып. 2. – С. 133–143.

205. Павлов Д. С. Эколого-центрическая концепция природопользования / Д. С. Павлов // Вестник Российской академии наук. – 2010. – № 2. – С. 131–140.

206. Шапар А. Г. Ноосферні міркування щодо деяких шляхів відтворення біорізноманіття / А. Г. Шапар // Екологія і природокористування: зб. наук. пр. Інституту проблем природокористування та екології НАН України. – 2008. – Вип. 11. – С. 6–10.

207. Шапар А. Г. Сучасні масштабні екологічні проблеми в контексті сталого розвитку / А. Г. Шапар // Екологія і природокористування: зб. наук. пр. Інституту проблем природокористування та екології НАН України. – 2009. – Вип. 12. – С. 6–9.

208. Шматков Г. Г. Некоторые размышления о нравственности в отношении к окружающей природной среде / Г. Г. Шматков // Екологія і природокористування: зб. Наук. пр. Інституту проблем природокористування та екології НАН України. – 2008. – Вип. 11. – С. 11–17.

209. Міхєєв О. В. Опосередковані інформаційні процеси ссавців у лісових біогеоценозах південного сходу України: Автореф. дис. д-ра біол. Наук / О. В. Міхєєв – Д. : ДНУ ім. Олеся Гончара, 2010. – 42 с.

210. Роль водного чинника в розвитку і функціонуванні природно-антропогенних комплексів басейну р. Стир : дис. к-та техн. наук : 11.00.11 / Гануща М. М. – Луцьк, 2016. – 242 с.

211. Оцінка безпеки природно-техногенних об’єктів на основі інформаційно-методичного забезпечення : дис. к-та техн. наук : 21.06.01 / Ємельянова Д. І. – Харків, 2017. – 172 с.

212. Методичні вказівки з розробки регіональних стратегій сталого розвитку / А. Г. Шапар, М. А. Ємець, П. І. Копач. – Д. : Моноліт, 2003. – 131 с.

213. Козуля Т. В. Процеси екологічного регулювання. Концепція корпоративної екологічної системи: монографія / Т. В. Козуля. – Х. : НТУ «ХПИ», 2010. – 588 с.

214. Козуля Т. В. Обоснование методики компараторной идентификации для системы экологического мониторинга на региональном уровне исследования / Т. В. Козуля, М. О. Білова // Проблеми інформаційних технологій. – №02 (014). – 2013. – С. 45–49.

215. Sharonova N. V. Entropy as Substratum of identifying the Corporative Ecological system (CES) condition / N. V. Sharonova, T. V. Kozulia // Вестник Херсонского национального технического университетата. – 2008. – № 2(31). – С. 518–527.

216. Levich A. P. Category-functor modelling of natural systems / A. P. Levich, A. V. Solov'yov // Cybernatics and Systems. – 1999. – № 30 (6). – P. 571–585.

217. Козуля Т. В. Процеси екологічного регулювання. Концепція корпоративноекологічної системи: монографія / Т. В. Козуля. – Х. : НТУ «ХПИ», 2010. – 588 с.

218. Боярин І. М. Основи гідроекології: теорія й практика: навч. посібник / М. В. Боярин, І. М. Нетробчук. – Луцьк : Вежа-Друк, 2016. – 365 с.

219. Міхєєв О. М. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод: монографія / О. М. Міхєєв, С. М. Маджд, О. В. Лапань, Я. І. Кулинич. – К. : Центр учбової літератури, 2018. – 171 с.

220. Маджд С. М. Обґрунтування адаптаційних можливостей макрофітів для ефективного функціонування гідрофітних систем / С. М. Маджд // Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства: ІІІ Міжнар. наук.-практич. конф., 24-25 березня 2016 р. : тези доп. – Тернопіль: Крок, 2016. – С. 50–51.

221. Маджд С. М. Встановлення ролі гідрофітних систем у відновленні якості стічних вод підприємств авіаційної галузі / С. М. Маджд, А. О.

Панченко // Екологічна безпека держави : X Всеукр. наук.-практ. конф. молодих учених та студентів, 21 квітня 2016 р. : тези доп. – К., 2016. – С. 23.

222. Хільчевський В. К. Основи гідрохімії : підручник / В. К. Хільчевський, В. І. Осадчий, С. М. Курило. – К. : Ніка-Центр, 2012. – 312 с.

223. Глазачев С. Н. Теория биотической регуляции и оценка значения природных экосистем / С. Н. Глазачев, В. И. Косоножкин // Вестник МГГУ. – 2011. – №1. – 121–127 с.

224. Глазачев С. Н. Биотическая саморегуляция [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www. bioticregulation.ru /life/life2_r.php

225. Горшков В. Г. Пересматривая основы экологического знания: взаимодействие биоты и окружающей среды / В. Г. Горшков, А. М. Макарьева, В. В. Горшков // Ecological Complexity. – 2004. №1. –17–36.

226. Лосев К. С. Экологические проблемы и перспективы устойчивого развития России в XXI веке / К. С. Лосев. – М. : Традиция, 2001. – 522 с.

227. Маджд С. М. Роль гідробіотехнологічних систем у підвищенні ступеня очищення зворотніх вод / С. М. Маджд // VI Всеукр. з'їзд екологів з міжнарод. участю, 20–22 вересня 2017 р. : тези доп. – Вінниця, 2017. – С. 68.

228. Клименко В. Г. Гідрологія України: навч. посібник / В. Г. Клименко. – Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2010. – 124 с.

229. Ладиженський В. М. Прикладна гідроекологія: конспект лекцій / В. М. Ладиженський, Т. В. Дмитренко, А. В. Іщенко. – Х.: ХНУМГ, 2013 – 153 с.

230. Горшков С. П. Учение о биосфере: учеб. пособие. / С. П. Горшков. – М. : Наука, 2007. – 452 с.

231. Горшков В. Г. Физические и биологические основы устойчивости жизни / В. Г. Горшков. – М. : Вектор, 1995 – 369 с.

232. Мандыч А. Ф. Экосистемы мира в начале XXI столетия / А. Ф. Мандыч // Природопользование и устойчивое развитие. Мировые экосистемы и проблемы России. – 2006. – С. 48.

233. Медоуз Д.Пределы роста. 30 лет спустя / Д. Медоуз, Й. Рандерс. – М. : Вектор, 2007. – 452 с.

234. Caring of the Earth. A strategy for sustainable living. Gland: IUCN/WWF. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.ohchr.org/ EN/Issues/WaterAnd Sanitation/SRWater/Pages/SRWaterInd ex.aspx.

235. Локальные механизмы биотической регуляции углеродного цикла в лесных экосистемах при глобальном потеплении [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://pidruchniki.com/12461220/ekologiya /mehanizm_biotichnogo_regulyuvannya_navkolishnogo_prirodnogo_seredovischa

236. Франчук Г. М. Зміна екологічної стійкості природно-територіальних комплексів під впливом авіатранспортних процесів / Г. М. Франчук, Я. І.Загоруй // Вісн. НАУ. – 2007. – №1. – С. 18–25.

237. Кулинич Я. І. Оцінка екологічної ємності природних водойм в умовах надмірного антропогенного навантаження. Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: матеріали V Міжнарод. наук.-практич. конф. (Київ 26–27 жовтня 2017 р.). – К., 2017. – С. 147–149.

238. Korlyakov K. A. Osnovnye polozheniya teorii prostranstvenno-biotopicheskoy emkosti sredy // Vestnik Soveta molodyh uchenyh i specialistov Chelyabinskoy oblasti. – 2013. – Issue 1. – P. 6–17.

239. Філенка О. Ф. Екологічні лосліджeння геосистем / О. Ф. Філенко // Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. – 2013. – № 1054. – С. 80-94.

240. Корабльова А. І. Екологія: взаємовідносини людини і середовища / А. І. Корабльова. – Д. : Поліграфіст, 1999. – 253 с.

241. Human pressures and ecological status of European rivers. Grizzetti B., Pistocchi A., Liquete C., Udias A., Bouraoui F., van de Bund W. // Scientific Reports. 2017. – Vol. 7 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://www.umwelt-bundesamt/sites/2018_indikatoren-bedeutung-wasser.pdf

242. Про охорону Навколишнього природного середовища: Закон України від 06.03.1996 № 81/96-ВР.

243. Водний Кодекс України: Офіційне видання. – К. : «Видавничий дім ІнЮре», 2015. – 220 с. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/213/95-вр.

244. Національна екологічна політика України: оцінка і стратегія розвитку. К.: BAITE, 2007. [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://myfiles.at.ua/_ld/0/28.pdf

245. Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом: Закон України від 04.10.2016 р. № 1641-VIII [Електронний ресурс] – Режим доступу: https://zakon.rada.gov.ua/laws/ show/1641-19.

246. Про стратегічну екологічну оцінку: Закон України від 20.03.2018р. №2354-VIII / Відомості верховної ради України. – 2018. – №16. – Ст. 138.

247. Про основні засади державної екологічної політики Уаїни до 2030 року: Закону України від 28.02.2019 р. №2697-VIII

248. Про Загальнодержавну програму «Питна вода України» на 2006-2020 роки: Закону України від 03.03.2005 р. №2455-IV

249. Про затвердження Загальнодержавної цільової програми розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну р. Дніпра на період до 2021 року: Закону України від 18.05. 2017 р. № 336 // Офіційний вісник України. – 2018. – №46. – 36 с.

250. Directive 2000/60/EC of European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy (EU Water Framework Directive) [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:5c835afb-2ec6-4577-bdf8756d3d 694eeb.00 04.02/ DOC_1&format=PDF.

251. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики від

23 жовтня 2000 року. Верховна Рада України. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http:// zakon5.rada.gov.ua/laws/show/994_962

252. Директива 2008/56/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 17 червня 2008 р. про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері екологічної політики щодо морського середовища (Рамкова Директива морської стратегії) // Офіційний вісник ЄС. – 2008. [Електронний ресурс] – Режим доступу : https://www.google.ru/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=2&ved=0ahUKEwjwj9fnve3LAhUHApoKHXcEAyIQFgggMAE&url=http%3A%2F%2Fold.minjust.gov.ua%2Ffile%2F33345&usg=AFQjCNEhOeJsdORFoAUazzZoNt9AXtBlg&bvm=bv.118443451,d.bGs.

253. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008. On environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council.

254. Климчик О. М., Багмет А. П. Аспекти реалізації водної політики ЄС в регіоні / О. М. Климчик, А. П. Багмет // Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту і Ради Про встановлення рамок діяльності Співтовариства в галузі водної політики від 23 жовтня 2000 року: Директива, Інформація, Перелік від 23.10.2000 № 2000/60/ЄС. [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://zakon2.rada. gov.ua/laws/show/994_962.

255. Якість води та управління водними ресурсами: короткий опис Директив ЄС та графіку їх реалізації. – К. : Європейський Союз, 2014. URL: [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://buvrtysa.gov.ua /newsite/download/Water_brochure.pdf

256. Буряк П. Ю. Європейська інтеграція і глобальні проблеми сучасності: навч. посібник / П. Ю. Буряк, О. Г. Гупало. – К.: Хай Тек Прес, 2007. – 336 с.

257. Про імплементацію Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським Співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони (Розпорядження КМУ від 17 вересня 2014 р. № 847-р, із змінами, внесеними КМУ. – 2015. [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://zakon2.rada.gov.ua/laws/ show /847-2014-р.

258. План заходів з імплементації Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським Співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони, на 2014-2017 роки, із змінами, внесеними КМУ. – 2014. [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/847-2014-р#n12.

259. Додатки Угоди про асоціацію між Україною та ЄС. – 2014. [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://www.kmu.gov.ua/docs/ Agreement/Annex_XXVI_to_XLIII_to_Agreement.p df

260. Barinova S. Essential and practical Bioindication Methods and Systems for the Water Quality / S. Barinova // Assessment. International Journal of Environmental Science and Natural Resources. – 2017. – №2(3). – P. 1–11.

261. Мыларщиков А. М. Систематизация методов оценки антропогенного воздействия на окружающую среду / А. М. Мыларщиков // Интернет-журнал «НАУКОВЕДЕНИЕ». – 2012. – №3. – С. 1–18.

262. Шитиков В. К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.

263. Furse M. T., Hering D., Brabec K. The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods. The Netherlands: Springer, 2006. – 555 p.

264. Pino U. A framework river health in peri – urban landscapest. / U. Pino, B. Maheshwari. // Ecologi and Hydrjbiology. – 2014. – Issue 2.– P. 121–131.

265. OECD. Environment at a Glance 2015:OECD Indicators. – Paris: OECD Publishing. – 2015. – 139 p.

266. OECD. Yreen yrowth. Indicators. – Paris: OECD Publishing. – 2016. – 154 p.

267. Євдокимов В. О. Державне регулювання розвитку водогосподарського комплексу шляхом впровадження інтегрованого підходу / В. О. Євдокимов, В. М. Жук // Механізми державного управління. – 2016. – С. 139–145.

268. Жук В. М. Впровадження басейнового принципу управління водними ресурсами / В. М. Жук // Механізми державного управління. – 2018. – С. 1–6.

269. Дегтяр Н. В. Екосистемні принципи управління водно-болотними угіддями / Н. В. Дегтяр // Ефективна економіка. – 2015. – №2. – С. 1–6.

270. Сташук В. А. До питання водної політики в Україні на принципах басейнового управління водними ресурсами / В. А. Сташук, А. В. Яцик // Економіка : зб. наук. пр. – Рівне : НУВГП, 2017. – №4. – С. 170–179.

271. Приходько М. М. Наукові основи басейнового керування природними ресурсами (на прикладі річки Гнила Липа) / М. М. Приходько // Вісник Львівського університету ім. Івана Франка. Серія географічна. 2007. – №34. – С. 193–200.

272. Алієв В. К. Інтегроване управління водними ресурсами / В. К. Алієв // Матеріали науково-практичних конференцій IV Міжнародного Водного Форуму «АКВА Україна – 2006», 19–21 вересня 2006 р. – Київ, 2006. – 512 с.

273. Левковська Л. В. Формування моделі інтегрованого управління водними ресурсами в контексті забезпечення сталого водокористування / Л. В. Левковська, В. М. Мандзик // Збалансоване природокористування. – 2018. – №2. – С. 46–53.

274. Сазонець І. Л. Басейнове управління як ефективний державний метод забезпечення раціонального використання водних ресурсів підприємствами України / І. Л. Сазонець, О. В. Покуль // Вісник соціально-економічних досліджень. – 2015. – №3. – С. 198–205.

275. Климчук О. М. Впровадження системи інтегрованого управління водними ресурсами за басейновим принципом / О. М. Климчик, Т. В. Пінкіна, А. А. Пінкін // Scientific Journal «ScienceRise». – 2018. – №4 (45). – С. 36–40.

276. Ромащенко М. І. Удосконалення інтегрованого управління водними ресурсами України за басейновим принципом / М. І. Ромащенко, Ю. О. Михайлов, С. М. Лютницький // Меліорація і водне господарство. 2011. – Вип. 99. – С. 169–178.

277. Ромащенко М. І. Концептуальні засади інтегрованого реформування галузевої структури управління водними ресурсами України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://mama-86.org/images/publications/gwp/GWP_Zasady_ukr_web.pdf

278. Костюк О. О. Особливості басейнового принципу управління водними ресурсами / О. О. Костюк // Науковий вісник Волинського національного університету ім. Лесі Українки. – 2012. – № 18. – С. 17–22.

279. Носачов І. Ю. Особливості адміністративного управління водними ресурсами України / Ю. І. Носачов // Екон. інновації. – 2014. – Вип. 58. – С. 239–245.

280. Вострікова Н. В. Закордонний досвід управління водними ресурсами на засадах басейнового принципу управління [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://confcontact.com

281. Верниченко Г. А. Вода: хімія і екологія: навч посібник / Г. В. Верниченко. – Северодонецьк: «Цвєтков», 2018. – 658 с.

282. Дубняк С. С. Заходи щодо розвитку басейнової системи управління водними ресурсами на прикладі басейну р. Дніпро / С. С. Дубняк, С. А. Дубняк // Водне господарство України. – 2006. – № 3. – С. 25–34.

283. Приходько М. М. Наукові основи басейнового управління природними ресурсами (на прикладі річки Гнила Липа): монографія / М. М. Приходька. – Івано-Франківськ, 2006. – 270 с.

284. Боровицька А. Г. Принцип басейнового управління як основа ведення державного водного кадастру / А. Г. Боровицька // Право та інновації. – 2016. – № 3 (15) – С. 87–93.

285. Васенко О. Г. Система управління охороною вод у басейні Дніпра / О. Г. Весенко. – Х. : УкрНДІЕП, 1999. – 123 с.

286. Бистряков І. К. Системне визначення економічної оцінки природного багатства України / І. К. Бистряков, Д. В. Клиновий // Вісник Національної академії наук України. – 2015. – № 8. – С. 49–57.

287. Яцик А. В. Басейновий підхід до управління водними ресурсами – перший етап до їх інтегрованого управління / А. В. Яцик // І Всеукраїнський з'їзд екологів : міжнар. наук.-техн. конф., 4-7 жовт. 2006 р. : тези доп. // Секція 2: Моделювання і моніторинг довкілля. Геоінформаційні системи і технології. – Вінниця, 2006. – С. 58–110.

288. Закорчевна Н. Б. Концептуально-методологічні підходи до формування та організації державної системи управління водними ресурсами в Україні / Н. Б. Закорчевна // «АКВА Україна – 2005»: Зб. матеріалів наук.-практ. конф. III Міжнародного Водного Форуму (Київ, 4–7 жовтня 2005 р). – Київ, 2005. – 320 с.

289. Голян В. А. Інституціональне середовище водокористування: сучасний стан та механізми вдосконалення: монографія / В. А. Голян. – Луцьк: Твердиня, 2009. – 592 с.

290. Інституціональне забезпечення екологозбалансованого водокористування в сучасних умовах : монографія / М. А. Хвесик,

В. А. Голян, О. В. Яроцька, Н. В. Коржунова. – Донецьк : ТОВ «Юго-Восток, ЛТД», 2008. – 455 с.

291. Horwitz P., Finlayson, M., Weinstein, P. Healthy wetlands, healthy people. A review of wetlands and human health interactions. Ramsar Technical Report no. 6. Secretariat of the Ramsar Convention on Wetlands and the World Health Organization. Gland Switzerland [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.ramsar.org/pdf/lib/rtr6-health.pdf

292. N.L. Dickinson Canadian Heritage Rivers System Switzerland [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://www.internationalrivers. org/resources/canada-canadian-heritage-rivers-system-16826

293. H.J. Henriksen The butterflies of Scandinavia in nature, 2010 Skandinavisk Bogforlag [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717309191

294. J.R. KambatukuWhat Future For the World's Rivers? [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://www.internationalrivers.org/articles

295. G.J. Alaerts Rivers: A Challenge for Freshwater Ecology [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://academic.oup.com/ bioscience/article/64/3/229/224292

296. Jerald L. Schnoor. Water sustainability in a changing world / L. Jerald Schnoor. – 2010. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://nwriusa.org/ pdfs/2010 ClarkePrizeLecture.pdf.

297. Соколова В. І. Концептуальні питання формування регіональної політики адаптації промислових підприємств / В. І. Соколова // Економіка промисловості. – 2004. – № 4. – С. 39–42.

298. Духовний В. А. Управление орошением для борьбы с процессами опустынивания в бассейне Аральского моря / В. А. Духовний. – М. : Vita Color, 2005. – 422 с.

299. Стадник М. Є. Реформування системи управління водними ресурсами в Україні / М. Є. Стадник [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://essuir.sumdu.edu.ua/bitstream/123456789/11417/1/Stadnik.pdf.

300. Вострікова Н. В. Аналіз стану законодавчої бази щодо інтегрованого управління водними ресурсами в Україні // Електрон. наук. фах. вид. Харк. регіон. ін-ту держ. упр. Нац. акад. держ. упр. При Президентові України. – 2014. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www. kbuapa.kharkov.ua/e-book/db/2014–1/doc/2/09.pdf.

301. Водна стратегія України на період до 2025 року (наукові основи) / за ред. М. І. Ромащенка, М. А. Хвесика, Ю. О. Михайлова. – К., 2015. – 46 с.

302. Зацерковний В. І. Аналіз системи управління водогосподарським комплексом україни та пошук шляхів щодо її вдосконалення // В. І. Зацерковний, Л. В. Плічко / Наукоємні технології. – 2017. – №4. – С. 358–367.

303. Хвосик М. А. Формування моделі управління природними ресурсами в ринкових умовах господарювання: монографія / М. А. Хвесик. – К.: ДУІЕПСР НАН України, 2013. – 304 с.

304. Сташук В.А. Еколого-економічні основи басейнового управління водними ресурсами / за заг. ред. акад. П.І. Коваленко. Д.: Зоря, 2016. – 480 с.

305. Сташук В.А. Наукові засади раціонального використання водних ресурсів України за басейновим принципом: монографія / В. А. Сташук, В. Б. Мокін, В. В. Гребінь, О. В. Чунарьов. – Херсон : Грінь Д. С., 2014. – 320 с.

306. Ободовский А. Г. Управление трансграничным бассейном Днепра: суббассейн реки Припяти: монография / А. Г. Ободовский, А. П. Станкевича, С. А. Афанасьева. – К. : Кафедра, 2012. – 448 с.

307. Офіційний сайт Державної служби України з питань регуляторної політики та розвитку підприємництва [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.dkrp.gov.ua.

308. Головний правовий портал України «Лігазакон» [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http: //search.ligazakon.ua/l_nsf/link1/NT0 620.html.

309. Солоха М. Т. Напрями вдосконалення механізмів державного регулювання використання водно-ресурсного потенціалу України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://docs.google.com.

310. Перехід до басейнового принципу управління водними ресурсами в одеській області: проблеми і перспективи [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://old.niss.gov.ua/Monitor/januar2009/18.htm

311. Механізми забезпечення сталого розвитку водогосподарського комплексу України: дис. на здобуття наук. ступеня канд. еко-ном. наук: спец. 08.00.03 / Т. І. Добрянська – Львів, 2016. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.lnu.edu.ua/wp-content/uploads/2016/04/dis_dobrianska.pdf

312. Іванова Т. В. Державне управління сталим екологічним розвитком України та її регіонів у системі раціонального природокористування: теорія, методологія, перспективні напрями: монографія / Т. В. Іванова. – Донецьк : Юго-Восток, 2011. – 400 с.

313. Методические подходы к выб ору стратегии устойчивого развития территории / А. Г. Шапарь, С. З. Полищук, В. В. Антонов. – Д. : Сурма, 1996. – Том 2. – 170 с.

314. Антропогенные проблемы экологии: методическое пособие / А. И. Кораблева, А. Г. Шапарь, Л. В. Гербильский, С. З. Полищук – Д.: Промінь, 1997. – 142 с.

315. Трубецкой К. Н. Человек и природа: противоречия и пути их преодоления / К.Н. Трубецкой // Вестник Российской академии наук. – 2002. – Т. 72, № 5. – С. 405–409.

316. Збірник методичних рекомендацій щодо впровадження еколого-орієнтованих технологій / за ред. А. Г. Шапара. – Д. : Моноліт, 2015. – 240 с.

317. Трубецкой К. Н. Охрана окружающей среды при освоении земных недр / К. Н. Трубецкой // Вестник Российской академии наук. – 1998. – Т. 68, № 7. – С. 629–637.

318. Букварева Е. Н. Задача оптимизации взаимоотношения человека и живой природы и стратегии сохранения биоразнообразия / Е. Н. Букварева // Успехи современной биологии. – 1994. – Т. 114, Вып. 2. – С. 133–143.

319. Шапар А. Г. Ноосферні міркування щодо деяких шляхів відтворення біорізноманіття / А. Г. Шапар // Екологія і природокористування: збірник наукових праць Інституту проблем природокористування та екології НАН України. – 2008. – Вип. 11. – С. 6–10.

320. Шапар А. Г. Сучасні масштабні екологічні проблеми в контексті сталого розвитку / А. Г. Шапар // Екологія і природокористування: зб. наук. пр. Інституту проблем природокористування та екології НАН України. – 2009. – Вип. 12. – С. 6–9.

321. Остроумов С. А. Поиск подходов к решению проблемы глобальных изменений: элементы теории биотическо-экосистемного механизма регуляции и стабилизации параметров биосферы, геохимической и геологической среды / С. А. Остроумов // Вестник Московского университета. Серия 16: Биология. – 2015. – № 1. – С. 24–33.

322. Сташук В. А. Наукові засади управління водогосподарсько-меліоративним комплексом України : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня докт. техн. наук : спец. 06.01.02 «сільськогосподарські меліорації» / В. А. Сташук. – К., 2009. – 36 с.

323. Михеев А. В. Феномен сложной техноэкосистемы в свете концепции биологического разнообразия / А. В. Міхеев // Екологія і природокористування: Зб. наук. пр. Інституту проблем природокористування та екології НАН України. – 2015. – Вип. 19. – С. 61–70.

324. Павлов Д. С. Экологоцентрическая концепция природопользования / Д.С. Павлов // Вестник Российской академии наук. – 2018. – Т. 80, № 2. – С. 131–140.

325. Галченко Ю. П. Основы технического нормирования экологических факторов горного производства по условиям сохранения биологических систем / Ю.П. Галченко // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2011. – № 11. – С. 111–120.

326. Tolkil Jonch-Clausen. Integrated Water Resources Management (IWRM) and Water Efficiency Plans de 2005 “Why, What and How?” / Jonch-Clausen Tolkil // TEC Background Paper, Global Water Partnership, Stockholm, 2004. – № 10. – P. 134-140.

327. Державне управління: курс лекцій / за заг. ред. Д. І. Дзвінчука. – 2-е вид., переробл. і доповн. – Івано-Франківськ: Місто НВ, 2012. – 616 с.

328. Економіко-правове регулювання природокористування: монографія / М. А. Хвесик, Л. М. Горбач, Ю. П. Кулаковський. – К. : Кондор, 2004. – 524 с.

329. Інституціональне забезпечення екологозбалансованого водокористування в сучасних умовах : монографія / М. А. Хвесик, В. А. Голян, О. В. Яроцька, Н. В. Коржунова. – Донецьк: ТОВ «Юго-Восток, ЛТД», 2008. – 455 с.

330. Емельянов И. Г. Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем / И. Г. Емельянов. – К., 1999. – 168 с.

331. Маджд С. М. Удосконалення контролю техносфери сучасними біологічними методами / С. М. Маджд // Екологічна безпека та природокористування : зб. наук. праць. – К. : КНУБА, 2015. – Вип. 19. – С. 19–26.

332. Маджд С. М. Удосконалення екологічного контролю водойм навколо аеропортів / С. М. Маджд // Аеропорти – вікно в майбутнє: зб. наук. праць V Міжнар. наук.-практич. конф. – К.: НАУ, 2014. – С. 59–60.

333. Маджд С. М. Динаміка змін знаходження речовин та елементів техногенного походження у водах р. Ірпінь / С. М. Маджд, Я. І. Кулинич // Проблеми хіммотології: VI Міжнарод. наук.-техніч. конф., 19–23 червня 2017р. : тези доп. – Київ-Львівська обл., 2017. – С. 401–404.

334. Загальна екологія: навч. посібник / Г. М. Франчук, С. М. Маджд, М. М. Радомська, Є. О. Бовсуновський. – К.: НАУ, 2015. – 232 с.

335. Камінська Т. В. Особливості управління водними ресурсами за басейновим принципом / Т. В. Камінська // Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. – 2011. – №3(55) – С. 115–122.

336. Лесюк О. Про організацію структури водогосподарських організацій відповідно до басейнового принципу управління водними ресурсами [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://env-approx.org/ images/documents/201/Lysyuk.pdf

337. Бровдій В. М. Закони екології: навч. посібник / В. М. Бровдій, О. О. Гаці – К. : НАУ, 2007. – 380 с.

338. Рудько Г. І. Землелогія. Еколого ресурсна безпека Землі / Г. І. Рудько, О. М. Адаменко. – К.: Вид-во «Академпрес». – 2009. – 512 с.

339. Грицик В. Екологія довкілля. Охорона природи: навч. посібник / В. Грицик, Ю. Канарський, Я. Бедрій. – К.: Кондор, 2009. – 292 с.

340. Транспортна екологія: навч. посібник / О. І. Запорожець, С. В. Бойченко, О. Л. Матвєєва. – К.: «Центр учбової літератури», 2017. – 508 с.

341. Маджд С. М. Екологічна оцінка стану малих річок басейну річки Ірпінь за екосистемним принципом / С. М. Маджд, Я. І. Кулинич, Є. А. Гогунська // Вісник НАУ. – 2018. – №4. – С. 93–98.

342. Інтегроване управління водними ресурсами // Глобальне Водне Партнерство-Україна. – 2011. – № 4. – 40 с.

343. Маджд С. М. Екологічна оцінка якості поверхневих і ґрунтових вод у районі експлуатації та ремонту авіаційної техніки / С. М. Маджд, Г. М. Франчук, М. М. Тимошенко // Екологічна безпека та природокористування : зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору. – К., 2012. – Вип.9. – С. 116–122.

344. Корляков К. А. Основные положения теории пространственно-биотической емкости среды / К. А. Корляков // Вестник Совета молодых учёных и специалистов Челябинской области. 2013. – №1. С. 6–17.

345. Писанко Я. І. Екологічне прогнозування стану розвитку техногенно-зміненої гирлової ділянки річки Ірпінь / Я. І. Писанко // Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського. 2018. – № 4. – С. 109–114.

346. Алимов Л. Ф. Стабильность и устойчивость водных экосистем // Гидробиологический журнал. – 2017. – № 1. – С. 3–15.

347. Wang S. Analysis and regulation on water environmental carrying capacity / S. Wang, Y. Zhang, A. Zhao // China Water Resour. – 2001. – Vol. 11. – P. 9–12.

348. Liu Y. Assessment of Environmental Carrying Capacity Using Principal Component Analysis / Y. Liu // Journal of Geoscience and Environment Protection. – 2018. – №6. – P. 54–65.

349. Maksimenko O. Examining the efficiency of electrochemical purification of storm wastewater at machine-building enterprises / O. Maksimenko, H. Pancheva, S. Madzhd, Y. Pysanko // Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2018. – vol. 6/10. – P. 21–27.

350. Chapman E. The flexible application of carrying capacity in ecology / E. Chapman, J. Byron Carrie // Global Ecology and Conservation. – 2018. – Vol 13. – P. 1–12.

351. Качала С. В. Значення басейнового підходу в контексті гідроекологічного ризику / С. В. Качала // Збірник тез доповідей XX

Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 10-річчю створення екологічного факультету «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2017», м. Харків, 19–22 квітня 2017 року. – С. 107–108.

352. Данилов-Данильян В. И. Обоснование управления водными ресурсами / В. И. Данилов-Данильян. – М. : Наука, 2006. – 221 с.

353. Франчук Г. М. Удосконалення технології очищення стічних вод підприємств авіаційної галузі від нафтопродуктів / Г. М. Франчук, С. В. Бойченко, С. М. Маджд, О. О. Вовк // Наукоємні технології. – 2013. – №3. – С. 349–354.

354. Маджд С. М. Удосконалення технологічної схеми очищення зворотних вод авіапідприємств / С. М. Маджд // Проблеми водовідведення, водовідведення та гідравліки : наук.-техн. зб. – К. : КНУБА, 2013.– Вип. 22. – С.107–112.

355. Маджд С. М. Оцінка техногенного впливу авіапідприємств на стан водойм / С. М. Маджд // Екологічна безпека та природокористування: зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору. – К., 2014.– Вип.14. – С.101–106.

356. Франчук Г. М. Комплексна оцінка якості водних екосистем, забруднених скидами стічних вод аеропорту / Г. М. Франчук, С. М. Маджд, А. В. Бондарук // Наукоємні технології. – 2014. – №2. – С. 246–249.

357. Zeng Chen. An Integrated Approach for Assessing Aquatic Ecological Carrying Capacity: A Case Study of Wujin District in the Tai Lake Basin / Chen Zeng, Yaolin Liu, Yanfang Liu, Jiameng Hu, Xiaogang Bai, Xiaoyu Yang // ChinaInt J Environ Res Public Health. – 2011. – Vol. 8, Issue 1. – P. 264–280. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://doi:10.3390/ijerph8010264

358. Xu Ling. Study on Evaluation of Water Ecological Carrying Capacity // 2010 International Conference on Biology, Environment and Chemistry. Singapore, China. – 2011. – Vol. 1. – P. 458–462.

359. Гончарук В. В. Современное состояние и перспективы эколого-экономической безопасности шельфа в районе острова Змеиный / В. В. Гончарук, Г. А. Белявский, Ю. Н. Саталкин // Химия и технология воды. – 2010. – № 2. – С. 203–217.

360. Демиденко А. Принципи Acquis Communautaire як передумова покращення водного законодавства України / А. Демиденко, С. Шутяк, О. Дьяков. – Львів : АБТВ, 2014. – 79 с.

361. Олійник Я. Б. Основи екології: підручник / Олійник Я. Б., Шищенко П. Г., Гавриленко О. П. – К. : Либідь, 2012. – 558 с.

362. Маджд С. М. Досвід експлуатації гідрофітних споруд в Україні та світі / С. М. Маджд // Наукоємні технології. – 2016. – №2. – С. 228–231.

363. Маджд С. М. Роль вищих водних рослин у деструкції забруднювачів в біоінженерних гідрофітних спорудах / С. М. Маджд, А. О. Панченко, А. М. Бондар // Наукоємні технології. – 2017. – №1. – С. 89–93.

364. Ісаєнко В. М. Водоохоронні заходи для підвищення екологічної безпеки виробничих стічних вод промислових підприємств / В. М. Ісаєнко, С. М. Маджд, А. О. Панченко, А. М. Бондар // Наукоємні технології. – 2018. – №4. – С. 437–442.

365. Шевчук В. Я. Екологічне управління / В. Я. Шевчук, Ю. М. Сатанкін, Г. А. Білявський. – К. : Лебідь, 2004. – 430 с.

366. Стале управління водними ресурсами [Електронний ресурс]. – Режим доступу: https://menr.gov.ua/timeline/Ohorona-vod.html

367. Сташук В. А. Розвиток системи інтегрованого управління водними ресурсами України / В. А. Сташук // “АКВА Україна – 2005”: Зб.

Матеріалів наук.-практ. конф. III Міжнародного Водного Форуму (Київ, 4-7 жовтня 2005 р). – Київ, 2005. – 320 с.

368. Вострікова Н. В. Аналіз стану законодавчої бази щодо інтегрованого управління водними ресурсами в Україні/ Н. В.Вострікова [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.kbuapa.kharkov.ua/e-book/db/2014-1/doc/2/09.pdf.

369. Масенко О. Г. Водоохоронна діяльність при впровадженні басейнового принципу управління / О. Г. Масенко // «АКВА Україна – 2006» : Зб. матеріалів наук.-практ. конф. IV Міжнародного Водного Форуму (Київ, 19–21 вересня 2006 р). – Київ, 2006. – 512 с.

370. Корчемлюк М. В. Ключові елементи плану управління річковим басейном української частини ріки Прут / М. В. Корчемлюк, Б. Б. Савчук / Екологічні проблеми природокористування та охорона навколишнього середовища: Зб. наук. пр. II Всеукраїнської наук.-практ. конф. за міжнародною участю (Рівне, 21–23 жовтня 2015 р.) – 46 С.

371. Скороход І. С. Басейновий підхід до управління транскордонними водними ресурсами річки Західний Буг / І. С. Скороход, В. В. Олейник. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http:// esnuir.eenu. edu.ua/bitstream/123456789/3675/4/20.pdf.

372. Оценка состояния трансграничных вод в регионе ЕЭК ООН: оценка трансграничных рек, озер и подземных вод в Восточной и Северной Европе. Выводы второй оценки трансграничных рек, озер и подземных вод в регионе Европейской Экономической Комиссии // Европейская экономическая комиссия, Совещание Сторон Конвенции по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер. – 2011. – 36 с.

373. Кулько А. Інтегроване управління водними ресурсами міжнародних водотоків: проблеми та перспективи механізмів міжнародно-правової регламентації / А. Кулько. – 2013. [Електронний ресурс] – Режим

доступу:http://irbisnbuv.gov.ua/cgibin/irbis_nbuv/cgiirbis_64.exe?C21COM=2&I21DBN=UJRN&P21DBN=UJRN&IMAGE_FILE_DOWNLOAD=1&Image_file_name=P DF/Nzizvru_2013_4_22.pdf.

374. Хільчевський В. К. Основні засади управління якістю водних ресурсів та їхня охорона: навч. посібник / В. К. Хільчевський, М. Р. Забокрицька, Р. Л. Кравчинський, О. В. Чунарьов. – К. : ВПЦ «Київський університет», 2015. – 154 с.

375. Пат. на корисну модель UA №107555. Біоплато для очищення стічних вод та водойм від радіонуклідів / Міхєєв О.М., Маджд С.М., Лапань О.В., Овсяннікова Л.Г. Зареєстр. 29.12.2015, Бюл. №11 від 10.06.2016.

376. Пат. на корисну модель UA №117067. Комплексна біоінженерна система для очищення водойм / Маджд С.М., Кулинич Я.І., Міхєєв О.М., Лапань О.В. Зареєстр. 20.01.2017, Бюл. №11 від 12.06.2017.

377. Свідоцтво про реєстрацію авторських прав на твір № 67248. Сучасна методологія оцінки структурно-функціональних змін водних екосистем річок – в наслідок постійно діючого техногенного навантаження / Удод В.М., Міхєєв О.М., Маджд С.М., Кулинич Я.І. // Дата реєстрації Державної служби інтелектуальної власності України 15.08.2016 р.

378. ISO 4077–2001. Якість води. Визначення pH. – К. : Системи сертифікації УкрСЕПРО, 2001. – 84 с.

379. КНД 211.1.4.042–95. Гравіметричне визначення сухого залишку (розчинених речовин) в природних та стічних водах. – К., 1995. – 64 с.

380. ISO 6059–2003. Якість води. Визначення сумарного вмісту кальцію та магнію. Титрометричний метод. – К. : Системи сертифікації УкрСЕПРО, 2003. – 75 с.

381. КНД 211.1.4.021–95. Методика визначення хімічного споживання кисню (ХСК) в природних і стічних водах. – К., 1995. – 88 с.

382. КНД 211.1.4.024–95. Методика визначення біохімічного споживання кисню після n днів (БСК) в природних і стічних водах. – К., 1995. – 83 с.

383. КНД 211.1.4.030–95. Методика визначення азоту амонійного в природних та стічних водах. – К., 1995. – 78 с.

384. КНД 211.1.4.027–95. Методика фотометричного визначення нітратів з саліциловою кислотою у поверхневих та біологічно очищених водах. – К., 1995. – 76 с.

385. КНД 211.1.4.023–95. Методика фотометричного визначення нітрит-іонів з реактивом Гріса в поверхневих та очищених стічних водах. – К., 1995. – 84 с.

386. КНД 211.1.4.054-97. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних Daphnia magna Straus. – К., 1997. – 92 с.

387. Глухов О. З. Фітоіндикація металопресингу в антропогенно трансформованому середовищі / О. З. Глухов, А. І. Сафонов, Н. А. Хижняк – Донецьк : Норд-Пресс, 2006. – 358 с.

388. Руководство по методам исследования качества вод / УНИИВЭП. – Т. 2 – К. : Токсикология, 1995 – 183 с.

389. Трансграничный диагностический анализ бассейна реки Днепр / ПРООН – ГЭФ, Программа экологического оздоровления бассейна реки Днепр. – [Минск]: [б. и.], 2003. – 217 с.

390. Управление трансграничным бассейном Днепра: верхний Днепр. Экологическое состояние трансграничного участка Днепра (Украина – Беларусь) и интеркалибрация результатов гидробиологической оценки: (по материалам украинско-белорусской экспедиции на научно-исследовательском судне «Корвет»: монография / под ред. С. А. Афанасьева, Т. Н. Середы. – К.: Кафедра, 2015. – 116 с.

391. Linnik P. N. Impact of humic substances on the secondary pollution of an aquatic environment by heavy metals and some organic compounds caused by the bottom sediments / P. N. Linnik, T. A. Vasylchuk, V. P. Osypenko, A. V. Zubko // Polish Journal Chemistry. – 2008. – Vol. 82. – P. 411–418.

392. Маджд С. М., Франчук Г. М. Дослідження екологічного стану зони аеропорту в результаті забрудненості нафтопродуктами ґрунту та водних об'єктів. Вісник НАУ. – 2005. – № 4. – С. 141–143.

393. Гриб Й. В., Ситник Ю. М., Борбат М. О. Гідроекологія р. Ника: сучасний стан та виходи із екологічних ризиків. Рибогосподарська наука України. – 2010. – №2. – С. 79–88.

394. Еколого-токсикологічне дослідження рівнів забруднення води та донних відкладів р. Нивка в районі аеропорту «Київ» / І. М. Коновець, Л. М. Кіпніс, М. Т. Гончарова, та ін. Біоресурси та екологія водойм. – 2013. – №2. – С. 32–44.

395. Романенко О. В., Арсан О. М., Кіпніс Л. С., Ситник Ю. М. Екологічні проблеми київських водойм і прилеглих територій. К.: Наукова думка, 2015. 189 с.

396. Удод В.М. Вільдман І.Л., Жукова О.Г. Екологічний підхід в оцінці ефективності внутрішньоводоймених процесів водних систем річок Кальміус та Інгулець. Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського. – 2014. – №2 (85). – С. 161–165.

397. Kulynych Ya. Environmental assessment of the Irpin River. Build-master-class-2016: International scientific-practical conference of young scientists (Kyiv, 16−18 November 2016). K.: KNUCA, 2016. – p.164.

398. Маджд С.М. Розробка водоохоронних заходів для забезпечення екологічної безпеки підприємств з експлуатації та ремонту авіаційної техніки / С.М. Маджд // Природокористування і сталий розвиток: економіка,

екологія, управління: зб. наук. праць Міжнар. наук.-практич. конф. – Ірпінь: Національний університет ДПС України, 2014. – С. 300–302.

399. Ясенчук Т.О. Оцінка антропогенного навантаження на басейн р. Ірпінь у сучасних умовах землекористування / Т.О. Ясенчук. // Меліорація і водне господарство. – 2011. – №9, – С. 160-168.

400. Ладика М.М. Системний підхід при оцінці екологічного стану водозборів малих і середніх річок (на прикладі басейну р. Ірпінь) / М.М. Ладика, О.В. Корх // Перспективные инновации в науке, образовании, производстве и транспорте. – 2014. – № 1. – С. 101–107.

401. Гриб Й.В. О периодичности характеристик в єкологической классификации качества поверхностніх вод / Й.В. Гриб // Гидробиологический журн. – 2003. – № 3. – С. 38-43.

402. Атомно-абсорбционное определение тяжелых металлов / Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. – Л. : Гидрометеоиздат, 1999. – 274 с.

403. ГОСТ 2874–73. Вода питьевая. Контроль за качеством. – М. : Изд-во стандартов, 1973. – 61 с.

404. Аладьев В.З. Курс общей теории статистики / В.З. Аладьев, В.Н. Харитонов. — М.: Fultrus Book, 2006. — 250 с.

405. Сусідко М. М. Оцінювання характерних рівнів води з урахуванням умов переміщення водних мас на річковій ділянці / М. М. Сусідко, О. І. Лук'янець // Науковий збірник КНУ. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2003. – № 5. – С. 72–78.

406. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. − К.: Ніка-Центр, 2001. – 262 с.

407. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк. − К. : Символ-Т, 1998. – 22 с.

408. Лисиченко Т.В., Хміль Т.В., Барбашев С.А. Методологія оцінювання екологічних ризиків. – Одеса : Астропринт, – 2011. – 268 с.

409. Славінська О. С. Дослідження деформації річок, як неоднорідних потоків, на ділянках мостових переходів / О.С. Славінська // Збірник наукових праць НТУ. – 2010. – №2. – С. 186–191.

410. Васюков А. Е. Химические аспекты экологической безопасности поверхностных водных объектов: монография / А.Е. Васюков. – Х. : Институт монокристаллов, 2007. – 256 с.

411. Лаврик В.І. Методи математичного моделювання в екології / А. Е. Васюкова. – К. : «КМ і Академія», 2002. – 203 с.

412. Сніжко С.І. Теорія і методи аналізу регіональних гідрохімічних систем / С. І. Сніжко. К.: Ніка-Центр. – 2006. – 284 с.

413. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. К.: Ніка-Центр, 2001. – 264 с.

414. EPA. 1998. "Method 6020A (SW-846): Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry," Revision 1 [Електронний ресурс] – Режим доступу: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-6020a.pdf

415. Ayyub B. M. Risk Analysis in Engineering and Economics / B. M. Ayyub // Boca Raton: Chapman & Hall. – 2003. № 3. – P. 152–175.

416. Заграй Я. М.Статистичний аналіз в екології: навч. посіб. / Я. М. Заграй, О. А. Котовенко. – К.: КНУБА, 2001. – 132 с.

417. Афанасьев С.А., Гродзинский М.Д. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты. – К : Ніка-Центр. – 2004. – 59 с.

418. Крот Ю.Г. Высшие растения в биотехнологии очистки поверхностных и сточных вод // Гидробиол. журн. – 2006. – 42, №1. – С. 47–61.

419. Міхєєв О.М. Новий спосіб конструювання плаваючих біоплато для фітодезактивації стічних вод підприємств цивільної авіації / О.М. Міхєєв,

С.М. Маджд, О.В. Лапань // Східно-Європейський Науковий Журнал – Польща: – Варшава, 2016. – № 5(9). – P. 135–142.

420. Міхєєв О.М. Розроблення нового методу ризофільтраційного очищення стічних вод від Cr (VI) / О.М. Міхєєв, О.В. Лапань, С.М. Маджд // Хімія і технологія води. – 2018. – №3 – С. 309–314.

421. Михеев А.Н. Новый способ конструирования биоплато для очистки водоемов от радионуклидов / А.Н. Михеев, О.В. Лапань, С.М. Маджд, С.А. Пчеловская // Современные тенденции развития науки и технологий – Белгород : БГТУ. – 2015. – №8. – С. 107-113.

422. Міхєєв О.М. Новий метод конструювання біоплато для цілей ризофільтрації / О.М. Міхєєв, О.В. Лапань, С.М. Маджд // Вода: проблеми та шляхи вирішення : Всеукр. наук.-практ. конф., 6-8 липня 2016 р. : тези доп. – Рівне, ЖДУ ім. І. Франка, 2016. – С. 154–158.

423. Міхєєв О.М. Використання нового типу біоплато для очищення водних об’єктів від радіонуклідного та хімічного забруднення / О.М. Міхєєв, О.В. Лапань, Л.Г. Овсяннікова, С.М. Маджд // XXIV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН: Всеукр. наук. конф., 10-13 квітня 2017р.: тези доп. – Київ: Ін-т ядерних дослідж., 2017. – С. 240-241.

424. Міхєєв О.М. Використання гідрофітної системи типу біоплато для відновлення якості забруднених важкими металами і радіонуклідами вод / О.М. Міхєєв, О.В. Лапань, С.М. Маджд //«Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення»: XIV Міжнарод. наук.-практич. конф., 2-6 червня 2017 р.: тези доп. – Миколаїв-Очаків, 2018. – С. 54-55.

ДОДАТКИ

Додаток А

Монографії

1. Міхєєв О.М. Використання гідрофітних систем для відновлення якості забруднених вод: монографія / О.М. Міхєєв, С.М. Маджд, О.В. Лапань, Я.І. Кулинич. – К.: Центр учбової літератури, 2018. – 171 с.

2. Маджд С.М. Концепція особливостей структурно-функціональних змін розвитку антропогенно трансформованих водних систем: монографія / С.М. Маджд. – К.: «Центр учбової літератури», 2019. – 260 с.

Статті у закордонних наукових виданнях

3. Міхєєв О.М. Новий спосіб конструювання плаваючих біоплато для фітодезактивації стічних вод підприємств цивільної авіації / О.М. Міхєєв, С.М. Маджд, О.В. Лапань // Східно-Європейський Науковий Журнал – Польща: – Варшава, 2016. – № 5(9). – Р. 135–142.

4. Міхєєв О.М. Збільшення буферності природних підсистем з метою мінімізації антропогенного навантаження на гідроекосистеми / О.М. Міхєєв, В.М. Удод, С.М. Маджд, О.В. Лапань, Я.А. Кулініч // Східно-Європейський Науковий Журнал – Польща: – Варшава, 2016. – № 9 (13). – Р. 10–13.

5. Pysanko Y. Assessment of the ecological status of small rivers in urban areas. / Y. Pysanko, S. Madzhd // USEFUL online journal. Discipline: Environmental & Geological – 2018. – Vol. 2, Issue 4, 2018 p. 1-7.

Статті у наукових фахових виданнях України

6. Маджд С.М. Екологічна оцінка якості поверхневих і ґрунтових вод, в районі експлуатації та ремонту авіаційної техніки / С.М. Маджд, Г.М. Франчук, М.М. Тимошенко // Екологічна безпека та природокористування : зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору. – К., 2012.– Вип. 9. – С. 116–122.

7. Маджд С.М. Удосконалення технологічної схеми очищення зворотних вод авіапідприємств / С.М. Маджд // Проблеми водовідведення, водовідведення та гідравліки : наук.-техн. зб. – К.: КНУБА, 2013.– Вип.22. – С.107–112.

8. Франчук Г.М. Удосконалення технології очищення стічних вод підприємств авіаційної галузі від нафтопродуктів / Г.М. Франчук, С.В. Бойченко, С.М. Маджд, О.О. Вовк, А.В. Яковлєва // Наукоємні технології. – 2013. – №3. – С. 349–354.

9. Маджд С.М. Оцінка техногенного впливу авіапідприємств на стан водойм / С.М. Маджд // Екологічна безпека та природокористування: зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору. – К., 2014.– Вип.14. – С.101–106.

10. Франчук Г.М. Комплексна оцінка якості водних екосистем, забруднених скидами стічних вод аеропорту / Г.М. Франчук, С.М. Маджд, А.В. Бондарук // Наукоємні технології. – 2014. – №2. – С. 246–249.

11. Маджд С.М. Удосконалення контролю техносфери сучасними біологічними методами / С.М. Маджд // Екологічна безпека та природокористування : зб. наук. праць. – К. : КНУБА, 2015. – Вип. 19. – С. 19–26.

12. Маджд С.М. Досвід експлуатації гідрофітних споруд в Україні та світі / С.М. Маджд // Наукоємні технології. – 2016. – №2. – С. 228–231.

13. Маджд С.М. Визначення потенційної небезпеки донних відкладів гідроекосистем з інтенсивним техногенним навантаженням/ С.М. Маджд, А.С. Александрова, // Наукоємні технології. – 2016. – №3. – С. 331–334.

14. Маджд С.М. Механізми дезактивації забруднюючих речовин в гідробіотехнологічних системах / С.М. Маджд // Проблеми водовідведення, водовідведення та гідравліки : наук.-техн. зб. – К.: КНУБА, 2016.– Вип. 27. – С. 221–226.

15. Маджд С.М. Роль вищих водних рослин у деструкції забруднювачів в біоінженерних гідрофітних спорудах / С.М. Маджд, А.О. Панченко, А.М. Бондар // Наукоємні технології. – 2017. – №1. – С. 89–93.

16. Удод В.М. Дослідження причин та наслідків трансформації техногенно змінених водних систем / В.М. Удод, С.М. Маджд, Я.І. Кулинич // Техногенна безпека. – 2017. – Т. 289. Вип. 277. – С. 10–16.

17. Ісаєнко В.М. Водоохоронні заходи для підвищення екологічної безпеки виробничих стічних вод промислових підприємств / В.М. Ісаєнко, С.М. Маджд, А.О. Панченко, А.М. Бондар // Наукоємні технології. – 2018. – №4. – С. 437–442.

Статті Scopus

18. Міхєєв О.М. Адаптація гідрофітної системи для очистки стічних вод підприємств цивільної авіації / О.М. Міхєєв, С.М. Маджд, О.І. Семенова, Т.І. Дмитруха // Хімія і технологія води. – 2015. – №3. – С. 574–581.

19. Міхєєв О.М. Экспериментальные основы нового метода ризофильтрационной очистки водных экосистем от ^{137}Cs / О.М. Міхєєв, С.М. Маджд О.В. Лапань // Хімія і технологія води. – 2017. – №4 – С.439–446.

20. Міхєєв О.М. Розроблення нового методу ризофільтраційного очищення стічних вод від Cr (VI) / О.М. Міхєєв, О.В. Лапань, С.М. Маджд // Хімія і технологія води. – 2018. – №3 – С. 309–314.

21. Maksimenko O., Pancheva H., Madzhd S., Pysanko Y. et. al. Examining the efficiency of electrochemical purification of storm wastewater at machine-building enterprises. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies. – 2018. – vol. 6/10. no. 96. pp. 21–27.

22. Ісаєнко В.М. Розробка методики визначення основного параметру функціонування гідроекосистем – екологічної ємності / В.М. Ісаєнко, С.М. Маджд, Я.І. Писанко, К.Д. Ніколаєв, Є.О. Бовсуновський, Л.М. Черняк // Східно-Європейський журнал. – 2019. – №1/10 (97) – С. 21–28.

Статті у виданнях, які індексуються міжнародними науко-метричними базами даних

23. Madzhd S. Improvement of environmental safety lever of surface and ground water at the airport area / S. Madzhd // Вісн. НАУ. – 2016. – № 3 (62). – С. 80–84.

24. Madzhd S. Ecological assessment of the human-transformed systems of the Irpin river / S.M. Madzhd, Ya. I. Kulynych, A. A. Iavniuk // Вісн. НАУ. – 2017. – №2. – С. 93–98.

25. Удод В.М. Регіональні особливості структурно-функціональної організації розвитку техногенно змінених водних екосистем/ В.М. Удод, С.М. Маджд, Я.І. Кулинич // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2017. – №3 (104). – С. 93–99.

26. Маджд С.М. Наукова методологія оцінювання екологонебезпечних ризиків функціонування техногенно-змінених водних систем / С.М. Маджд, Я.І. Кулинич // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2017. – №4 (105). – С. 88–95.

27. Маджд С.М. Дослідження техногенно-зумовлених водних екосистем в зоні впливу авіапідприємств / С.М. Маджд, Я.І. Писанко // Вісн. НАУ. – 2018. – №3. – С. 78-86.

28. Маджд С.М. Загальні екологічні особливості структурно-функціональних закономірностей розвитку техноприродних систем гирлової ділянки р. Ірпінь / С.М. Маджд // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2018. – №5 (112). – С. 110–114.

29. Маджд С.М. Екологічна оцінка стану малих річок басейну річки Ірпінь за екосистемним принципом / С.М. Маджд, Я.І. Кулинич, Гогунська Є.А. // Вісн. НАУ. – 2018. – №4. – С. 81–87.

30. Ісаєнко В.М. Теоретична концепція формування еколого-небезпечних ризиків в процесі розвитку техноприродних водних екосистем /

В.М. Ісаєнко, С.М. Маджд // Вісник Кременчуцького національного університету. – 2019. – №1 (114). – – С. 121–127.

Патенти

31. Пат. на корисну модель UA №107555. Біоплато для очищення стічних вод та водойм від радіонуклідів / Міхєєв О.М., Маджд С.М., Лапань О.В., Овсяннікова Л.Г. Зареєстр. 29.12.2015, Бюл. №11 від 10.06.2016.

32. Пат. на корисну модель UA №117067. Комплексна біоінженерна система для очищення водойм / Маджд С.М., Кулинич Я.І., Міхєєв О.М., Лапань О.В. Зареєстр. 20.01.2017, Бюл. №11 від 12.06.2017.

Свідоцтво про реєстрацію авторських прав

33. Свідоцтво про реєстрацію авторських прав на твір № 67248. Сучасна методологія оцінки структурно-функціональних змін водних екосистем річок – в наслідок постійно діючого техногенного навантаження / Удод В.М., Міхєєв О.М., Маджд С.М., Кулинич Я.І. // Дата реєстрації Державної служби інтелектуальної власності України 15.08.2016 р.

Матеріали і тези доповідей

34. Маджд С.М. Розробка водоохоронних заходів для забезпечення екологічної безпеки підприємств з експлуатації та ремонту авіаційної техніки / С.М. Маджд // Природокористування і сталий розвиток: економіка, екологія, управління: зб. наук. праць Міжнар. наук.-практич. конф. – Ірпінь: Національний університет ДПС України, 2014. – С. 300–302.

35. Маджд С.М. Удосконалення екологічного контролю водойм навколо аеропортів / С.М. Маджд // Аеропорти – вікно в майбутнє: зб. наук. праць V Міжнар. наук.-практич. конф. – К.: НАУ, 2014. – С. 59–60.

36. Михеев А.Н. Новый способ конструирования биоплато для очистки водоемов от радионуклидов / А.Н. Михеев, О.В. Лапань, С.М. Маджд, С.А. Пчеловская // Современные тенденции развития науки и технологий – Белгород : БГТУ. – 2015. – №8. – С. 107-113.

37. Маджд С.М. Обґрунтування адаптаційних можливостей макрофітів для ефективного функціонування гідрофітних систем / С.М. Маджд // Екологія і природокористування в системі оптимізації відносин природи і суспільства: ІІІ Міжнар. наук.-практич. конф., 24-25 березня 2016 р. : тези доп. – Тернопіль: Крок, 2016. – С. 50–51.

38. Михеев А.Н. Разработка технологи деконтаминации водных объектов от радионуклидов и химического загрязнения / А.Н. Михеев, Л.Г. Овсянникова, С.М. Маджд, О.В. Лапань // Біотехнологія ХХІ : Всеукр. наук.-практ. конф., 22 квітня 2016 р. : тези доп. – К., НТУУ «КПІ», 2016. – С. 155.

39. Маджд С.М. Встановлення ролі гідрофітних систем у відновленні якості стічних вод підприємств авіаційної галузі / С.М. Маджд, А.О. Панченко // Екологічна безпека держави: Х Всеукр. наук.-практ. конф., 21 квітня 2016 р. : тези доп. – К., 2016. – С. 23–24.

40. Міхєєв О.М. Новий метод конструювання біоплато для цілей ризофільтрації / О.М. Міхєєв, О.В. Лапань, С.М. Маджд // Вода: проблеми та шляхи вирішення : Всеукр. наук.-практ. конф., 6-8 липня 2016 р. : тези доп. – Рівне, ЖДУ ім. І. Франка, 2016. – С. 154–158.

41. Маджд С.М. Оцінка біотичного потенціалу водних екосистем в зоні впливу авіаційних підприємств / С.М. Маджд, А. С. Александрова, А.О. Панченко // Авіація в ХХІ столітті : VII Всесвіт. конгрес, 19-21 вересня 2016 р. : тези доп. – К., 2016. – С. 5.4.73–5.4.76.

42. Маджд С.М. Критичний аналіз проблем поточної експлуатації очисних споруд підприємств цивільної авіації / С.М. Маджд // Актуальні проблеми енергетики та екології: XVI Всеукр. наук.-практ. конф., 5-8 жовтня 2016 р. : тези доп. – Одеса, ОНАХТ, 2016. – С. 141–142.

43. Маджд С.М. Механізми дезактивації забруднюючих речовин в гідробіотехнологічних системах / С.М. Маджд // Водокористування: технології, споруди, менеджмент: ІІІ Міжнарод. наук.-практ. конф., 7-9 грудня 2016 р. : тези доп. – К., КНУБА, 2016. – С. 16.

44. Маджд С.М. Проблеми захисту малих річок з високим рівнем техногенного навантаження / С.М. Маджд // Екогеофорум-2017. Актуальні проблеми та інновації: Міжнар. наук.-практич. конф., 22–25 березня 2017р.: тези доп. – Івано-Франківськ: Національний технічний університет нафти і газу, 2017. – С. 38.

45. Міхєєв О.М. Використання нового типу біоплато для очищення водних об'єктів від радіонуклідного та хімічного забруднення / О.М. Міхєєв, О.В. Лапань, Л.Г. Овсяннікова, С.М. Маджд // XXIV щорічна наукова конференція Інституту ядерних досліджень НАН: Всеукр. наук. конф., 10-13 квітня 2017р.: тези доп. – Київ: Ін-т ядерних дослідж., 2017. – С. 240-241.

46. Mikhieiev O.M. Water bodies treatment from radionuclides and chemical pollution // O.M., Mikhieiev, O.V. Lapan, L.H. Ovsiannikova, S.M. Madzhd // Шевченківська весна: XV Міжнар. наук. конф., 21 квітня 2017 р.: тези доп. – Київ: ПАЛИВОДА А.В., 2017. – С. 12-13.

47. Маджд С.М. Підвищення буферності водних систем з інтенсивним навантаженням авіаційних підприємств / С.М. Маджд // АВІА-2017: XIII Міжнар. наук.-техніч. конф., 19-21 квітня 2017 р.: тези доп. – Київ: НАУ, 2017. – С. 28.14-28.16.

48. Маджд С.М. Механізм біотичної самореуляції техногенно змінених водних систем / С.М. Маджд, Я.І. Кулинич // Середовище оточуюче людину: природне, техногенне, соціальне: V Міжнар. наук.-практич. конф., 26-28 квітня 2017 р.: тези доп. – Бердянськ: Бердянський інженерно-технологічний університет, 2017. – С. 218–221.

49. Маджд С.М. Природоохоронні заходи попередження якісного виснаження водних ресурсів / С.М. Маджд // Збалансоване природокористування: традиції, перспективи і інновації: I Міжнар. наук.-практич. конф., 18-19 травня 2017р.: тези доп. – Київ: Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України, 2017. – С. 95–97.

50. Маджд С.М. Динаміка змін знаходження речовин та елементів техногенного походження у водах р. Ірпінь / С.М. Маджд, Я.І. Кулинич // Проблеми хіммотології: VI Міжнарод. наук.-техніч. конф., 19-23 червня 2017 р. : тези доп. – Київ-Львівська обл., 2017. – С. 401–404.

51. Isaienko V. The prevention of water resources quality depletion in the cotext of sustainable development / V. Isaienko, K. Nikolaev, S. Madzhd // International Symposium on Sustainable Aviation 2017 ISSA: Sares Aviation Week 2017, 10-13 September 2017. – Kiev, Ukraine, 2017. – P. 66.

52. Маджд С.М. Роль гідробіотехнологічних систем у підвищенні ступеня очищення зворотніх вод / С.М. Маджд // VI Всеукр. з'їзд екологів з міжнарод. участю, 20-22 вересня 2017 р. : тези доп. – Вінниця, 2017. – С. 68.

53. Маджд С.М. Механізми підвищення рівня екологічної безпеки гідроекосистем зони впливу авіаційних підприємств / С.М. Маджд, А.О. Панченко, Д.Д. Кальницька, А.М. Бондар // Проблеми екологічної безпеки: XV Міжнарод. наук.-техніч. конф., 11-13 жовтня 2017 р. : тези доп. – Кременчук, 2017. – С. 47.

54. Кулинич Я.І. Оцінка екологічної ємності природних водойм в умовах надмірного антропогенного навантаження / Я.І. Кулинич, С.М. Маджд // Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти: V Міжнарод. наук.-практич. конф., 26-27 жовтня 2017 р.: тези доп. – Київ, 2017. – С. 147-149.

55. Маджд С.М. Технології в очищенні стічних вод авіапідприємств у природних умовах / С.М. Маджд // «Еко Форум-2018»: II спеціалізов. Міжнар. еко. форум, 30 травня – 01 червня 2018 р.: тези доп. – Запоріжжя: ВЦ «Козак Палац», 2018. – С. 33–35.

56. Міхєєв О.М. Використання гідрофітної системи типу біоплато для відновлення якості забруднених важкими металами і радіонуклідами вод / О.М. Міхєєв, О.В. Лапань, С.М. Маджд //«Радіаційна і техногенно-екологічна безпека людини та довкілля: стан, шляхи і заходи покращення»: XIV

Міжнарод. наук.-практич. конф., 2-6 червня 2017 р.: тези доп. – Миколаїв-Очаків, 2018. – С. 54-55.

57. Маджд С.М. Структурно-функціональні зміни розвитку водних системи в умовах техногенної трансформації / С.М. Маджд // «Екологічна безпека як основа сталого розвитку суспільства. Європейський досвід і перспективи» : XIV Міжнарод. наук.-практич. конф., 14 вересня 2018р.: тези доп. – Львів, 2018. – С. 203.

58. Madzhd S. The conditions and factors for the formation of environmentally dangerous internal processes in water in technogenically loaded territories. / S. Madzhd // VIII International Symposium on Sustainable Aviation 2018, 10-12 October, 2018. – Kiev, Ukraine, 2018. – P. 7.75-7.79.

59. Маджд С.М. Матеріальна кумуляція донних відкладів басейнів рік техногенно трансформованих районів / С.М. Маджд // «Техногенно-екологічна безпека України: стан та перспективи розвитку» : VIII Всеукр. наук.-практич. Інтернет конф., 12-20 листопада 2018 р.: тези доп. – Ірпінь, 2018. – С. 252-256.

60. Маджд С.М. Природоохоронні заходи відновлення якості техногенно трансформованих водних систем / С.М. Маджд // Збалансоване природокористування: традиції, перспективи і інновації: II Міжнар. наук.-практич. конф., 21 грудня 2018 р.: тези доп. – Київ: Інститут агроекології і природокористування Національної академії аграрних наук України, 2018. – С. 45–47.

Додаток Б

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
Ректор Національного
авіаційного університету
_____ В.М. Ісаєнко
«16» _____ 2019 р.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
Голова Солом'янської районної
в м. Києві державної адміністрації
_____ І.М. Довбань
«___» _____ 2019 р.

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ

Ми, що нижче підписалися представники Національного авіаційного університету (НАУ), *м. Київ, проспект Комарова, 1, ректор НАУ, д.б.н., професор Ісаєнко В.М., д.т.н., завідувач кафедри екології НАУ, Фролов В.Ф., к.т.н., доцент Маджд С.М., к.т.н., доцент Черняк Л.М.* та представники Солом'янської районної в м. Києві державної адміністрації, м. Київ, Повітрофлотський проспект, 41 в особі керівника, Довбаня І.М. склали цей акт про те, що результати дисертаційної роботи Маджд С.М. за темою «Розвиток наукових основ басейнового принципу управління екологічною безпекою техногенно трансформованих поверхневих водних об'єктів» у вигляді «Пілотного проекту штучної біоінженерної системи» впроваджені у виробництво (експлуатацію) для вирішення окремих виробничих завдань з боку підвищення економічності та екологічності роботи автотранспортного парку аеропорту.

Назва упровадженого результату	Досягнутий фактичний результат	
	Соціальний, технічний, організаційний та інші.	Економічний (грн. за рік)
Пілотний проект штучної біоінженерної системи	Відновлення якісних характеристик вод р. Нивка до нормативних показників та відновленню властивостей річки, як об'єкту рекреаційного призначення.	Не розраховувався

Від НАУ

Голова комісії: _____ В.М. Ісаєнко

Члени комісії: _____ В.Ф. Фролов
_____ С.М. Маджд
_____ Л.М. Черняк

Від Солом'янської районної в м. Києві державної адміністрації

Голова комісії: _____

Члени комісії: _____

Додаток В

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
Ректор
Національного авіаційного університету
_____ В.М. Ісаєнко
«___» _____ 2019 р.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
Директор
ТОВ Науково-інженерний центр "Потенціал–4"
_____ С.О. Подзерей
«___» _____ 2019 р.

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ
результатів науково-дослідницької роботи

Ми, що нижче підписалися,
представники Національного авіаційного університету завідувач кафедри екології, д.т.н., професор Фролов В.Ф., доцент кафедри екології, доцент, к.т.н Маджд С.М., здобувача Писанко Я.І. з однієї сторони,
та представники Товариства з обмеженою відповідальністю Науково-інженерний центр "Потенціал–4", м. Київ, вул. Автозаводська, 2, оф. 1.1,
(повна назва підприємства, організації, адреса)
в особі директора Подзерей С.О., інженера з охорони навколишнього середовища к.т.н. Діренко Г.О.
(посада, прізвище та ініціали)
склали цей акт про те, що результати наукової тематики "Застосування методики інтегральних систем індикаторів для оцінки стану техно-природних гідроекосистем" (державний реєстраційний номер 0118U004286, 2018–2019 рр.) у вигляді "Комплексної біоінженерної системи для очищення водойм" застосовані у науково-дослідній роботі ТОВ НІЦ "Потенціал–4" та впроваджені у проектну документацію для контролю та покращення екологічного стану малих річок.

Назва упровадженого результату	Документи, які свідчать про новизну і практичну цінність наукової розробки	Досягнутий фактичний результат	
		Соціальний, технічний, організаційний та інш.	Економічний (грн. за рік)
«Комплексна біоінженерна система для очищення водойм»	Комплексна біоінженерна система для очищення водойм: Пат. 117067 UA, МПК CO2F 3/32 (2006.01), E02B 15/00 (2006.01), № u 201700555; заяв. 20.01.2017; опубл. 12.06.2017, Бюл. № 11, 2017 р.	Створено науково-методологічні основи, щодо розробки комплексної біоінженерної системи. Система забезпечує покращення екологічного стану малих та середніх річок за такими показниками: зниження концентрацій нафтопродуктів та деяких сполук важких металів на 50%; зниження значення показників ХСК та $БСК_5$ на 20%, приведення значення загального органічного вуглецю до нормативних вимог.	Не розраховувався

Від Національного авіаційного університету
_____ В.Ф. Фролов
_____ С.М. Маджд
_____ Я.І. Писанко

Від ТОВ НІЦ "Потенціал–4":
_____ С.О. Подзерей
_____ Г.О. Діренко

Додаток Г

SCIENTIFIC-INDUSTRIAL ASSOCIATION "ETNA"

Dzerzhinskogo st. 97a
Zaporozhye, 69095, UKRAINE

ph/fax: (+380612) 138648
E-mail: etna@etna.zp.ua

НАУЧНО-ПРОИЗВОДСТВЕННОЕ ОБЪЕДИНЕНИЕ "ЭТНА"

Украина , 69095 , г.Запорожье,
ул. Дзержинского 97а
р/с 26008202749001
в ЗРУ КБ"Приватбанк"
МФО 313399, ОКПО 24511828
Тел/факс (0612) 13-86-48
E-mail: etna@etna.zp.ua

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
Ректор
Національного авіаційного університету
_____ В.М. Ісаєнко
«17» _____ 2019 р.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
Технічний директор
ТОВ "Науково-виробниче об'єднання
«ЕТНА»
_____ В.В. Осадчий
«16» _____ 2019 р.

АКТ ВПРОВАДЖЕННЯ
результатів науково-дослідницької роботи

Ми, що нижче підписалися, представники Національного авіаційного університету науковий керівник Маджд С.М., відповідальний виконавець Писанко Я.І. з однієї сторони,
(посада(науковий керівник, відповідальний виконавець, П.І.Б.)

та ТОВ "Науково-виробниче об'єднання "ЕТНА" 69035, м. Запоріжжя, вул. 40 років Радянської України, 63а, к. 14
(повна назва підприємства, організації, адреса)

в особі технічного директора, к.т.н., доцента Осадчого В.В.
(посада, прізвище та ініціали)

склали цей акт про те, що результати науково-дослідної роботи «Особливості структурно-функціональної організації техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки річки Ірпінь» у вигляді «Комплексної біоінженерної системи для очищення водойм» впроваджені у проектну документацію та при розробці очисних споруд промислових підприємств.

Назва упровадженого результату	Досягнутий фактичний результат	
	Соціальний, технічний, організаційний та інш.	Економічний (грн. за рік)
«Комплексна біоінженерна система для очищення водойм» патент № 117067	Модернізація технологічної схеми очисних споруд та підвищення ефективності очищення стічних вод промислових підприємств	розрахунковий

Від Національного авіаційного університету
_____ С.М. Маджд
_____ Я.І. Писанко

Від ТОВ НВО «Етна»:
_____ В.В. Осадчий

Додаток Д

Акт упровадження виконаної науково-дослідної та дослідно-конструкторської роботи у навчальний процес Національного авіаційного університету

«УЗГОДЖЕНО»
Проректор з навчальної роботи
_____ А. Г. Гудманян
«13» лютого 2018 р.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
Ректор НАУ
_____ В. М. Ісаєнко
«13» лютого 2018 р.

АКТ

упровадження виконаної науково-дослідної та дослідно-конструкторської роботи у навчальний процес Національного авіаційного університету

Ми, що нижче підписалися, директор Навчально-наукового інституту екологічної безпеки, доктор техн. наук, професор Бойченко С.В., доктор. техн. наук, професор, завідувач кафедри екології Фролов В.Ф., доцент кафедри екології, канд. техн. наук, доцент Маджд С.М. склали цей акт про те, що результати дисертаційного дослідження аспіранта кафедри екології Писанко Я.І. під назвою "Особливості структурно функціональної організації техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки річки Ірпінь" у вигляді лабораторної роботи "Розрахунок комплексних показників забруднення поверхневих вод стічними водами промислового підприємства" з дисципліни "Загальна екологія та неоекологія", використовується у навчальному процесі Національного авіаційного університеті на кафедрі екології.

Назва результату НДР, що упроваджується	**Форма упровадження** (монографія, підручник, навчальний посібник, конспект лекцій, методична розробка, лабораторний практикум, програма курсу, постановка лабораторної роботи, програма, продовження розробки у курсовій, дипломній роботі та ін.)	**Ефект від упровадження**
Лабораторна робота "Розрахунок комплексних показників забруднення поверхневих вод стічними водами промислового підприємства"	Постановка лабораторної роботи використовується під час викладання навчальної дисципліни «Загальна екологія та неоекологія», для студентів спеціальності 101 «Екологія»	Постановка нової лабораторної роботи формує у студентів навички застосування сучасних методик. Лабораторна є інструментом підвищення рівня підготовки фахівців з 75% до 95%.

Директор ННІЕБ — С. В. Бойченко
Завідувач кафедри екології ННІЕБ — В. Ф. Фролов
Доцент кафедри екології ННІЕБ — С. М. Маджд
Аспірант кафедри екології ННІЕБ — Я. І. Писанко

Додаток Е

Акт упровадження результатів дисертаційної роботи у навчальному процесі Національного авівційного університету

«УЗГОДЖЕНО»
Проректор з навчальної роботи
_____ А. Г. Гудманян
«14» листопада 2018 р.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
Ректор НАУ
_____ В. М. Ісаєнко
«17» листопада 2018 р.

А К Т
упровадження результатів дисертаційної роботи у навчальний процес Національного авіаційного університету

Ми, що нижче підписалися, проректор з міжнародного співробітництва і освіти директор доктор техн. наук, професор Запорожець О. І., директор Навчально-наукового інституту Екологічної безпеки, науковий керівник УкрНДНЦ хіммотології та сертифікації ПММ і ТР, доктор техн. наук, професор Бойченко С. В., завідувач кафедри екології, доктор техн. наук, професор Фролов В. Ф., доцент кафедри екології, канд. техн. наук, доцент Маджд С.М. склали цей акт про те, що результати дисертаційної роботи Маджд Світлани Михайлівни «Розроблення наукової концепції для вдосконалення механізму біотичної саморегуляції водних систем» у вигляді частини навчального посібника «Транспортна екологія» авторів О. І. Запропожця, С. В. Бойченка, О. Л. Матвєєвої, С. Й. Шаманського, Т. І. Дмитрухи, С. М. Маджд використовується у навчальному процесі Національного авіаційного університеті на кафедрі екології.

Назва результату НДР, що упроваджується	**Форма упровадження** (монографія, підручник, навчальний посібник, конспект лекцій, методична розробка, лабораторний практикум, програма курсу, постановка лабораторного роботи, програма, продовження розробки у курсовій, дипломній роботі та ін.)	**Ефект від упровадження**
Навчальний посібник «Транспортна екологія»	Навчальний посібник використовується під час викладання навчальних дисциплін «Транспортна екологія», «Урбоекологія» та «Техноекологія», що викладаються для студентів напряму підготовки 101 «Екологія»	Покращення якості викладання матеріалів, рівня підготовки фахівців та підвищення рівня забезпеченості сучасною літературою з 70% до 95%.

Проректор з міжнародного співробітництва і освіти О. І. Запорожець

Директор ННІЕБ Є. В. Бойченко

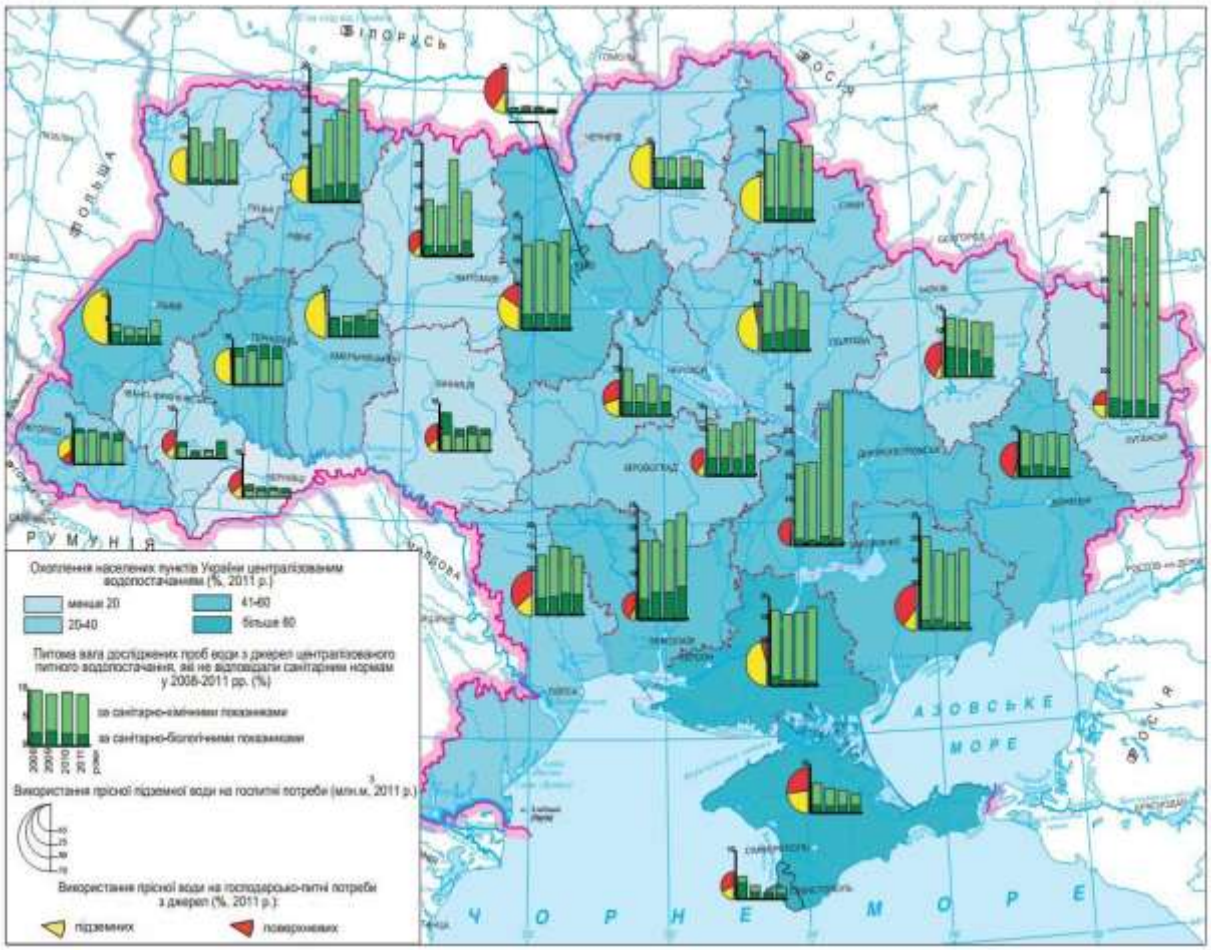
Завідувач кафедри екології ННІЕБ В. Ф. Фролов

Доцент кафедри екології ННІЕБ С. М. Маджд

Додаток Ж

Карта. Екологічні проблеми природних вод України

(за Барановський В.А., Бардов В.Г., Омельчук С.Т.)



Додаток 3

Осереднені індекси якості води у межах басейну Дніпра за 1995-2008 р. (за Осадчим В.І.)

Річки та водосховища	I_1	I_2	I_3	I_4
1	2	3	4	5
Середнє за басейном	2,33	3,18	4,17	3,23
Дніпровське водосховище	1,33	2,80	3,80	2,64
Дніпродзержинське водосховище	1,67	3,13	4,83	3,21
Канівське водосховище	1,33	3,36	3,67	2,79
Каховське водосховище	1,67	2,83	3,50	2,67
Київське водосховище	1,33	3,44	3,67	2,81
Кременчуцьке водосховище	1,67	2,89	4,50	3,02
Річка Берестова	1,0	3,18	5,25	3,17
Річка Вільшанка	2,0	3,67	4,0	3,22
Річка Вовча	5,0	3,18	4,83	4,34
Річка Ворскла	3,67	3,0	4,5	3,72
Річка Гнилоп’ять	2,0	3,4	4,17	3,19
Річка Головесна	1,1	3,3	4,2	2,83
Річка Горінь	1,33	3,73	4,83	3,3
Річка Десна	1,0	2,91	3,8	2,57
Річка Дніпро	1,67	2,9	3,67	2,75
Річка Інгулець	1,33	3,8	4,2	3,11
Річка Ірпінь	1,67	3,2	4,17	3,01
Річка Ірша	4,33	2,88	4,0	2,74
Річка Конка	-	-	-	-
Річка Мерла	3,33	3,10	5,25	3,89

продовження додатку 3

Річка Мокрі Яли	2,67	3,10	5,00	3,59
Річка Мокра Московка	1,33	3,91	4,33	3,19
Річка Недра	1,33	3,1	2,0	2,14
Річка Оріль	1,33	3,11	4,25	2,9
Річка Остер	1,67	3,27	3,67	2,87
Річка Прип’ять	1,0	3,27	3,67	2,87
Річка Псел	3,0	3,1	4,67	3,59
Річка Ромен	3,33	3,2	5,25	3,93
Річка Рось	2,0	3,3	3,67	2,99
Річка Самара	4,67	3,47	5,33	4,48
Річка Сейм	1,33	2,7	2,67	2,23
Річка Случ	1,33	3,18	3,83	2,78
Річка Снов	1,33	3,2	3,0	2,51
Річка Солона	1,67	2,89	4,2	3,92
Річка Стир	1,0	2,89	3,17	2,35
Річка Стохід	1,0	2,8	2,0	2,13
Річка Сула	3,33	2,9	3,0	3,74
Річка Тетерів	1,67	3,36	4,33	3,12
Річка Трубіж	2,0	3,45	2,0	2,48
Річка Турія	1,0	3,38	2,4	2,26
Річка Тясмин	2,0	3,7	3,5	3,07
Річка Уборть	1,33	3,22	3,33	2,63
Річка Удай	3,33	3,44	4,17	3,65
Річка Уж	1,33	3,1	3,2	2,54
Річка Унава	1,67	3,0	4,0	2,89
Річка Уста	1,33	4,33	3,8	3,15

Додаток К

Екологічна класифікація значення комплексного екологічного індексу стану водних екосистем (за Гриб Й.М.)

Клас якості	Стан	Значення екологічного індексу (I_e)
I	Еталон (природні сукцесії)	<1,0
II	Добрий (розхитування системи)	<3,0
III	Задовільний (випадання окремих видів)	<8,0
IV	Перехідний (порушення трофічних зв’язків)	<21,0
V	Незадовільний (калапс, екологічна криза)	>21,0

Додаток Л

Нормативні показники для визначення класу якості вод за ІЗВ

Клас якості вод	Градація якості вод	Базова величина ІЗВ, яка використовується для оцінки якості вод та є визначальною для встановлення класів якості вод
I	Дуже чиста	ІЗВ $\leq$ 0,3
II	Чиста	0,3 < ІЗВ < 1,0
III	Помірно-забруднена	1,0 < ІЗВ < 2,5
IV	Забруднена	2,5 < ІЗВ < 4,0
V	Брудна	4,0 < ІЗВ < 6,0
VI	Дуже брудна	6,0 < ІЗВ < 10,0
VII	Надзвичайно брудна	ІЗВ >10,0

Додаток М

Класифікація якості поверхневих вод за джерелами централізованого питного водопостачання (джерела та екологічні вимоги щодо якості води і правила обрання ДСТУ 4808:2007)

Показники якості води у поверхневих водних об'єктах	Одиниці вимірювання	Класи якості води			
		1	II	III	IV
		<1	1-2	3-4	>4
Показники токсикологічні хімічного складу води					
Мідь, Cu^{2+}	мкг/дм^3	<1	1-25	26-50	>50
Цинк, Zn^{2+}	мкг/дм^3	<10	10-100	101-1000	>1000
Хром, Cr^{2+}	мкг/дм^3	<10	10-100	101-1000	>1000
Нафтопродукти (нафтові вуглеводні)	мкг/дм^3	<10	10-50	51-200	>200
Азот амонійний	мгN/дм^3	<0,10	0,10-0,30	0,31-1,0	>1,0
Азот нітритний	мгN/дм^3	<0,002	0,002-0,01	0,011-0,05	>0,5
Азот нітратний	мгN/дм^3	<0,2	0,2-0,5	0,51-1,0	>1,0
Фосфор фосфатів	мгP/дм^3	<0,015	0,015-0,05	0,051-0,2	>0,2
Розчинений кисень	мгO_2/дм^3	>8,0	8,8-7,1	7,0-5,0	<5,0
Насичення води киснем	%	$\frac{96-100}{101-105}$	$\frac{95-81}{106-120}$	$\frac{80-60}{121-140}$	$\frac{\langle 96}{\rangle 101}$
Хімічне споживання кисню (ХСК)	мгO/дм^3	<9,0	9,0-30,0	31,0-40,0	>40,0
Біохімічне споживання кисню ($БСК_n$)	мгO_2/дм^3	<1,3	1,3-3,0	3,1-7,0	>7,0
Загальний органічний вуглець (ЗОВ)	мгC/дм^3	<5,0	5,0-15,0	15,1-25,0	>25,0
Гідробіологічні показники					
біомаса	мг/дм^3	<1	1-4	5-10	>10

Додаток Н

ГДК досліджуваних речовин-забруднювачів техногенно трансформованих водних об'єктах

Речовина	ГДК рибогосподарські	ЛПШ	ГДК комун.-побутові	ЛПШ	Клас
Азот амонійний	0,39	2	2,0	4	3
Азот нітратний	9,10	3	10,20	3	3
Азот нітритний	0,02	2	1,0	2	2
Алюміній	0,04	2	0,50	3	2
Амонія сульфат (по азоту)	0,50	2	1,0	4	3
Бензол	0,50	2	0,50	3	2
БСК повна	3,0	0	6,0	0	0
$БСК_5$	2,24	0	4,48	0	0
Ванадій	0,0010	2	0,10	3	3
Зважені речовини	*0,25	0	*0,75	0	0
ДДТ	0,00	2	0,1	3	2
Залізо загальне	0,10	2	0,30	4	3
Жири	0,10	0	0,30	0	0
Кадмій Cd^{2+}	0,005	2	0,001	3	2
Кальцій	180,0	3	-	-	-
Магній	40,00	3	20,00	5	3
Марганець	0,01	2	0,10	4	3
Мідь Cu^{+}	0,001	0	1,00	4	3
Миш'як	0,05	2	0,05	3	2
Натрій	120,0	3	200,00	3	2
Нафтопродукти	0,05	1	0,30	4	4
Нікель Ni^{2+}	0,01	2	0,10	3	3
Нітрати NO^{3-}	40,0	3	45,0	3	3
Нітрити NO^{2-}	0,08	2	3,30	3	2
Ртуть	0,00001	2	0,0005	3	1
Свинець Pb^{2+}	0,10	2	0,03	3	2
Сірковуглець	1,00	2	1,00	4	4
С П А Р	0,10	0	0,50	4	4
Сульфати	100,00	0	500,00	4	4
Сухий залишок	1000,0	0	1000,0	0	0
Феноли	0,001	1	0,001	4	4
Формальдегід	0,10	2	0,05	3	2
Фосфати	0,17	3	3,50	5	4
Фосфор загальний	0,10	3	0,0	0	0
Фтор F^{+}	0,05	0	1,50	3	2
Хлориди	300,00	0	350,00	4	4
ХСК	15,0	0	30,00	0	0
Хром Cr^{3+}	0,0050	2	0,50	3	3
Хром Cr^{6+}	0,0010	3	0,05	3	3
Цинк Cn^{2+}	0,01	2	1,00	5	3

Групи ЛПШ 0 – загально санітарна; 1 - рибогосподарська; 2 – токсикологічна, 3 - санітарно-токсикологічна, 4 – органолептична

Додаток О

Патент на корисну модель №117067

УКРАЇНА

ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 117067

КОМПЛЕКСНА БІОІНЖЕНЕРНА СИСТЕМА ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОДОЙМ

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі **12.06.2017.**

Заступник міністра економічного розвитку і торгівлі України М.І.Тітарчук

МІНІСТЕРСТВО ЕКОНОМІЧНОГО РОЗВИТКУ І ТОРГІВЛІ УКРАЇНИ ІДЕНТИФІКАЦІЙНИЙ КОД 37508598

Додаток П

Свідоцтво про реєстрацію авторських прав на твір № 67248

УКРАЇНА

ДЕРЖАВНА СЛУЖБА ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ ВЛАСНОСТІ УКРАЇНИ

СВІДОЦТВО

про реєстрацію авторського права на твір

№ 67248

Літературний письмовий твір "Сучасна методологія оцінки структурно-функціональних змін водних екосистем річок - внаслідок постійно діючого техногенного навантаження"

(вид, назва твору)

Автор(и) Удод Віра Михайлівна, Міхєєв Олександр Миколайович, Маджд Світлана Михайлівна, Кулинич Яна Іванівна

(повне ім'я, псевдонім (за наявності))

Дата реєстрації 15.08.2016

Державна служба інтелектуальної власності України Ідентифікаційний код 37452556 М.П.

Голова Державної служби інтелектуальної власності України

В.о. Голови А.А. Малиш

Додаток Р

Патент на корисну модель № 107555

УКРАЇНА

ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 107555

БІОПЛАТО ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ТА ВОДОЙМ ВІД РАДІОНУКЛІДІВ

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі **10.06.2016.**

В.о. Голови Державної служби
інтелектуальної власності України А.А.Малиш

Державна служба інтелектуальної власності України
Ідентифікаційний код 37552555
№1