

Обґрунтовано механізм та наведено розрахунки індексу безпеки природної системи. Експериментально встановлено рівень шкочинності фактору стічних вод для стенобіонтних організмів. На основі визначених екологічних характеристик гідробіонтів річки розраховано індекс безпеки екологічної системи, на прикладі гирлового комплексу Південного Бугу (Миколаївська область, Україна). Вдосконалено алгоритм управління та забезпечення екологічної безпеки

Ключові слова: індекс екологічної безпеки, водна екосистема, стенобіонти, показник смертності, алгоритм управління екобезпекою

Обоснован механізм и приведены расчеты индекса безопасности экологической системы. Экспериментально установлен уровень вредоносности фактора сточных вод для стенобионтных организмов. На основе определенных экологических характеристик гидробионтов реки рассчитан индекс безопасности экологической системы, на примере устьевого комплекса Южного Буга (Николаевская область, Украина). Усовершенствован алгоритм управления и обеспечения экологической безопасности

Ключевые слова: индекс экологической безопасности, водная экосистема, стенобионты, показатель смертности, алгоритм управления экобезопасностью

УДК 502.1-049.5
DOI: 10.15587/1729-4061.2016.86170

ОЦІНЮВАННЯ ІНДЕКСУ БЕЗПЕКИ ВОДНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ СИСТЕМИ

Є. М. Безсонов
Аспірант*

E-mail: хаха1990@yandex.ru

В. І. Андрєєв

Кандидат технічних наук, доцент*

E-mail: avi@chdu.edu.ua

В. М. Смирнов

Кандидат геологічних наук, доцент*

E-mail: vsmirnov@e-mail.ua

*Кафедра екології та природокористування
Чорноморський національний університет ім. Петра Могили
вул. 68 Десанників, 10,
м. Миколаїв, Україна, 54003

1. Вступ

Тематика наукових робіт останніх десятиріч все частіше спрямовується на пошук оптимальних умов взаємодії господарського комплексу людини та екологічних систем. Такий поступовий та впевнений розвиток «кoeволюційної» тематики пояснюється тим, що в сучасну епоху комп'ютерних мобільних інформаційних технологій значно легше усвідомлювати основний негативний вектор впливу людини на природу, бачити та відчувати наслідки його дії у кожному куточку біосфери. Відтак, нескладно зробити висновок, що зі збереженням сучасних (споживацьких) моделей виробництва, відношення до природних ресурсів та оцінки впливу на навколишнє природне середовище, якість життя (благополуччя) людей точно не покращиться.

Україна, як відомо, за класифікацією ООН відноситься до категорії країн, що розвиваються. Це говорить не стільки про відсталість в соціальному та економічному плані, скільки про відсутність балансу в більшості питань розвитку, наукової обґрунтованості, доцільності тих чи інших дій, яка є першопричиною низьких соціально-економічних та екологічних показників та негативних явищ.

На сьогоднішній день, в усіх без виключення регіонах України, поступово відбуваються процеси технічної та технологічної модернізації промислового виробництва, які зорієнтовані якраз на зменшення навантаження на навколишнє середовище. Тому можна говорити про зміни в свідомості людей, їх світоглядних позиціях. І особливо важливим елементом цих перетворень на даному етапі розвитку суспільства є їх об'єктивна оцінка

з позицій того, хто страждає від антропогенної діяльності. Тобто – екологічних систем, невід'ємною частиною яких є людина (незалежно від її суб'єктивного самопозиціювання) і від послуг яких повністю залежить.

Екологічна складова розвитку, яка визнана рівноцінною соціальної та економічної, в той же час є визначальною для розвитку останніх. Тому особливе значення сьогодні має розробка й використання нових методів оцінки екологічної безпеки природних систем, на основу яких покладено екосистемний підхід та основні принципи збалансованого розвитку. Головною причиною, що викликала необхідність даного дослідження, є пролонговане погіршення стану екологічних систем (річок, морів, ґрунтів та ін.) в Україні та в інших регіонах світу, яке зумовлено низкою антропогенних факторів.

Як наслідок нераціонального природокористування, ми вкладаємо в декілька разів більше енергії в підтримку екосистемних послуг (зариблення річок, днопоглиблення русел, меліорація ґрунтів, завезення тварин у регіони, де вони були винищені та ін.), ніж отримуємо в результаті, замість того, щоб забирати чітко визначену частину будь-якого ресурсу. Крім цього, більшість сучасних офіційних індексів оцінки стану навколишнього середовища, які засновані на використанні поняття «гранично допустимої концентрації», не фіксують цього погіршення. Іншими словами – сьогодні вони є недосить придатними та об'єктивними, «не забезпечують достатньої «екологічної точності» [1, 2], для опису взаємовідносин системи «людина-природа» у зв'язку зі значним викривленням підсумкового результату, який, до речі, не є комплексним, а побудований на оцінці групи нормативних показників.

В розрізі вище викладеного, актуальною задачею сьогодні бачиться розробка та вдосконалення методів оцінки стану (якості) навколишнього середовища, побудованих на аналізі екологічних характеристик біотичної складової природних систем. Іншими словами – методів біоіндикації та біотестування, які більш об'єктивно характеризують безпеку екологічної системи.

2. Аналіз літературних джерел та постановка проблеми

Сьогодні людство у багато разів перевищило природний «норматив», техносферний колообіг речовин істотно розімкнутий і в кількісному, і в якісному відношенні. Оскільки техногенний масообмін становить помітну частину глобального кругообігу речовин, своїм розімкненням він порушує необхідну високу ступінь замкнутості біотичного колообігу, яка вироблена в процесі тривалої еволюції і є найважливішою умовою стаціонарного стану біосфери [3]. Загалом це говорить про дуже серйозне порушення біосферної рівноваги, що трансформувалося у глобальну екологічну кризу.

Сучасний розвиток суспільства базується на нерозривному комплексному аналізі екологічної, економічної та соціальної складової. Однак залишається актуальним питання, яким чином це зробити так, щоб досягти прогресу, яким чином їх ранжувати?

Якість людського буття (добробут) та суб'єктивізм прийняття рішень (включаючи й природні рефлекторні дії) вже на етапі формулювання меж та умов антропогенного впливу на довкілля закладають значні похибки. Тому важливо визначити місце людини в пропонованій системі оцінки екологічної безпеки природних систем. У роботах [4, 5] було підкреслено, що людина є невід'ємною частиною природного середовища. Аналіз цього питання з позицій людських дуалізмів [6], з подальшим декомпозиванням екологічної системи біосфери, не може дати чіткої відповіді на те, яким поняттям (екосистема чи соціоекосистема) доцільніше користуватися в процесі оцінки.

Проте, акцентуючи увагу на головному об'єкті змін – людині, у випадку вирішення регіональних та локальних екологічних проблем, доцільно використовувати поняття «екологічної системи». Бо в даному випадку це не порушує логічного зв'язку таких елементів понятійно-категоріального апарату екобезпеки як «суб'єкт дії – об'єкт дії», «небезпека – безпека». Соціоекосистема є нижчою за рангом по відношенню до екологічної системи, завжди залежить від останньої і є її частиною.

За визначенням [7], соціоекосистемою треба вважати територіальну соціоприродну саморегульовану систему, динамічна рівновага якої в значній мірі забезпечується людським суспільством. Ця система є антропоцентричною у зв'язку з особливим самопозиціонуванням у ній людства. Така особливість має подвійний характер – людство виступає як керуюча сила системи, від дії якої залежить цілісність системи. І одночасно більшість людей вважає задоволення своїх особистих потреб метою існування системи, руйнуючи її. Соціоекосистемні системи включають два вектори саморегуляції – природний і людський, цілі яких часто

не співпадають, однак які об'єднані єдиними потоками речовини, енергії та інформації.

Існують і протилежні думки з цього приводу. Наприклад, у джерелі [8] на цей рахунок стверджується про те, що «соціальну людину не можна розглядати як компонент екосистеми», а «людське суспільство не може бути трактоване як підсистема біосфери».

Підсумовуючи вище наведені міркування, бачиться доцільним висновок про те, що не можна розглядати соціум у відриві від природної складової. Як би ми не розділяли природне та соціальне, вони на всіх рівнях системи обов'язково пов'язані між собою потоками речовини, енергії та інформації. З цих позицій – це екосистема.

З огляду на величезну роль живої речовини (біорізноманіття) в біосфері [9, 10] було визначено, що біотичні компоненти екологічних систем можна вважати найкращими індикаторами комплексних змін в навколишньому середовищі, а оцінку екологічної безпеки необхідно проводити на основі використання їх екологічних характеристик. У джерелах [3] та [11] на предмет цього говориться про те, що у багатьох випадках узагальненою функцією відгуку, яка відбиває ступінь сприятливості впливу середовища, є так звана функція благополуччя виду або спільноти. Вона відображає екологічну потенцію виду по відношенню до даного фактору, а її кількісним виразом можуть служити визначення або реалізована чисельність популяції.

Перевагами такого методу оцінки стану екосистем є те, що в результаті, на відміну від концепції ГДК, ми отримуємо узагальнений показник, який характеризує природну систему в часі не точково, а включає і її історію синергетичних та трансформаційних «взаємодосин» з антропогенними факторами.

Першим і дуже важливим етапом процесу оцінювання екологічної безпеки є вибір репрезентативних індикаторів. Виходячи з викладеного у [4, 12] бачення теоретичної основи забезпечення екологічної безпеки регіону, такими тест-організмами мають бути у першу чергу стенобіоти. На предмет значення гідробіотів в процесі оцінювання, у роботах [11, 13, 14], у зв'язку з посиленням антропогенного тиску на прісноводні екосистеми, обґрунтовано використання макрзообентосу в якості індикатору стану водних систем. У роботі [11], наприклад, встановлені і апроксимовані деякі загальні закономірності реакції макрзообентоценозів на багатофакторний антропогенний вплив, з метою його екологічно обґрунтованого нормування і регуляції на гідроекосистемі. Наголошено на тому, що закономірності реакції зообентосу на комплекс зовнішніх негативних факторів можуть бути покладені в основу їх нормування. У [13] стверджується про репрезентативність кількісних показників зообентосу (чисельність, біомаса) в контексті оцінки стану водного об'єкту. Однак ніде (в тому числі і закордонних наукових працях) не говориться про значення «ширини» діапазону толерантності водних організмів до комплексної негативної дії або до одного фактору, що також може значно вплинути на достовірність результатів оцінки.

З-поміж багатьох видів зообентосу, найбільше робіт присвячено вивченню екологічних характеристик особин родини *Gammaridae*. Так, рачок *Gammarus pulex* визначено індикатором чистої води у роботах [15–19]. Крім того, аналіз наукових робіт [20–22] дозволяє ствер-

дживати про його значну роль у харчових ланцюгах внутрішніх вод, а також у Азовському та Чорному морях. У деякі періоди року, наприклад, частка бокоплавів у раціоні осетрових риб та ляща може доходити до 80 % [20].

Досліджуючи ці праці більш ретельно, у роботі [15] знаходимо висновок про те, що якість водних ресурсів пропонується оцінювати за розробленою шкалою росту бокоплава, тобто за тим, як швидко він росте й розмножується. Крім цього, зроблено висновок, що такий підхід (коли досліджується дія комплексу забруднювачів) виявився приблизно у 8 разів чутливішим до змін у харчовому ланцюзі бокоплава, ніж встановленні значення LD_{50} . Слід додати, що в більшості країн Європи та США на законодавчому рівні *Gammarus pulex* визнано одним із основних тест-організмів для визначення якості навколишнього середовища.

У джерелі [16] відзначено значний вплив токсикантів на поведінку амфіпод (харчування, розмноження та ін.), що в подальшому ускладнює адаптаційні можливості організму до стресового фактору. Бокоплав визначається як один із найбільш чутливих до дії ксенобіотика водних організмів. Результатом дії негативного фактору може бути суттєве зменшення популяції виду, що викликає ланцюгову реакцію у харчових та енергетичних ланцюгах екосистеми.

Особини родини *Gammaridae* є одними з найкращих індикаторів якості водного середовища у зв'язку з наступними показниками: широкий трофічний спектр і швидкість нагулу маси, міграційна здатність і схильність до дрейфу, що дозволяє їм легко колонізувати екосистеми, висока репродуктивна здатність (декілька виводків на одну самку в рік), а також велика кількість потомства і відносно тривале життя [17].

У [18] для визначення якості води за The Trent Biotic Index окрім бокоплава запропоновано використовувати веснянок та одноденок.

У джерелі [19] наведені результати досліджень впливу паразитів у тілі бокоплава на тривалість його життя при різних концентраціях полютанта у воді. Відповідно до цього необхідно зазначити, що дуже часто паразити підтримували життєдіяльність організму рачків, доки не відкладуть своє потомство чи воно не досягне певного рівня зрілості.

Господарська цінність зообентосу підтверджується аналізом результатів досліджень [21] та даними щодо раціону промислово цінних риб [22].

Реакція гідробіонтів на забруднювач як інтегральний показник стану водної екосистеми досліджувалась у [23]. В якості полютанта виступали синтетичні поверхнево активні речовини, а тест організмом – ставковик великий (*Lymnaea stagnalis* L.). Варто також підкреслити, що значно більше наукових досліджень сьогодні акцентують увагу на фітоіндикації [24, 25], яка є більш зручною з ряду причин. В той час як тварини, особливо зообентос, залишаються недооціненими в контексті використання їх для оцінки якості довкілля [11].

Підсумовуючи вище викладене, можна зробити висновок про те, що питання використання тільки стенобіонтних видів фауни для оцінки стану (безпеки) водних екосистем є малодослідженим. Тобто сьогодні найбільш теоретично та практично розвиненими є підходи кількісного аналізу популяції [26, 27] або їх сукупності з подальшою інтерпретацією отриманих результатів в системі оцінки якості довкілля.

Незважаючи на значний рівень вивченості та широке використання методів біоіндикації в практиці дослідження стану навколишнього середовища, мало вивченим залишається питання застосування цього підходу до оцінки екологічної безпеки природних систем. Тому в даній роботі обґрунтовано новий механізм оцінювання та управління безпекою екологічної системи, в основу якого покладено якісне вдосконалення методу біоіндикації. Воно полягає в тому, що на відміну від існуючих методик оцінки стану екосистем, які побудовані на аналізі кількісних характеристик біорізноманіття, суть пропонованого підходу полягає у використанні екологічних характеристик лише стенобіонтів.

3. Мета і завдання дослідження

Метою дослідження є оцінка безпеки водної екологічної системи (гірловий комплекс річки Південного Бугу, Миколаївська область, Україна). Для досягнення мети необхідно було виконати наступні завдання:

- обґрунтувати можливість використання екологічних характеристик живих організмів (особливо стенобіонтів) в якості індикаторів стану навколишнього середовища;
- дослідити об'єкт, сформувати базу даних та розрахувати пропонований індекс;
- визначити причинно-наслідкові зв'язки процесів погіршення стану водної екосистеми;
- проаналізувати нормативний (діючий) та пропонований підходи до оцінки екологічної безпеки з позицій об'єктивності результатів;
- вдосконалити алгоритм управління екологічною безпекою.

4. Методика досліджень

Для Миколаївського регіону, де проводились дані дослідження, характерним є найбільший вододефіцит на 1 жителя серед областей України. Відтак, в розрізі процесів погіршення якісних та кількісних характеристик річок регіону, актуальними є декілька задач. Перша полягає в об'єктивній оцінці стану водних екосистем, з метою розробки оптимальної системи прийняття рішень. Друга – обґрунтувати використання екологічних характеристик гідробіонтів в якості інтегрального показника безпеки усього басейну. І третя – розробити комплексну альтернативну методику оцінки екологічної безпеки природної системи.

Оскільки майже вся область розміщена у басейні Південного Бугу, дослідження проводились у його гірловій частині, як найбільш репрезентативній ділянці, по відношенню до антропогенного впливу, водної екосистеми.

У джерелі [28] підкреслюється, що багатофакторний вплив водну екосистему об'єктивно можна оцінити тільки при дослідженні гідробіонтів в умовах *in situ* або наближених до них в лабораторних умовах. Показниками змін в екосистемі можуть бути смертність, міграція або пригнічення репродуктивної функції водних організмів. У [29] дослідження зосереджено на аналізі токсичного впливу агрохімікатів на водну біоту. При цьому форму-

валися різного роду комбінації агрохімікатів (зі 178 речовин), які діють, і співтовариства видів гідробіонтів (42 види).

Незважаючи на те, що абіотичні параметри є зручнішими, адже характеризують безпосередньо склад середовища (його конкретні негативні зміни) і чітко виражені числовим значенням, отримати по ним повну характеристику середовища неможливо. Головний критерій – реакція на неї біоти – залишається неврахованих. Крім того, сучасний антропогенний вплив на водні екосистеми, як правило, дуже складний, і навіть за умов контролю значної кількості абіотичних параметрів завжди залишається сумнів, що будь-які впливові фактори все ж залишилися неврахованими. Нарешті, реакція екосистем істотно залежить не тільки від складу чинників, але і від їх взаємодії. Тому, відповідно до висновків [30], все це дуже ускладнює оцінку стану екосистеми і якості водного середовища за одними лише абіотичними параметрами.

Використовуючи результати аналізу попередніх досліджень, в якості організмів-індикаторів, які задовольняють сформовані вимоги, обрано наступні 5: бокоплав, веснянки, одноденки, волохокрильці та віскокрилки. Усі вони можуть мешкати в прісних водах і є дуже чутливими до забруднення води. Таким чином, визначення індексу екологічної безпеки (ІЕБ) водної екосистеми, відповідно до [4], буде мати наступний повний формалізований вигляд (1):

$$ІЕБ = \frac{1}{1 + k_b + k_{вс} + k_{од} + k_{вк} + k_{вл}}, \quad (1)$$

де k_b , $k_{вс}$, $k_{од}$, $k_{вк}$, $k_{вл}$ – показники смертності особин кожної відповідної групи.

Наступним етапом було обрання точки проведення польових досліджень з відловом тест-організмів. Спираючись на те, що гирлові та лиманні ділянки річок є найбільш показовими з точки зору якості господарювання людини вверх за течією по всьому басейну (загального антропогенного навантаження на екологічну систему), точкою відбору проб обрано міський пляж «Стрілка» (рис. 1).

Ця точка є в тому числі і своєрідним компромісом двох вимог. По-перше, безперечно, що для комплексного оцінювання досліджувати треба гирлові ділянки річок. До того ж відомо, що лиман – це затоплене гирло річки. По-друге, потрібно було мінімізувати вплив на результати досліджень вод (прісних з усієї України та морських) Дніпро-Бузького лиману. Тобто точка має розташовуватися вище Бузького лиману, який є найбільш забрудненою та продуктивною частиною Дніпро-Бузького [31], та якомога нижче у гирлі.

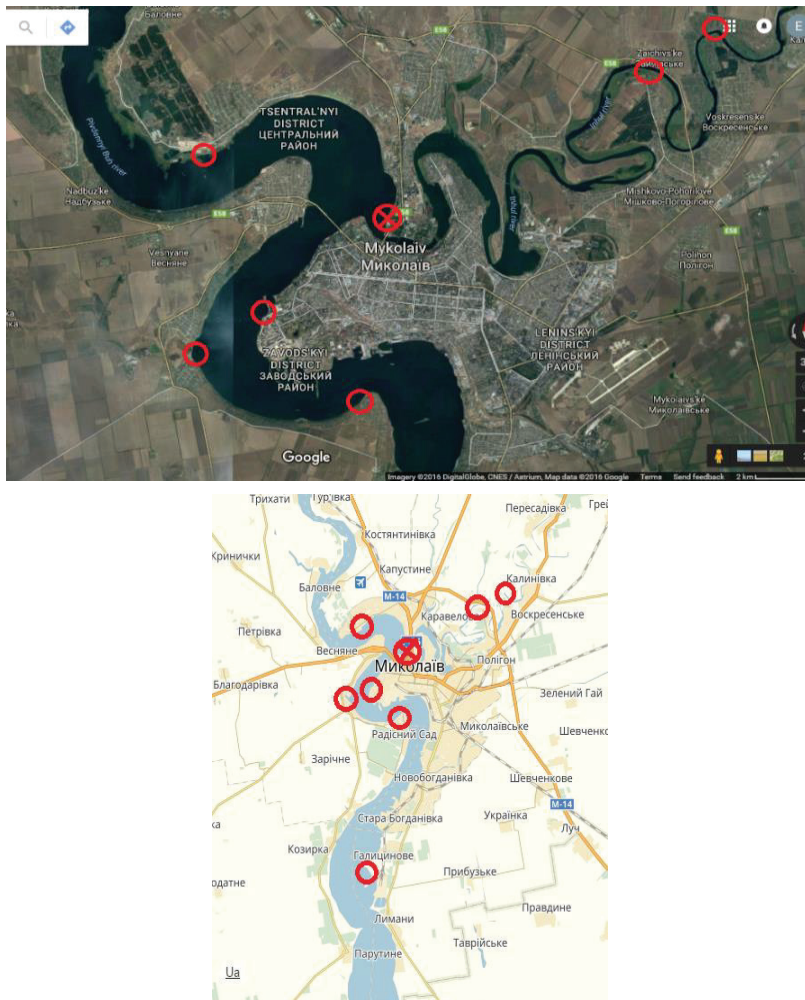


Рис. 1. Розміщення точок відбору проб у гирловому комплексі Південного Бугу

Таким чином, оцінку ІЕБ комплекс екосистем регіону пропонується здійснювати на основі аналізу визначених гідробіонтів гирлової системи річки (річок), які є інтегральними показниками стану басейну(ів) вцілому по регіону. Адже за [3] водна екосистема є найбільш репрезентативною для комплексного аналізу динаміки антропогенного навантаження на довкілля.

В період польових досліджень у обраній точці виявлялися лише бокоплав. Використання їх в якості тест-організмів серед українських науковців досліджено слабо. Значно більше уваги їм приділяється закордонними вченими.

Тому було запропоновано та апробовано методику оцінки ІЕБ на основі дослідження екологічних характеристик визначених гідробіонтів.

- Методика експерименту складалася з кількох етапів:
- відбір проб води та відлов гідробіонтів;
 - підготовка зразків;
 - імітація характерного для регіону негативного фактору антропогенного походження;
 - спостереження та фіксування результатів;
 - обробка даних.

Загалом, його суть полягала в тому, що виловлені в річці організми поміщувалися в ємності з водою, в яку було додано політант (пральний порошок торгової марки «Gala», вироблений в Україні, і фіксувався час

життя або ж швидкість загибелі кожного з них. Одразу зазначимо склад порошку, який був зазначений на упаковці: «більше 30 %: сульфати; 15–30 %: карбонати, силікати; 5–15 %: аніонні поверхнево активні речовини (ПАР); менше 5 %: кисневмісні відбілювачі, полікарбосилати, неіоногенні ПАР, лимонна кислота, стабілізатори, фосфонати, комплексоутворювачі, ензими, піногазник, оптичні відбілювачі, барвники, ароматизатори. Допускається вміст фосфатів від 0,2 до 5 %».

На підготовчому етапі досліджень, який тривав близько 45 днів, було виявлено можливі лімітуючі фактори, які могли вплинути на результати чи перебіг експерименту [32]. По-перше, було зафіксовано, що на бокоплавів не впливає густина посадки. Однакові результати життєдіяльності спостерігалися в літрових, півлітрових та чвертьлітрових ємностях, в яких знаходилося від 3 до 10 особин бокоплавів.

По-друге, досліджувалося, чи впливає природа води на життєдіяльність. В кожній об'ємній групі (1, 0,5 та 0,25 л) готувалися наступні зразки: вода з річки, вода з річки профільтована (фільтр біла стрічка – 2 мкм), вода з міського водопроводу, вода з річки з додаванням миючого засобу «Gala» у концентрації 1 %. Через 80 днів спостережень було виявлено, що у зразках з водою з річки доля мертвих рачків склала всього лише 10 %. До того ж, після обмеження простору деякі рачки у посудинах починали спарюватися і через деякий час з'являлося молоде покоління, яке, найчастіше, згодом з'їдалося дорослими особинами.

За результатами цього етапу досліду можна зробити висновок і про те, що тривала відсутність поживних речовин у воді також є лімітуючою для бокоплава у природному середовищі. Так, першими помирають особини, які були поміщені у зразки з профільтованою річковою водою та водопровідною водою – приблизно через 6 діб 50 % особин загинуло. У інших зразках змін у чисельності протягом двох тижнів не спостерігалось.

По-третє, було досліджено вплив температури води на життєдіяльність бокоплавів. Виявлено, що за температури води більше 28 °C за 0,5–1 годину гине 100 % особин у зразку як з річковою водою, так і з забрудненою (у різні посудини додавалися технічні масла, розчинники та пральний порошок). Загалом, було виявлено, що фактор температури (оскільки вода в лимані ніколи не нагрівається вище 27–28 °C) не впливає в природних умовах на життєдіяльність рачків.

Було відмічено, що у зразках з нафтопродуктам бокоплави дуже часто підіймалися на гору за киснем. Через це до їхнього тіла у поверхневому масляному шарі приєднувався невеликий об'єм повітря, через що рачки не могли лягти на дно і відпочивати (як це відбувалося у контрольних зразках). Їх постійно підіймало вверх. Наявність такого стресового фактору також пришвидшувала їх загибель.

Однак, якщо імовірність розливу нафтопродуктів у водах Бузького лиману та міста є дуже малою (з огляду на незначну кількість танкерів, що приходять у порти міста та нешкодочинну для них силу штормів), то забруднення даної водної екосистеми господарсько-побутовими стічними водами є типовим і дуже високим вже понад 35 років. Відомо, що основну частину цих скидів утворюють миючі засоби побутового користування. Особливо шкідливими для водної

екосистеми є синтетичні поверхнево активні речовини (СПАР) та фосфати, що підкреслюється результатами досліджень, наведених у [33–35]. На рахунок перших у [33] підкреслюється їх токсичність по відношенню до всіх гідробіонтів: для водоростей – 0,5–6,0 мг/дм³, для мікроорганізмів – 0,8–4,0 мг/дм³, для безхребетних – 0,01–0,9 мг/дм³. СПАР накопичуються у всіх без виключення представниках флори і фауни водного об'єкту, за рахунок чого знижується їх токсичність. Аналіз даних [34] дозволяє виділити неіоногенні ПАР як найбільш небезпечну групу з-поміж інших наведених класифікаційних одиниць. Представлено результати дослідження впливу прального порошку «Лотос» на життєдіяльність ставковика звичайного або великого (*Lymnaea stagnalis*). Однак ніяк не обґрунтовано вибір даного гідробіонту. А в джерелі [35] говориться про те, що дослідження впливу СПАР на гідробіоту є прекрасною основою для управління якістю стічних вод та зменшення їх негативної дії на внутрішні зв'язки водної екосистеми.

Важливим результатом попереднього етапу експерименту стало виділення головного негативного фактору антропогенного походження на екосистему Південного Бугу у його нижній течії – господарсько-побутових стічних вод, який протягом години, що буде проілюстровано далі, може викликати загибель усіх піддослідних особин.

Після визначення не впливових факторів, експериментальна робота була побудована наступним чином: до ємностей з водопровідною водою (бокоплави були позбавлені харчів, що пришвидшувало хід досліджень) додавалась певна маса прального порошку для моделювання можливих концентрацій у водній екосистемі (табл. 1).

Таблиця 1

Моделльні концентрації прального порошку у воді

| № моделі | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 |
|----------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|
| С, мг/л | 100 | 200 | 300 | 400 | 500 | 600 | 700 | 800 | 900 | 1000 |

Дослідження комплексної дії компонентів прального порошку, без виділення окремої шкідливої речовини, пояснюється тим, що такий варіант є більш достовірним з огляду на врахування синергетичної дії сукупності забрудників на живий організм (або ж харчовий ланцюг вцілому).

5. Розрахунок індексу екологічної безпеки та аналіз отриманих результатів

В результаті спостережень та різного характеру моделювання забруднень водного середовища було виявлено, що критичною для організму представників родини *Gammaridae* є концентрація порошку 100 мг/л, коли особини можуть близько 12 годин перебувати в такій воді без летальних наслідків (рис. 2).

Зазначимо, що було досліджено два варіанти розвитку подій даної ситуації. Перший, коли вода в посудині не змінювалася і негативний процес дії обмежувався тільки часовими рамками, тобто фактично моделювалися безстічні умови (штиль та відсутність

течії). Власне на рис. 2 і репрезентовано такі умови. Другий – після 12 годин рачки вилучалися з експериментального розчину і поміщалися у чисту воду. В даному випадку спостерігалася п'яти-семиденна активність, після чого вони також помирали.

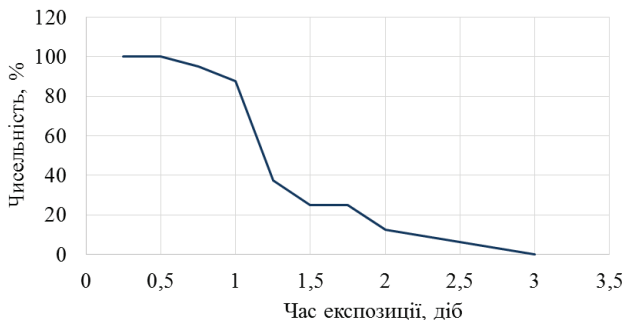


Рис. 2. Чисельність бокоплавів у воді за умов концентрації порошку 100 мг/л

Тобто можна зробити висновок, що за умови надходження незабрудненої води з верхньої течії річки (що зумовить розбавлення забрудника), наявності поживних речовин у воді та відсутності порушення репродуктивної функції внаслідок короточасної дії негативного фактору, особини бокоплава можуть нормально функціонувати іще деякий час (процеси спарювання та народження рачків займали, за спостереженнями в пробах, близько 7–10 днів).

На основі логічного аналізу було визначено якісний вигляд двофакторної досліджуваної функціональної залежності (2).

$$k_i = f(C, \tau), \tag{2}$$

де k_i – показник смертності живих організмів певного виду, що вимірюється у % або долях одиниці; C – концентрація забруднювача, мг/л; τ – час дії негативного фактору, діб.

На основі триразового повторення експерименту з кожною визначеною модельною концентрацією порошку дані досліджень усереднено і систематизовано у табличному вигляді (табл. 2).

На основі даних таблиці 2 в програмному забезпеченні MS Excel було побудовано тривимірну модель екологічної характеристики організму (рис. 3).

Повертаючись до двовимірного відображення (рис. 2), зазначимо, що у попередній роботі авторів [4] було акцентовано увагу на відрізок кривої нормального розподілу, який знаходиться між зоною оптимуму та зоною стресу і смерті. Ця ділянка екологічної характеристики організму може бути описана прямолінійною функцією (рис. 4).

Ступінь близькості (R^2) обраного варіанту апроксимації – лінійної залежності – складає приблизно 0,9, що говорить про досить високу імовірність потрапляння очікуваного результату у формалізовану залежність смертності виду від дії сукупності факторів.

Наступним, можливо найбільш важливим завданням у даному дослідженні, було розробити механізм застосування на практиці отриманих результатів.

Перший варіант, який має суто теоретичне підґрунтя, полягає в тому, щоб вирощених або вилонених тест-організмів поміщати у проби води і фіксувати

реакцію їх організму. Однак, оскільки крім бокоплавів у гирловій частині Південного Бугу не було виявлено інших гідробіонтів, даний спосіб не було змоги випробувати. В даному випадку не можливо визначити, наскільки повно досліджувані організми представлені у своїй екологічній ніші через показники щільності або чисельності популяції.

Тому оцінка була проведена другим варіантом, який полягає у формуванні системи оцінювання на базі історично сформованих особливостей водної екосистеми з порівнянням сучасних показників її стану.

Таблиця 2

Дані експериментальних досліджень

| №, п/п | C, мг/л | k_i , % | τ , діб |
|--------|---------|-----------|--------------|
| 1 | 100 | 0 | 0,25 |
| 2 | 100 | 0 | 0,5 |
| 3 | 100 | 5 | 0,75 |
| 4 | 100 | 12,5 | 1 |
| 5 | 100 | 62,5 | 1,25 |
| 6 | 100 | 75 | 1,5 |
| 7 | 100 | 75 | 1,75 |
| 8 | 100 | 87,5 | 2 |
| 9 | 100 | 100 | 3 |
| 10 | 200 | 100 | 0,25 |
| 11 | 300 | 100 | 0,25 |
| 12 | 400 | 100 | 0,25 |
| 13 | 500 | 100 | 0,25 |
| 14 | 600 | 100 | 0,25 |
| 15 | 700 | 100 | 0,25 |
| 16 | 800 | 100 | 0,25 |
| 17 | 900 | 100 | 0,25 |
| 18 | 1000 | 100 | 0,25 |

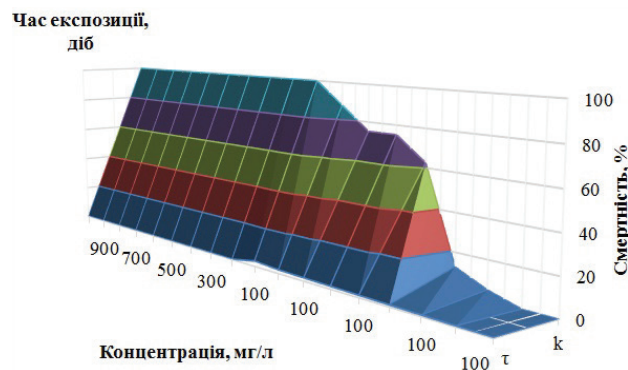


Рис. 3. Смертність особин бокоплава від кількості забруднювача у воді та тривалості його дії

Відповідно до досліджень [31], загальна кількість видів зообентосу, до яких входять і представники родини *Gammaridae*, не змінилась, однак їх співвідношення зазнало суттєвих змін. Це явище спричинене зарегулюванням Дніпра Каховським аодосховищем, що безумовно позначилось і на Бузькому лимані.

Відомо, що бокоплав є однією з найбільш поживних консументів першого порядку у водній екосистемі. Відтак вони займають важливе місце в формуванні

біомаси іхтіофауни молоді риб, особливо прохідних. Однак, синтезуючи результати досліджень [31, 36] отримуємо негативний тренд розвитку чисельності популяції даних ракоподібних разом із загальною продуктивністю компонентів одного рівня харчового ланцюга (рис. 5).

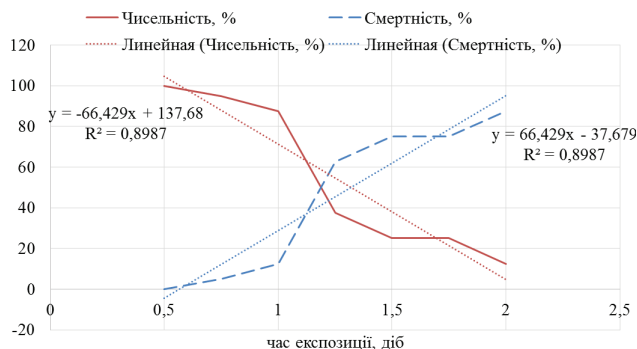


Рис. 4. Чисельність та смертність особин бокоплавів при концентрації прального порошку 100 мг/л протягом певного часу

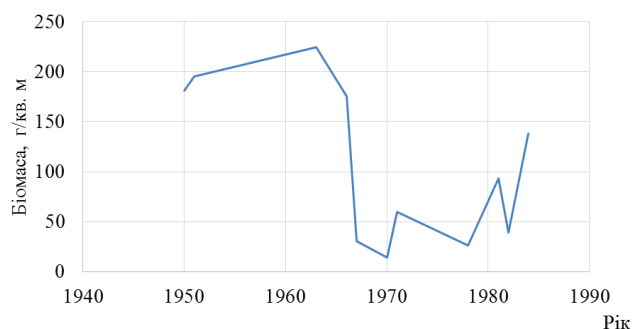


Рис. 5. Динаміка загальної біомаси зообентосу у Бузькому лимані

В 2008–2012 роках, в Бузькому лимані, біомаса зообентосу змінювалася в межах 27,43–60,09 г/м².

Зазначимо, що у зв'язку з підвищенням солоності та трофності Дніпро-Бузького лиману, погіршенням газового режиму у придонних шарах води (по причині зарегулювання стоку обох рік), частка молюсків в загальній біомасі зообентосу збільшується і складає сьогодні близько 90–95%. У той час як кількість групи амфіпод, разом із загальними показниками продуктивності групи зообентосу, зменшується від 1967 року і до сьогодні (рис. 6) (за даними [31]).

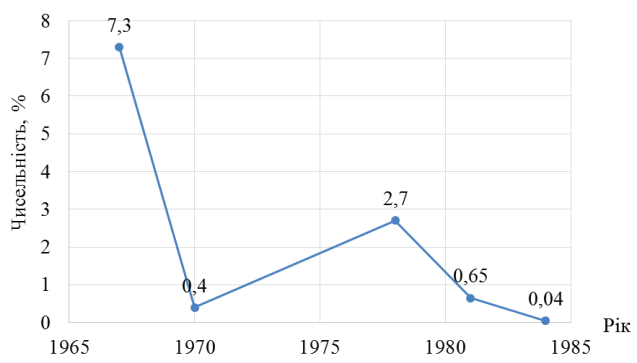


Рис. 6. Частка бокоплавів у загальній структурі зообентосу Бузького лиману

Оскільки тест-організми (бокоплави) було відловлено безпосередньо з водойми, індекс екологічної безпеки якої оцінюється, використання отриманих екологічних характеристик не бачиться можливим з причини відсутності значення «еталонної» (початкової) чисельності. Тому, в даному випадку, необхідно скористатися історичними даними.

Найдавніший знайдений показник кількості бокоплавів у Бузькому лимані відповідає 1967 року і складає 2,21 г/м² (рис. 6), при загальній біомасі зообентосу – 30,48 г/м² (рис. 5).

У 2012 році (останні відомі дані), ці показники складають 1,1 та 60 г/м² відповідно. Необхідно зазначити, що гідробіологічні дослідження по більшості річок Миколаївщини є точковими, несистемними та дуже неповними. Зокрема, інформацію про зообентос Південного Бугу й лиману у дуже загальних межах можна знайти тільки в щорічних доповідях про стан навколишнього природного середовища. Це в значній мірі впливає на об'єктивність оцінки та якість прийняття відповідних рішень.

Провівши нескладні розрахунки, за наведеними вище фактичними даними, знаходимо показник смертності k_c (3).

$$k_c = \frac{1,1}{2,1} = 0,497 \approx 0,5 \tag{3}$$

Наступний етап алгоритму оцінки може мати два шляхи: визначення індексу безпеки екологічної системи тільки по бокоплавам («груба») або ж комплексна оцінка за 5 групами тест-організмів (стенобіонтів).

Оскільки веснянок, одноденок, волохокрилець та віскокрилок у пробах виявлено не було, приймаємо: $k_{вс}=1, k_{од}=1, k_{вх}=1, k_{вл}=1$, а $k_c=0,5$, вираз (1), за таких відповідних даних, приймає наступний вигляд:

$$IEB = \frac{1}{1+1+1+1+1+0,5} = 0,18.$$

Відтак, можна говорити про надзвичайну забрудненість водної екосистеми Південного Бугу господарсько-побутовими стічними водами. Крім цього, зокрема на особин родини *Gammaridae*, значно впливає замулення водойми внаслідок ведення активного сільгоспвиробництва у першій заплаві річки та відсутність його контурно-меліоративної організації.

Об'єктивність пропонованого методу оцінки безпеки екологічної системи підтверджується якісним і кількісним збідненням іхтіофауни досліджуваної природної системи (рис. 7).

За даними [31], у 50-х роках ХХ століття цей показник був на рівні 20 тис. тон риби. Сьогодні, внаслідок ряду причин, зокрема величезних масштабів зарегулювання стоку Дніпра та Південного Бугу, об'єми добування риби коливаються в межах 2–4 тис. т.

Інтенсифікація процесу евтрофікації, замулення русел, зміна гідрологічного режиму річок та інші негативні процеси є наслідком нераціонального та незбалансованого природокористування людини в басейні водних екосистем. Тому, цілком логічними треба вважати необхідність зміни підходів як до господарювання в екологічній системі, так і до контролю впливу на неї.

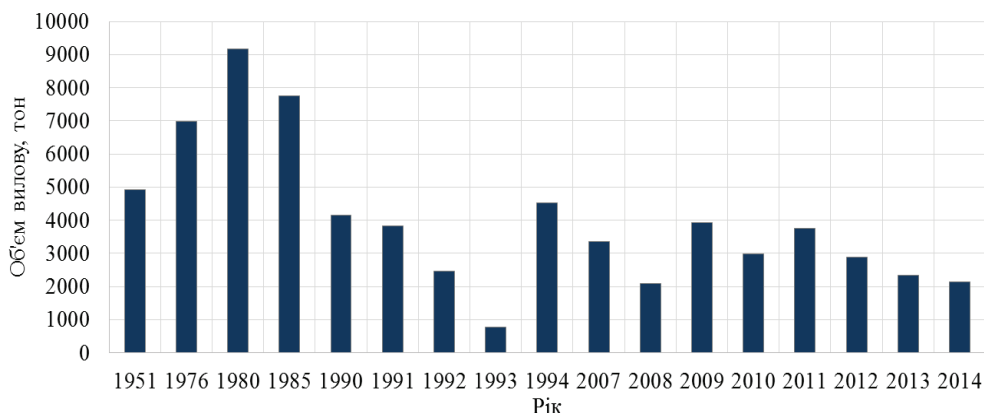


Рис. 7. Динаміка вилову риби у Дніпро-Бузькому лимані

Підсилення, видалення або зміна дії одного або декількох абіотичних факторів на екосистему обов'язково позначиться на структурі та кількісних показниках біотичного різноманіття. Метод біоіндикації, який характеризує інтенсивність та збалансованість потоків енергії в природній системі, в будь-якому випадку буде більш точним, оскільки віддзеркалює дію значного комплексу факторів природного та штучного походження. Головним завданням, в даному випадку, є виявлення причинно-наслідкових зв'язків між наявними екологічними проблемами та видами господарської діяльності.

Показовими в плані негативного впливу зарегулювання стоку річки гирловими водосховищами є результати досліджень [37]. Особлива увага у зазначеній роботі акцентується на тому, що водні ресурси є важливою складовою (вирішальним фактором [38]) сталого соціального та економічного розвитку територій і актуальним на часі є розробка методик об'єктивної оцінки водних ресурсів, з метою збалансованого управління складних техно-екологічних систем. З огляду на інтенсифікацію ресурсозберігаючого напрямку вдосконалення промислового виробництва, стверджується думка, на прикладі р. Дніпро, про неактуальність функціонування більшості вже існуючих водосховищ в сучасній структурі господарства України. В розрізі зазначених результатів досліджень заслугоує на увагу та підтримку висновок авторів про те, що водні ресурси України в значній мірі залишаються недооціненими, що має стимулювати наукову роботу саме в цьому напрямку.

Ще одним, не менш важливим, елементом проблеми забезпечення екологічної безпеки природної системи є управління безпекою.

Відомо, що екологічна безпека визнана невід'ємною складовою розвитку людства, через яку найкращим чином враховану біологічну сутність людського буття. Оскільки необхідність перегляду підходів до оцінки безпеки екологічних систем вже викладена та розраховано її поточний стан, доречним буде обґрунтувати механізм її забезпечення, який бачиться важливою складовою в стратегічному плануванні розвитку.

Обов'язковою ознакою будь-якого планування є чітко визначені часові межі, кількість матеріальних та трудових ресурсів, і найголовніше – мета, яка виражена через число чи певний показник. Останнє в значній мірі і визначає структуру перших трьох складових. Отже, можна стверджувати, що зупинка погіршення та покращення стану екологічних систем можливе тоді, коли чітко поставлена задача. Наприклад, якщо у 2014 році ІЕБ оцінено на рівні 0,2, то через 10 років він має складати 0,7.

Коли ми говоримо про сталий розвиток як про інструмент побудови гармонійних тривалих взаємозв'язків системи «людина – природа», справедливо буде вважати, що ІЕБ за таких умов має максимально наблизитися до 1. На рис. 8 запропоновано багатофазну модель реалізації певної концепції екологічної безпеки регіону або ж екологічної політики. Назва може бути різною, однак мета є одна – забезпечення екологічної безпеки, яка є складовою національної безпеки [39].

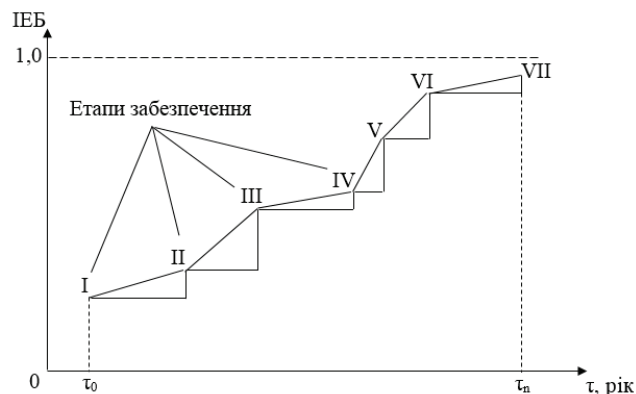


Рис. 8. Багатофазна модель забезпечення екологічної безпеки природної системи (І–VII – значення ІЕБ в кожний конкретний рік від τ_0 до τ_n)

Таким чином, компетентним органом або експертною радою формуються кінцеві значення ІЕБ по закінченню певного періоду розвитку τ_n (або конкретно по рокам) та умовна кількість кроків (етапів) (на прикладі – їх шість, І – початкове (стартове) значення). Можливість коригування кількості кроків пояснюється необхідністю швидко та ситуативно реагувати на непередбачувані явища чи процеси, які не залежать від місцевої громади (наприклад, війна, транскордонне забруднення або ін.). На рис. 9 схематично представлено таку ситуацію та визначено алгоритм подальших дій.

Планування розвитку у вигляді трикутників пояснюється простотою та функціонально влучною будовою фігури. По-перше, кожна його сторона добре описується рівнянням прямої. А по-друге, гіпотенуза (BC) виконує роль вектору розвитку, який планується; катет основи (BD) – межа між прогресом і регресом, збалансованим і незбалансованим розвитком (вектор В–3); катет DC – площина маневрування. І якщо план дій з ситуацією, яку описує вектор В–3, зрозумілий (потрібно відновитися хоча б до вихідного стану), то мабуть

не зайвим буде пояснити, чому у випадку з вектором В-1 треба прямувати до запланованої точки С. Такий підхід пояснюється тим, що зростання кількісних показників не завжди говорить про їх якість (зростання заробітних плат нівелюються на фоні зростання інфляції, високий показник продуктивності екосистеми не завжди можна сприймати за прогрес (агроекосистеми, евтрофікація)). Інакше кажучи, маючи реальний кількісний приріст чи вигоду, ліпше направити надлишок на інші, відстаючі, сфери або ж зберегти.

У точці 2, в залежності від експертного рішення, формується направлення подальшого вектору розвитку. Рух униз від досягнутого рівня треба сприймати як розбалансування та порушення функціональної цілісності досліджуваної екологічної системи.

Щодо вирішення питання визначення вагомості кожної з трьох складових сталого розвитку, на противагу думці про вирішальну роль експертів у даному процесі, вирішується воно доволі просто. Уподобивши розвиток екологічної, соціальної та економічної складової до прямої лінії (вектору), кожне рівняння буде мати один чи два коефіцієнти, яким воно описується. Знаючи поточне та заплановане значення показника сталого розвитку, неважко буде, на основі векторної математики, визначити рівняння розвитку кожної зі складових. Таким чином можна максимально зменшити долю суб'єктивних рішень на всіх етапах їх прийняття.

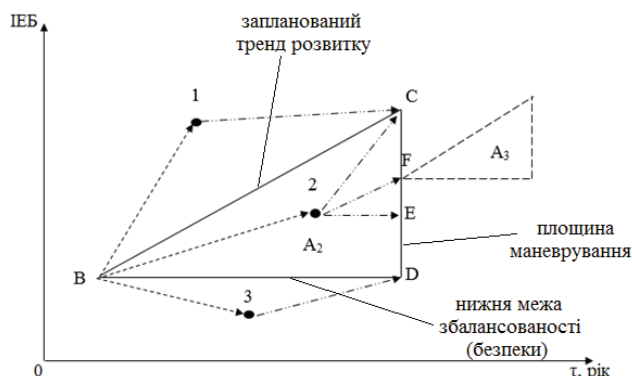


Рис. 9. Алгоритм управління екологічною безпекою природної системи в певному часовому періоді розвитку

6. Обговорення результатів дослідження та оцінки індексу екологічної безпеки

Проведені дослідження є продовженням попередніх робіт авторів [4, 12] у напрямі розробки та обґрунтування методів оцінки за забезпечення екологічної безпеки природних систем. Аналізуючи отримані результати, варто відзначити, що основною причиною низького значення розрахованого індексу екологічної безпеки є незбалансованість та необґрунтованість системи природокористування у басейні річки. Сьогодні можна впевнено казати про зникнення осетрового промислу в гирлі Південного Бугу внаслідок зарегулювання руслу річки Олександрівською гідроелектростанцією. Порушені міграційні шляхи промислових риб та значно змінений гідрологічний режим водно-

го об'єкту. Нівелювання весняно-паводкових чисток руслу зумовило зникнення судноплавства на річці та необхідність регулярних чисток руслу в контексті боротьби із замулюванням (рис. 10).

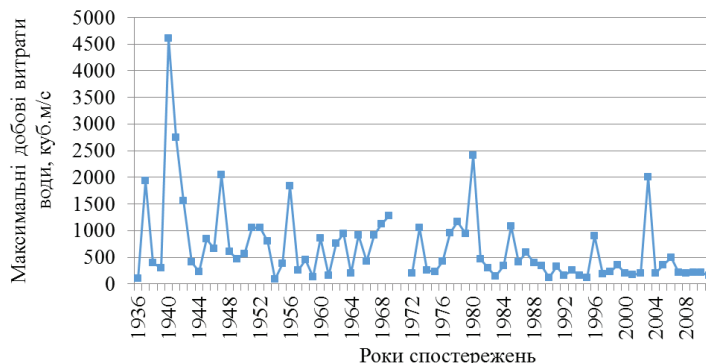


Рис. 10. Зменшення величини екстремумів добових витрат води в р. П. Буг

Суттєві зміни відбулися у якісному (з річки зникли близько двох десятків видів риб) та кількісному (50 % річного вилову риби припадає на туюлку) складі іхтіофауни, що підтверджується [31]. Будь-які зміни у середовищі функціонування річкової біоти в більшій чи меншій мірі позначаються на ній та на харчових і енергетичних ланцюгах, в якій вона задіяна. Тому, замість того, щоб кожного року забирати чітко визначену, науково обґрунтовану частину водних чи гідробіологічних ресурсів без шкоди для водної екосистеми, сьогодні треба вкладати мільйони гривень у риборозведення та днопоглиблювальні роботи.

Таким чином доведено, що нормативний підхід до нормування антропогенного навантаження на водні екосистеми об'єктивно не відображає реальну ситуацію. Відсутність перевищень гранично-допустимих концентрацій забрудників у 2015 році у річці Південний Буг не підтверджується оздоровленням екосистеми.

Варто відзначити й те, на чому потрібно в подальшому зосередити увагу. По-перше, необхідно продовжити дослідження впливу концентрацій прального порошку менше 100 мг/дм³ у воді на визначені 5 груп гідробіонтів. Провести ці дослідження на початку літнього періоду, з метою відлову одноденок, веснянок, волохокрилець та віскокрилець. Це дозволить збільшити об'єктивність результатів оцінки. Побудувавши екологічні характеристики визначених гідробіонтів, розрахувати господарський ризик від забруднення річки стічними водами. Збитки від нераціонального господарювання на річці можуть бути представлені у речовинному або енергетичному еквіваленті. Деякі розрахунки авторами вже проведені і висвітлені у попередніх роботах.

По-друге, розробити класифікацію значень розрахованого ІЕБ, що також потребує додаткових польових та лабораторних досліджень.

Будь-яка водна екосистема характеризується певним набором стенобіонтних організмів та більш-менш сталими потоками речовини та енергії. Відтак, використання пропонованого методу оцінки екологічної безпеки є географічно досить широким та значно дешевшим за визначення ГДК. Крім цього, він є максимально простим для розуміння та використання на практиці,

та більш об'єктивним з позицій відображення результатів, як було показано у роботі.

Загалом, проведені дослідження дозволять на регіональному рівні (Миколаївська область, Україна) сформулювати шляхи зупинки погіршення стану річки з метою стабілізації рівня екологічної безпеки регіону та закладення основ його підвищення.

7. Висновки

1. Поглиблюючи існуючі теоретичні та практичні дослідження на предмет оцінки екологічного стану природних систем і територій, обґрунтовано до практичного використання та апробовано стенобіонтну методику тестування навколишнього природного середовища (на прикладі водної екосистеми гирлового комплексу Південного Бугу).

2. Розраховано індекс екологічної безпеки ділянки басейну, який в діапазоні $0 < \text{ІЕБ} < 1$ приймає значення 0,18. Це говорить про кризову екологічну ситуацію в екологічній системі річки та підтверджується наведеним у роботі графічним та аналітичним матеріалом. Зокрема, значно збільшилась трофічність водойми, у якісному та кількісному відношеннях зменшилось різноманіття іхтіофауни, змінився гідрологічний режим.

3. Основною причиною негативних екологічних явищ в басейні річки, які суттєво позначаються на добробуті місцевого населення, бачиться надмірне зарегулювання стоку штучними гідротехнічними водоймами. Затримуваний ними об'єм води складає $1,5 \text{ км}^3$, при багаторічному середньорічному – $2,6 \text{ км}^3$. Тому першочерговою задачею має бути інвентаризація усіх водосховищ та ставків у басейні річки, з метою виведення з експлуатації функціонально непридатних.

4. Проведена експериментальна робота з подальшими розрахунками ІЕБ доводить неспроможність нормативної концепції оцінки антропогенного впливу на навколишнє середовище забезпечити об'єктивність результату оцінки. Результатом дослідження є практична реалізація нових теоретичних напрацювань в галузі оцінки безпеки екологічних систем. Отримане значення індексу добре корелює як з якісними, так і з кількісними характеристиками досліджуваної водної екосистеми.

5. Поглиблено теоретичні напрацювання щодо алгоритму забезпечення (управління) екологічної безпеки природних та соціоприродних систем. Вдосконалена методика може бути також застосована для оцінки соціальної, економічної складової розвитку та для узагальненого показника сталого розвитку.

Література

1. Статюха, Г. О. До питання кількісної оцінки екологічної безпеки при ОВНС [Текст] / Г. О. Статюха, В. А. Соколов, І. Б. Абрамов, Т. В. Бойко, А. О. Абрамова // Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2010. – Т. 6, № 6 (48). – С. 44–46. – Режим доступу: <http://journals.uran.ua/eejet/article/view/3347/3147>
2. Черкашин, С. А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии [Текст] / С. А. Черкашин // Известия ТИПРО. – 2001. – Т. 128, № 1-3. – С. 1020–1035. – Режим доступа: <http://cyberleninka.ru/article/n/biotestirovanie-terminologiya-zadachi-osnovnye-trebovaniya-i-primeneniye-v-rybohozyaystvennoy-toksikologii>
3. Акимова, Т. А. Экология [Текст] / Т. А. Акимова, В. В. Хаскин. – М.: ЮНИТИ, 1999. – 455 с.
4. Безсонов, Є. М. Обґрунтування та формалізація підходу до оцінювання екологічної безпеки регіону [Текст] / Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв // Східно-Європейський журнал передових технологій. – 2016. – Т. 2, № 10 (80). – С. 9–18. doi: 10.15587/1729-4061.2016.64843
5. Безсонов, Є. М. Переорієнтація оціночних показників екологічної безпеки [Текст] / Є. М. Безсонов // V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2015). – Вінниця: ТОВ «Нілан-ЛТД», 2015. – С. 33.
6. Добровольський, В. В. Дуалізм людини в соціоекологічній системі [Текст] / В. В. Добровольський // Наукові праці: Науково-методичний журнал. – 2004. – Т. 39, Вип. 26. – С. 11–17.
7. Добровольський, В. В. Основи теорії екологічних систем [Текст]: навч. пос. / В. В. Добровольський. – К.: ВД «Професіонал», 2006. – 272 с.
8. Голубець, М. А. Екосистемологія [Текст] / М. А. Голубець. – Львів: Поллі, 2000. – 316 с.
9. Вернадський, В. І. Живое вещество [Текст] / В. І. Вернадський. – М.: Наука, 1978. – 358 с.
10. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment [Text]. – Washington, DC., 2005. – Available at: <http://www.millenniumassessment.org/ru/Synthesis.html>
11. Шуйський, В. Ф. Закономерности лимитирования пресноводного макрозообеноса экологическими факторами [Текст]: автореф. дис. ... д-ра биол. наук / В. Ф. Шуйський. – Санкт-Петербург, 1997.
12. Безсонов, Є. М. Екологічна складова сталого розвитку: обґрунтування пріоритетності та шляхи забезпечення [Текст] / Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв // Вісник Вінницького політехнічного інституту. – 2015. – № 6 (123). – С. 23–29.
13. Хорбут, Н. Зообентос малих річок в умовах нафтового забруднення [Текст] / Н. Хорбут // Вісник Прикарпатського національного університету імені Василя Стефаника. – 2007. – Вип. VII-VIII. – С. 204–206. – Режим доступу: http://www.nbuv.gov.ua/old_jrn/Chem_Biol/vpnu_biol/2007_7-8/7-79.pdf
14. Безматерных, Д. М. Зообентос как индикатор экологического состояния водных экосистем Западной Сибири: аналит. обзор [Текст] / Д. М. Безматерных. – Новосибирск, 2007. – 87 с.
15. Maltby, L. Stress, shredders and streams: using gammarus energetics to assess water quality [Text] / L. Maltby; D. W. Sutcliffe (Ed.) // Water quality and stress indicators in marine and freshwater systems: linking levels of organisation. – Ambleside, UK, Freshwater Biological Association, 1994. – P. 98–110.

16. Maltby, L. Evaluation of the *Gammarus pulex* in situ feeding assay as a biomonitor of water quality: Robustness, responsiveness, and relevance [Text] / L. Maltby, S. A. Clayton, R. M. Wood, N. McLoughlin // *Environmental Toxicology and Chemistry*. – 2002. – Vol. 21, Issue 2. – P. 361–368. doi: 10.1002/etc.5620210219
17. Gerhardt, A. *Gammarus*: Important Taxon in Freshwater and Marine Changing Environments [Text] / A. Gerhardt, M. Bloor, C. L. Mills // *International Journal of Zoology*. – 2011. – Vol. 2011. – P. 1–2. doi: 10.1155/2011/524276
18. Estimating environmental damage in freshwater [Text]. – The Nuffield Foundation, 2008. – Available at: http://www.nuffieldfoundation.org/sites/default/files/25_Estimatg_env_freshwater.pdf
19. Pascoe, D. *Gammarus pulex* (L.) feeding bioassay? Effects of parasitism [Text] / D. Pascoe, T. J. Kedwards, S. J. Blockwell, E. J. Taylor // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. – 1995. – Vol. 55, Issue 4. doi: 10.1007/bf00196046
20. Устарбеков, А. К. Качественная и количественная характеристика питания молоди рыб в западной части Среднего Каспия [Текст] / А. К. Устарбеков, Т. А. Магомедов, З. С. Курбанова, З. М. Курбанов и др. // IX Съезд Гидробиологического общества РАН. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2006. – С. 209. – Режим доступа: <http://www.shuisky-vf.narod.ru/V2.pdf>
21. Задоненко, И. Н. Результаты и перспективы акклиматизации байкальских гаммарид в водоемах СССР [Текст] / И. Н. Задоненко, О. А. Лейс, В. Ф. Григорьев // Сборник научных трудов. – 1985. – Вып. 232. – Режим доступа: http://www.reabic.net/publ/Zadoenko_et_al_1985.pdf
22. Промысловые рыбы СССР [Текст] / ред. Л. С. Берг, А. С. Богданов, Н. И. Кожин, Т. С. Расс. – М.: Пищепромиздат, 1949. – 793 с. – Режим доступа: http://herba.msu.ru/shipunov/school/books/promysl_ryby_ssr1949_opis.pdf
23. Mazur, R. The application of the *Lymnaea stagnalis* embryo-test in the toxicity bioindication of surfactants in fresh waters [Text] / R. Mazur, A. Wagner, M. Zhou // *Ecological Indicators*. – 2013. – Vol. 30. – P. 190–195. doi: 10.1016/j.ecolind.2013.02.002
24. Favas, P. J. C. Accumulation of arsenic by aquatic plants in large-scale field conditions: Opportunities for phytoremediation and bioindication [Text] / P. J. C. Favas, J. Pratas, M. N. V. Prasad // *Science of The Total Environment*. – 2012. – Vol. 433. – P. 390–397. doi: 10.1016/j.scitotenv.2012.06.091
25. Kosior, G. Bioindication capacity of metal pollution of native and transplanted *Pleurozium schreberi* under various levels of pollution [Text] / G. Kosior, A. Samecka-Cymerman, K. Kolon, A. J. Kempers // *Chemosphere*. – 2010. – Vol. 81, Issue 3. – P. 321–326. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.07.029
26. Franzle, O. Complex bioindication and environmental stress assessment [Text] / O. Franzle // *Ecological Indicators*. – 2006. – Vol. 6, Issue 1. – P. 114–136. doi: 10.1016/j.ecolind.2005.08.015
27. Количественные методы экологии и гидробиологии (сборник научных трудов, посвященный памяти А. И. Баканова) [Текст] / ред. Г. С. Розенберг. – Тольятти: СамНИЦ РАН, 2005. – 404 с.
28. Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring [Text] / D. Chapman (Ed.). – Great Britain, 1996. – 609 p. – Available at: http://eng.harran.edu.tr/moodle/moodledata/11/Dosyalar/Water_Quality_Assessments.pdf
29. Mayer, F. Manual of acute toxicity: interpretation and data base for 410 chemical and 66 species of freshwater animals [Text] / F. Mayer, M. R. Ellersieck // *US Dep. Inter. Fish and Wildlife Serv. Resour. Publ.* – 1986. – Available at: <http://www.cerc.usgs.gov/pubs/center/pdfDocs/90506-intro.pdf>
30. Шуйский, В. Ф. Биоиндикация качества водной среды, состояния пресноводных экосистем и их антропогенных изменений [Текст] / В. Ф. Шуйский, Т. В. Максимова, Д. С. Петров // VII междунар. конф. «Экология и развитие Северо-Запада России». – СПб.: Изд-во МАНЭБ, 2002.
31. Жукинский, В. Н. Днепровско-Бугская эстуарная экосистема [Текст] / В. Н. Жукинский, Л. А. Журавлева, А. И. Иванов и др.; ред. Ю. П. Зайцев; АН УССР/Ин-т гидробиологии. – Киев: Наукова думка, 1989. – 240 с.
32. Холодов, В. И. Планирование экспериментов в гидробиологических исследованиях [Текст] / В. И. Холодов; под. ред. В. Н. Еремеева; Институт биологии южных морей им. А. О. Ковалевского. – Севастополь, 2014. – 182 с.
33. Свергузова, С. В. Разработка способа очистки модельных растворов от синтетических поверхностно-активных веществ [Текст] / С. В. Свергузова, Ю. Н. Малахатка // Научно-технический сборник. – 2010. – № 93. – С. 162–166. – Режим доступа: http://eprints.kname.edu.ua/16970/1/162-166_%D0%A1%D0%B2%D0%B5%D1%80%D0%B3%D1%83%D0%B7%D0%BE%D0%B2%D0%B0_%D0%A1%D0%92.pdf
34. СПАВ [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://www.moreprom.ru/article.php?id=39>
35. Ostroumov, S. A. Biological effects of surfactants [Text] / S. A. Ostroumov. – CRC Press, 2006.
36. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Миколаївській області за 2012 рік [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/index.php/dopovidi/regionalni/1124>
37. Шапар, А. Г. Вплив водосховищ на стан водних ресурсів басейну р. Дніпро [Текст] / А. Г. Шапар, О. О. Скрипник // Екологія і природокористування. – 2013. – Вип. 17. – С. 49–57. – Режим доступу: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ecolgr_2013_17_8
38. Дмитриева, О. О. Эколого-социальная оценка впродовження екологічно безпечного водовідведення у м. Одеса [Текст] / О. О. Дмитриева // Агросвіт. – 2008. – № 7. – С. 15–22.
39. Закон України «Про основи національної безпеки України» зі змінами від 07.08.2015 [Текст]. – Верховна Рада України, 2003. – № 964-IV. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/964-15>