

ОГЛЯДИ

УДК 502.51:574.5/6

doi: 10.25128/2078-2357.21.3.8

¹І. Л. СУХОДОЛЬСЬКА, ²В. В. ГРУБІНКО

¹Рівненський державний гуманітарний університет
вул. Ст. Бандери, 12, Рівне, 33028

²Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027
e-mail: iryna.sukhodolska@rshu.edu.ua, v.grubinko@gmail.com

ОСНОВНІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНЮВАННЯ СТІЙКОСТІ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ

У статті представлено узагальнення підходів щодо оцінювання стійкості та вразливості екосистем. Показано, що важливими компонентами, які характеризують порушення стійкості водних екосистем, є зміна абіотичних та біотичних показників. Стійкість визначають за індексами, які характеризують показники сольового, трофо-сапробіологічного складу та токсичної дії, техногенних впливів, екологічної ємності, техноємності, екологічного резерву, ефективністю механізму пластичного метаболізму хімічних сполук, асиміляційним потенціалом, асиміляційною ємністю, трофічним статусом, коефіцієнтом самовідновлення вод, порівнянням показників із нормативними значеннями, комплексними біоценотичними критеріями, а також рівнями компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод. За умови врахування діапазону природної мінливості гідробіонтів їх вважають надчутливими індикаторами, що відображають стан рівноваги та порушення у екосистемах. Реакція біоти проявляється змінами видового багатства, чисельності, біомаси, чистої первинної продукції, сукцесійних стадій (серії) угруповань, морфогенезу, онтогенезу, віталітету, структури, співвідношення між типами стратегії (S/R), міжвидових відносин тощо. Використання інтегральних підходів, які включають низку обґрунтованих показників, надає можливість розрахувати рівні навантаження на екосистеми, побачити чи змоделювати відгук біоти на цей вплив та визначити відносну стійкість водного об'єкту.

Ключові слова: екологічна ємність, стійкість екосистеми, сукцесія, біотична саморегуляція.

Зміни стану водних екосистем відбуваються за дії природних та штучних (біотичних, абіотичних та антропогенних) впливів. Компенсаційні механізми захисту екосистеми дозволяють підтримувати її основні параметри через механізми адаптації. Однак раптові, тривалі зміни умов середовища сповільнюють пристосування екосистеми, зумовлюючи значну перебудову її внутрішньої структури, втрату природних функцій, виникнення незворотних деградаційних процесів та її повне зникнення. Методи визначення адаптаційних можливостей екосистеми, критерії та показники її стійкості дозволяють розрахувати ризики й втрати та розробити відповідні рекомендації, але не існує єдиного універсального підходу, який зміг би охопити всі зміни одночасно.

Складність проведення таких розрахунків полягає насамперед у неоднозначності трактування поняття стійкості для екосистем різних рівнів ієрархії та визначення точного діапазону можливого навантаження на окремі компоненти та елементи, що не призводить до

суттєвих чи катастрофічних змін. Найчастіше стійкість визначають як фундаментальну властивість екосистеми, яка забезпечує збереження її структури та функцій за впливу негативних зовнішніх чинників [2, 15]. Проте стійкість розглядають не лише як незмінність певного стану екосистеми упродовж заданого часового інтервалу, а й як перехід до будь-яких інших станів у даний момент (статична стійкість) та постійний розвиток екосистеми (динамічна стійкість) [2]. Різні підходи до розуміння поняття стійкості екосистеми та її видів зумовили виокремлення ознак, критеріїв та проявів змін, за якими здійснюється оцінювання.

Стійкість екосистеми відображається у формах інертності, відновлюваності, пластичності та зміни інваріантної структури [12]. Інертність та пластичність екосистеми розглядають як адаптаційну стійкість, а відновлювальність – як регенераційну. Адаптаційну стійкість пропонують розраховувати для лентичних екосистем (озера, болота, ставки та водосховища), а регенераційну – для лотичних (річки, канали) [40].

Біотопи чи угруповання аналізують за резистентністю та пластичністю. Резистентність (пружність, інертність) свідчить про здатність екосистеми під впливом дії фактору упродовж часу не виходити за певні межі (стійкості). Пластичність (мобільність) визначає здатність екосистеми після припинення дії фактору упродовж часу повертатися до вихідного стійкого положення [15, 57].

Реакція водної екосистеми на дію стресових умов проявляється адаптивним розвитком (критична ситуація), частковою втратою стійкості (власна криза), незворотними змінами чи руйнуванням (катастрофа) [2, 3].

Порушення стійкості екосистеми визначають за моделлю P-R-S (Pressure–State–Response). Індекси тиску або дії, стану та реагування одночасно оцінюють дію антропогенного навантаження, ситуацію в екосистемі та зміни, що виникають внаслідок негативного впливу [55]. Ці індекси розраховують за показниками техногенних впливів, екологічної ємності, техноємності, а також рівнями компенсаційного механізму біотичної саморегуляції вод та ефективності механізму пластичного метаболізму хімічних сполук, що призводять порушення екологічної рівноваги за рахунок втрати природоємності [31].

Автори [31] зазначають, що саме за допомогою еколого-технічних показників та їх параметрів можна визначити інтенсивність внутрішньо-водоємних процесів і потенційно можливих екологічних ризиків їх розвитку. У роботі [31] наведено послідовний ряд особливостей розвитку та функціонування техноприродних екосистем: 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 гідроєкосистем за рахунок порушення екологічної рівноваги → часткова втрата природоємності екосистем.

Зміни екосистеми внаслідок впливу природних та антропогенних чинників окреслює екологічний резерв, який показує різницю між гранично допустимим відхиленням та її фактичним станом. Діапазон між цими показниками визначає буферну зону, у межах якої можуть відбуватися зміни, які не руйнують екосистему [2]. Екологічний резерв екосистем розрахувати складно, оскільки немає чітких його критеріїв, а реакція на зовнішні впливи, що виводять систему з рівноваги, може бути не миттєвою, а поступовою. Крім того, у однієї й тієї ж екосистеми одні стани можуть бути стійкими, а інші – нестійкими. Один і той же стан екосистеми може бути стійким щодо однієї змінної і нестійким відносно іншої [2].

Писанко Я. І. зазначає, що значення індексу екологічного резерву характеризує стійкість гідроєкосистеми та можливий рівень відновлення функціонування техногенно зміненої водної екосистеми. Даний показник розраховують як різницю індексів екологічної ємності та техноємності екосистеми. Оскільки екологічна ємність визначає спроможність екосистеми здійснювати трансформацію, міграцію й накопичення речовин, залучених у кругообіг, то враховують критерій біомаси (який характеризує живучість гідробіоценозів за умов зміни середовища їх існування), індекс самоочищення, кількість та концентрацію забруднюючих речовин, сумарний коефіцієнт самоочищення вод від забруднюючої речовини та коефіцієнт змішування річкових та стічних вод (0,8) [39].

Порушення структурно-функціональних властивостей гідроекосистеми розраховують за асиміляційним потенціалом, що включає індекс, який характеризує швидкість процесів біосинтезу (асиміляція), коефіцієнт редуції, який враховує самоочищення на ділянці між розрахунковими створами та показники БСК, ХСК, БСК_{повн}. Інтегральний показник (асиміляційну ємність), що відображає накопичення, трансформацію та детоксикацію забруднюючих речовин гідроекосистеми, визначають за гідрологічними показниками (середня швидкість течії та глибина водотоку), асиміляційним потенціалом, коефіцієнтами турбулентної дифузії та трансформації залишкових органічних домішок у воді [47].

Враховуючи те, що одні екосистеми можуть витримувати суттєві навантаження не порушуючи стійкість, а інші піддаються змінам за незначного впливу, автором [8] запропоновано використовувати одночасно буферну та екологічну ємності для характеристики біопродукційних процесів та їх інтенсивності у гідроекосистемах. Зокрема, буферна ємність характеризується асимілюючою та саморегулюючою можливостями щодо нейтралізації токсичних речовин без порушення структури гідробіоценозу та якісного стану водних екосистем. Екологічна ємність ілюструє збереження трофічного статусу гідроекосистеми без порушення структури видового багатства та біопродуктивності [4, 8, 14]. Якщо співвідношення екологічної ємності до буферної ємності більше або рівне одиниці гідроекосистеми характеризуються високим біопродукційним потенціалом, а якщо менше, то низьким. За низького біопродукційного потенціалу переважають деструктивні процеси, які призводять до зниження асимілюючої та саморегулюючої здатності гідроекосистем, спрощення їх біотичної структури та зниження коефіцієнта самоочищення вод [8].

Авторами [46] показано, що порушення розвитку гідроекосистеми відбувається в такій послідовності: забруднення водойми → зміна хімічного стану води → порушення структурно-функціональних властивостей води → порушення саморегулюючих та самоочисних властивостей → порушення механізму регуляції гомеостазу → розвиток деградаційних процесів → порушення безпечного розвитку.

Зміни хімічного стану води відображають різноманітні екологічні індекси, які визначають за показниками сольового, трофо-сапробіологічного складу та токсичної дії [46]. Порівняння отриманих значень з гранично допустимими концентраціями (ГДК) показує наскільки критичні зміни відбуваються у водоймі. Разом з фізико-хімічними методами визначають комплексний біоценологічний критерій, який включає показники технофільності, біофільності та спеціальної техногенності. Значне підвищення вмісту елементів із низькою біофільністю призводить до відчутних змін у гідроекосистемі. За одночасного підвищення технофільності та зниження біофільності елементу відбувається збільшення його шкідливості для гідробіонтів [44, 46].

Для визначення функціональної якості водних екосистем використовують одиничне, комплексне, багатокритеріальне, інтегральне, індексно-бальне оцінювання [5, 36]. Зокрема, у балах оцінюють відносну стійкість компонентного складу водного середовища гирлових ділянок річок. Стійкість визначають як середньоарифметичне значення балів за кожний з компонентів. Якщо верхня межа вмісту компоненту не перевищує 1 ГДК, то присвоюється 1 бал, не перевищує 5 ГДК – 2 бали, не перевищує 10 ГДК – 3 бали, не перевищує 50 ГДК – 4 бали, перевищує ГДК у 50 і більше разів – 5 балів. Відповідно відносна стійкість екосистеми за компонентним складом водного середовища може змінюватися від стійкого до дуже нестійкого (незворотні зміни) стану [6].

Розвиток процесів у басейнах малих річок від стабілізації до деградації розраховують з урахуванням впливу позитивних та негативних факторів. До позитивних відносять лісистість, залуженість, озерність та показник зміни стоку річки, до негативних – розораність, урбанізованість, водозабір підприємств промисловості, комунального і сільського господарства, стічні води підприємств промисловості, комунального та сільського господарства [41].

Оцінку екологічної стійкості ландшафтів річок проводять за методикою Е. Клементової та В. Гейниге [20]. Методика включає аналіз стійкості за коефіцієнтами екологічної стабілізації ландшафтів $K_{ЕСЛ1}$ та екологічної стабілізації біотехнічних елементів і всього ландшафту $K_{ЕСЛ2}$.

Перший показник визначається зіставленням площ, які зайняті різними елементами ландшафту, з врахуванням їх позитивного чи негативного впливу. Другий показник включає аналіз площ біотехнічного елемента та всієї території, коефіцієнти екологічного значення окремих біотехнічних елементів та геологоморфологічної стійкості рельєфу.

Стійкість водних екосистем значно залежить від морфометричних особливостей об'єкту, гідрологічних, фізико-географічних та кліматичних умов [40]. Також встановлено, що важливими індикаторами, які свідчать про порушення водної екосистеми, є показники гідрохімічного (вміст розчиненого кисню, прозорість, біогенні елементи), біологічного (видовий склад та біомаса фітопланктону, вплив вищої водної рослинності) стану та донних відкладів (особливості накопичення органічних речовин) [53].

Примаць К. О. наводить класифікацію стійкості водойм відповідно до зміни параметрів природного режиму. Основними показниками, які характеризують водойму за класами стійкості від максимального (I) до мінімального (V), є площа водного дзеркала, об'єм, максимальна глибина, середня температура вод, середня стратифікація та умови проточності. Стійкість водойми до зміни параметрів якості води визначають за вмістом нітрогену амонійного, завислих речовин, біохімічного споживання кисню за 5 діб та кольоровістю [40]. У роботі [40] розроблені методи кількісної інтегральної оцінки стійкості водних екосистем до зміни природних та антропогенних умов, екологічного благополуччя та екологічного ризику. Порівняння стану екосистем за допомогою інтегральних методик дозволяє не лише кількісно оцінити просторово-часові особливості змін, а й визначити ступінь їхньої трансформації та показники допустимих впливів [36]. Вибір показників здійснюють таким чином, щоб вони були репрезентативними при оцінюванні стану водойми.

Процеси гідродинаміки великих оліготрофних озер обумовлюють відсутність видимих ознак забруднення, що відбувається тривалий час. Унаслідок інтенсивного перемішування води видовий склад, сапробність та інші показники не можуть чітко відображати стан водойми, тому накопичення у значній кількості забруднювачів в озері проходить довго, непомітно та призводить до незворотних змін [28]. Водночас перемішування води має важливе значення для функціонування водних екосистем, оскільки насичує їх киснем, перерозподіляє потоки речовини та енергії водною товщею тощо. Стійкість водної маси оцінюють за двома показниками. Перший (стійкість Шмідта) дозволяє проаналізувати стійкість стовпа води до механічного перемішування. Другий показник (Lake Number (Ln)) описує процеси перемішування усередині стовпа води під впливом вітру [10, 56].

Для побудови критеріїв стійкості водного середовища озерної екосистеми використовують біомасу продуцентів (фітопланктону), біомасу консументів (зоопланктону), концентрацію біогенних речовин, масу детриту, біомасу бактерій та вміст розчиненого кисню. На основі імітаційного моделювання визначають за яких умов при змінах зазначених показників та їх відношенні екосистема буде стійкою чи нестійкою. Стійкість водної екосистеми порушується за домінування у водоймі синьо-зелених водоростей внаслідок зміни відношення N:P (менше 29:1) [51].

Стійкість відображає трофічний статус водойми, який визначають за показниками первинної продукції планктонних організмів, вмістом у воді хлорофілу, фосфору, нітрогену та біомасою фітопланктону. Також аналізують гетеротрофні угруповання, оскільки у трофічні сітки включаються не тільки органічні речовини, що утворилися під час фотосинтезу у водоймі, а й речовини алохтонного походження. Перевищення продукції над деструкцією свідчить про важливу роль гетеротрофного бактеріопланктону («мікробіальна петля») у процесах трансформації речовин [1, 54].

Забруднення водних екосистем супроводжується певними взаємопов'язаними закономірностями: проходить антропогенна деструктивна сукцесія, яка відображає нелінійні залежності між характеристиками стану біоценозів та ступенем забруднення води; форми трофічної піраміди біоценозу за умов евтрофікації води змінюються в результаті збільшення нижніх та пригнічення, скорочення верхніх трофічних рівнів; відбувається інверсія основи трофічної піраміди на користь гетеротрофної складової внаслідок накопичення органічної

речовини, яка не розклалася; збільшується частина речовин та енергії біоценозу, що надходить до мікробіальної петлі [30].

Стійкість абіотичних компонентів значною мірою визначається фізико-механічними і хімічними процесами перенесення, розведення, сорбції та міграції речовин [38, 40].

Вплив біоти на підтримання стійкості. Важливим компонентом водної екосистеми є біота, яка миттєво реагує на зміни середовища свого існування та підтримує його стійкість в певних межах. Згідно теорії біотичної регуляції, підтримання стійкості екосистеми забезпечує чиста первинна продукція, яку накопичує біота за певний час. За нормальних умов відсоток зниження чистої первинної продукції не повинен перевищувати 1 [15, 35]. Величина споживання первинної продукції в надмірно освоєних, змінених та штучних екосистем може варіювати від 10 до 30% [15], що порушує механізм біотичної регуляції. Ці екосистеми поступово втрачають здатність до самовідновлення, оскільки природна біота може компенсувати лише ті порушення, які не призводять до втрати її самої [11, 58]. Створення штучних екосистем дозволило суттєво збільшити чисту продукцію біоти, але одночасно призвело до спрощення структури системи, сповільнення проходження стадій сукцесій, зменшення видового багатства та, відповідно, зниження їхньої стійкості. Існування таких екосистем неможливе без підтримання «штучної рівноваги» [9].

Біота здатна перебудовувати структуру екосистем відповідно до зміни навколишнього середовища, тому при оцінці стану екосистем, їх потенціалу та ризиків втрати досліджують сукцесійні стадії (серії) угруповань від піонерного до стійкого клімаксного [2, 15]. Проходження фаз сукцесії супроводжується постійною зміною елементів угруповання, які краще адаптовані до умов. Завдяки успішному проходженню фази стабілізації, яка триває найбільше часу, збільшується видове багатство, продуктивність екосистеми та, відповідно, зростає її стійкість [15]. Однак, скільки часу екосистема буде знаходитися у близькому до стійкості стану, прогнозувати складно, оскільки будь-які нові впливи здатні вивести її з рівноваги. Найвищі ризики втрати стійкості характерні для екосистем, які близькі до клімаксного стану, а найнижчі – для піонерних стадій розвитку сукцесій [2, 15]. Здатність довго існувати в певних типах фітоценозів і заселяти угруповання сукцесійного статусу цілком визначається не лише екологією дорослих особин, але передусім процесами дисперсії діаспор, збереження їх життєздатності і здатністю формувати сходи [62]. Виключення одного або декількох видів з угруповання також можна інтерпретувати як порушення його стійкості. Решта видів можуть утворити стійке угруповання, але воно вже буде зовсім іншим [48].

Природний розвиток екосистем завжди спрямований на досягнення стабілізації (клімаксу), тобто такого стану, який має найвищі значення ентропії. Тому оцінку і порівняння різних процесів, що відбуваються у екосистемі, здійснюють, враховуючи зв'язування, збереження, економне використання та накопичення енергії у вигляді вільної форми (біомаси зелених рослин, торфу, органічної речовини тощо), яку можна використати за потреби [14, 34]. Одним із показників, який відображає енергетичний стан і зміни екосистеми, є Нітроген, а точніше – нітрогеновмісні сполуки (NO_2^- , NO_3^- та NH_4^+). Присутність сполук Нітрогену та їх доступність для біоти впливає на екологічну нішу, консортивні зв'язки, проходження сукцесії (хід, напрямок, швидкість, тобто розвиток екосистем), появу тих чи інших біоморф і типів стратегій рослин [14]. Наприклад, терофіти (експлеренти) швидко засвоюють надлишок сполук Нітрогену, але повністю відмирають (біомаса відмерлих частин становить 100 %), залишаючи лише насіння. Гемікриптофіти та геофіти (патієнти) швидко засвоюють сполуки Нітрогену і, відмираючи (листя, стебло), запасують їх у приземних чи підземних органах, що може становити від 20 до 50 % біомаси. Криптофіти та фанерофіти запасують сполуки Нітрогену в багаторічних надземних пагонах, а деякі – у вічнозелених листках. Відмерла частина біомаси в них варіює від декількох до 50% [14, 43]. Кожна з життєвих форм рослин має свої особливості накопичення та віддачі Нітрогену у вигляді органічних форм, а перетворення їх у неорганічні форми залежить від біологічних та хімічних властивостей середовища, які визначають швидкість накопичення органіки або її розкладу. Відношення між накопиченням (Nb) та розкладом (Ne) органіки відображає тип сукцесії ($\text{Nb}/\text{Ne}=1$ – екосистема стабільна; $\text{Nb}/\text{Ne}>1$ – ендодинамічна сукцесія; $\text{Nb}/\text{Ne}<1$ – екзодинамічна сукцесія). Проходження стадій сукцесій

супроводжується поступовим накопиченням сполук Нітрогену. Проте надмірне їх збільшення у біомасі уповільнює хід сукцесії, але водночас збільшує інерційність та стійкість екосистеми. Таким чином, Нітроген слугує ідеальним індикатором внеску біосистеми в екосистему і віддачі екосистеми в біосистему [14].

Дідух Я. П. зазначає [15], що формування, зміна та стабілізація екосистем відображається в сукцесіях біотопів. Відповідно до ступеня стійкості, автор виділяє біотопи трьох категорій (S-стійкі, P-пластичні та I-інертні) та 12 ознак фітоценозів (вплив антропогенної трансформації, відновлюваність, положення у сукцесійному ряду відносно антропогенних сукцесій, регіональна репрезентативність, характер поширення, екологічна амплітуда, екологічні умови поширення, наявність інвазійних видів, ступінь гемеробності, співвідношення між типами стратегії (S/R), соціологічна значущість та синфітосозологічний статус), за якими оцінюються зміни біотопів відносно їхніх стійких станів. Аналіз за цими критеріями дозволяє відслідковувати стійкість екосистеми та можливі ризики її втрати.

Для визначення стану, контролю та здійснення прогнозування стану водних екосистем будують діаграми сукцесій, які відображають динаміку кількісних показників стану біоценозу (чисельність, біомаса гідробіонтів) та фізико-хімічні характеристики якості води (вміст розчиненого кисню, нітрогену, фосфору, специфічних забруднювачів). Також враховують дані, які найбільше віддзеркалюють зміни у структурі біоценозу (відношення певних груп гідробіонтів, ступінь збалансованості автотрофної та гетеротрофної ланки, особливості трансформації та передачі ланцюгами живлення органічної речовини) [29].

Відомо, що стабільність екосистеми підтримують види, які проживають в екотопі. Збільшення різноманітності видів у екосистемі підвищує її стійкість. Кількісний опис видового різноманіття здійснюють, використовуючи різні індекси [33] (видового різноманіття Шеннона, домінування та різноманіття Сімпсона, видового багатства Маргалєфа, видового багатства Менхінка, вирівняності Пієлу та ін.), які характеризують стійкість угруповання. Наприклад, індекс вирівняності Пієлу показує частоту можливих флуктуаційних коливань чисельності видових популяцій угруповання в умовах біотичної насиченості середовища. Тобто, виявляє ступінь рівномірності розподілу видів за їх чисельністю в угрупованні. Багаточленні угруповання з нечисельних популяцій відзначаються вищою екологічною стійкістю, ніж малочленні, до складу яких входять численні популяції. Загалом, вирівняність надійно характеризує стійкість угруповання через кількісні параметри – видове багатство та чисельність видів [7, 33].

Основою біорізноманіття водних екосистем є фітопланктон, оскільки він продукує автохтонну органічну речовину і насичує водну товщу розчиненим киснем [37, 50]. Незначна кількість видів і низька чисельність фітопланктону характерна для водойм, які зазнають посиленого антропогенного впливу. Водойми, які певною мірою зберегли свій природний стан, характеризуються високим видовим, таксономічним і кількісним різноманіттям фітопланктону та інших угруповань гідробіонтів, що є показником стійкості гідроекосистеми до впливу негативних чинників [50].

Індикаторами стану водного середовища є організми мікрозоопланктону (інфузорії, коловертки) та бентосу (олігохети). Аналіз зообентосу здійснюють за представниками родини Tubificidae [27]. Зокрема, збільшення їх розмірів вказує на евтрофікацію річки і збільшення замулених ділянок дна [52]. Використовують індекс AMBI (AZTI Marine Biotic Index), який дозволяє визначити стан екосистеми за співвідношенням п'яти екологічних груп організмів (чутливі види, індиферентні до стресу види, стрес-толерантні види, види-опортуністи першого порядку, види-опортуністи другого порядку) [27, 60]. При оцінюванні стійкості важливо визначити тотальну стійкість, оскільки в окремих аспектах поряд з переважанням стійких станів можуть спостерігатися нейтральні або нестійкі стани угруповання [18].

У роботі [25] розрахований трофічний статус річок, сапробність, значення певних угруповань та біотичних індексів для оцінювання стану водойми. Показано, що чисельність і біомаса фітопланктону, фітоперифітону, зоопланктону та зообентосу є індикаторами стійкості водойми. Також враховано, що структура планктону в річках залежить від наявності проточних озер, а для бентосу та перифітону важливі підстилаючий ґрунт та субстрат [26].

Для стійкого існування популяції необхідна не лише підтримка певного рівня чисельності, але обов'язкова наявність різних поколінь і достатнього рівня віталітету основної частини особин [23]. Тому важливим критерієм, що відображає закономірності підтримання, зміни та стійкість організмів у конкретних умовах існування, є віталітетний спектр. Його оцінку здійснюють, використовуючи морфометричні параметри (довжину пагона, довжину суцвіття, довжину та ширину листка, кількість плодів), біомасу, щільність, репродуктивне зусилля, частку проективного покриття тощо. Депресивний, рівноважний і процвітаючий віталітетні типи аналізують за індексом якості популяції (Q) [19], значення якого лежать у діапазоні 0–0,5. Вищі значення Q вказують на високий віталітет популяції, нижчі – свідчать про домінування в популяції пригнічених і ослаблених особин [22]. Переважання в ценопопуляціях дрібних особин, що характерно для депресивного типу віталітетної структури, свідчить про невідповідність умов місцезростання екологічному оптимуму. Найчастіше депресивний тип характерний для тих видів, які вразливі до змін природного середовища та знаходяться на межі свого розповсюдження [42]. Водночас наявність особин низької життєвості необхідна для існування ценопопуляції. Зокрема, види рослин низького віталітету здатні швидше реалізовувати репродуктивний потенціал, тому відіграють ключову роль як резервати відновлення популяції після дії стресових чинників [19, 63]. Віталітетний склад впливає на швидкість заміщення поколінь, загальну динаміку чисельності та тенденції до зміни просторових розмірів на популяційному і субпопуляційному рівнях [17].

На стійкість популяцій найбільше впливає їх структура та динаміка, а на стійкість особин – стать (дводомні рослини), вік, онтогенетичний та життєві стани [13]. Крім того, життєздатність популяцій, яку забезпечують різноманітні функціональні зв'язки між особинами (генетичні, фітоценотичні тощо), також залежить від рівномірності розміщення особин у вертикальному профілі [13]. У результаті тривалої сумісної еволюції між видами сформувалися такі взаємовигідні зв'язки, які не лише допомагають їм краще використовувати ресурси середовища, а й збільшують їх шанси на виживання і підвищують стійкість екосистем [22].

Зручним інструментом для оцінки стійкості екосистем є макрофіти (вищі водні рослини та макроскопічні водорості), які є чутливими індикаторами, оскільки виконують цілий ряд важливих функцій, але, реагуючи із запізненням, відображають не випадкові, а стійкі зміни середовища [21]. Порушення умов місцезростання макрофітів відображається у змінах видового складу, едіфікаторів, продуктивності фітоценозів, характеру заростання, рясності, проективного покриття видів, особливостях просторового розподілу тощо [21, 24, 32]. Наприклад, збільшення площі угруповань *Typha latifolia* L. свідчить про поступові процеси заболочування водойми [21, 32].

Відгук біоти на порушення умов проживання може проявлятися у відхиленнях морфологічних та фізіологічних показників. Так, на зміни стійкості екосистем білатерально симетричні організми реагують безвекторним порушенням симетрії, яка є своєрідною реакцією на несприятливий екологічний стан середовища. Причому, чим гірші умови для розвитку організмів, тим вищі значення флуктуаційної асиметрії [49, 61]. Найкращими видами-індикаторами в гідроекосистемах, за якими визначають флуктуаційну асиметрію, є рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus* L.), сальвінія плаваюча (*Salvinia natans* (L.) All.), глечики жовті (*Nuphar lutea* (L.) Smith) [49] та елодея канадська (*Elodea canadensis* Michx.) [59]. Згідно дослідження авторів [49], найбільш виражені зміни коефіцієнтів флуктуаційної асиметрії виявлено в місцях посиленого антропогенного тиску, приурочені вони до ділянок впливу стічних вод, а варіювання коефіцієнтів флуктуаційної асиметрії зафіксовано при досягненні високої концентрації важких металів у донних відкладах та прибережному ґрунті. Крім того, виявлено, що зростання індексів видового багатства Маргалефа, загального різноманіття Шеннона та індексу вирівняності Піелу, супроводжується зниженням індексів флуктуаційної асиметрії у *Nuphar luteum*, *Potamogeton perfoliatus* та *Salvinia natans*. Відповідно зростання індексу домінування Сімпсона призводило до збільшення коефіцієнтів асиметрії [49].

Стійкість біоти підтримується адаптацією організмів до впливу в результаті внутрішньої резистентності та за рахунок здатності до біохімічного розкладу токсичних сполук і зміни швидкостей обмінних процесів [38, 40]. Механізм біотичної саморегуляції водних екосистем є комплексним інтегральним показником, за яким можна визначити зміни речовинно-енергетичного балансу, критерії біомаси, коефіцієнти самовідновлення вод, інтенсивність пластичного метаболізму та баланс екологічної ємності [45].

Висновки

Різноманітність та багатокомпонентність водних екосистем зумовлює необхідність виокремлення надійних маркерів, які віддзеркалюють їхній стан, зміни та особливості функціонування. Наявність тісних зв'язків усіх компонентів екосистеми з біотою робить її важливим показником, що сигналізує про стійкість чи вразливість екосистеми. Здатність біоти відповідно реагувати на антропогенний вплив дає можливість не лише констатувати зміни, а за допомогою моделювання їх передбачати та попереджати.

Підходи до оцінювання стійкості водних екосистем містять значну кількість показників, критеріїв та шкал, які включають абіотичні та біотичні компоненти. Вибір необхідних методів здійснюється з урахуванням специфічних особливостей досліджуваного водного об'єкту. Однак найчастіше використовують інтегральні підходи, які дозволяють прослідкувати певні закономірності в підтриманні стійкості, а також виокремити, упорядкувати та визначити взаємозв'язок між компонентами водної екосистеми та факторами, що найбільше впливають на її стан.

1. Адамович Б. В., Жукова Т. В., Ковалевская Р. З., Михеева Т. М., Крюк Д. В., Смольская О. С., Костоусов В. Г. Аэробная деструкция и трофический статус озерных экосистем. *Озера Евразии: проблемы и пути их решения. Материалы II Международной конференции (19–24 мая 2019 г.)*. Казань, 2019. Ч. 1. С. 19–22.
2. Азаров С. І., Задунай О. С. Аналіз стійкості екосистем. *Екологічна безпека та природокористування*. 2019. Вип. 3. С. 46–56.
3. Азаров С. І., Сидоренко В. Л., Задунай О. С. Визначення надійності екосистем до чинника антропогенного тиску. *Збірник наукових праць «Екологічна безпека та природокористування»*. 2017. № 3–4 (24). С. 50–57.
4. Алексеенко В. А. Экологическая геохимия. М. : Логос, 2000. 625 с.
5. Амаро Медина Д. Р., Дмитриев В. В. Интегральная оценка экологического благополучия речных систем. *Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле*. 2019. 64 (2). С. 162–184.
6. Брызгалов В. А., Никаноров А. М., Косменко Л. С., Решетняк О. С. Устьевые экосистемы крупных рек России: антропогенная нагрузка и экологическое состояние : монография. Ростов н/Д: Издательство Южного федерального университета, 2015. 164 с.
7. Буц Ю. В., Тітенко Г. В. Динаміка видового різноманіття водно-болотних природних комплексів як прояв пірогенної релаксії геосистем. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2013. Вип. 15. С. 17–22.
8. Вільдман І. Л. Наукові основи створення системи інтегральних біоценотичних методів контролю водних систем (на прикладі р. Інгулець): дис... канд. техн. наук: 21.06.01. Київський національний університет будівництва і архітектури. К., 2016. 222 с.
9. Волошина Н. О. Загальна екологія та неоекологія: навчальний посібник. Київ : НПУ імені М. П. Драгоманова, 2015. 335 с.
10. Гавриленко Г. Г., Здоровеннова Г. Э., Здоровеннов Р. Э., Волков С. Ю., Ефремова Т. В., Пальшин Н. И., Богданов С. Р., Тержевик А. Ю. Условия изменения режима перемешивания мелководного озера в весенне-летний период. *Труды III Всероссийской конференции «Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития»*. СПб. : ХИМИЗДАТ, 2019. С. 200–204.
11. Горшков В. В., Горшков В. Г., Макарьева А. М. Биотическая регуляция окружающей среды. *Экология и образование*. 1999. № 1/2. С. 11–18.

12. Гродзинський М. Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень. К. : Лікей, 1995. 233 с.
13. Данилик І. М., Сосновська С. В. Методика моніторингу стану популяцій раритетних видів осок на природоохоронних територіях. *Моніторинг та охорона біорізноманіття в Україні: Рослинний світ та гриби. Серія: «Conservation Biology in Ukraine»*. Вип. 16. Т. 1. Київ; Чернівці : Друк Арт, 2020. С. 75–78.
14. Дідух Я. П. Азот як індикатор стійкості та функціонування екосистем. *Наукові записки НаУКМА: Природничі науки*. 1998. Т. 5. С. 75–79.
15. Дідух Я. П. Оцінка стійкості та ризиків втрати екосистем. *Наукові записки НаУКМА. Біологія та екологія*. 2014. Т. 158. С. 54–60.
16. Дідух Я. П., Плюта П. Г. Фітоіндикація екологічних факторів. К. : Наука, 1994. 275 с.
17. Жилієв Г. Г. Жизнеспособність популяцій рослин. Львів : ЛПМ НАНУ, 2005. 304 с.
18. Жуков О. В., Губанова Н. Л. Динамічна стійкість угруповання земноводних короткозаплавних лісових екосистем. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*. 2015. 23 (2). С. 161–171. DOI: <https://doi.org/10.15421/011523>
19. Злобин Ю. А. Популяционная экология растений : современное состояние, точки роста. Сумы : Университетская книга, 2009. 263 с.
20. Клементова Е., Гейниге В. Оценка экологической устойчивости сельскохозяйственного ландшафта. *Мелиорация и водное хозяйство*. 1995. № 5. С. 24–35.
21. Клепець О. В., Пилипенко М. О. Фітоіндикація екологічного стану малої паркової водойми. *Біологія та екологія*. 2018. Т. 4, № 1. С. 72–87.
22. Коваленко І. М. Еколого-біологічні властивості трав'яно-чагарничкового покриву лісових екосистем північного сходу України: дис. ... докт. біолог. наук : 03.00.16 Екологія. Суми, 2016. 500 с.
23. Коваленко І. М. Фітопопуляційний моніторинг лісових екосистем. *Електронний науковий фаховий журнал «Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України»*. 2016. № 1 (58). URL: https://nd.nubip.edu.ua/2016_1/10.pdf.
24. Кокин К. А. Экология высших водных растений. М. : Изд-во МГУ, 1982. 160 с.
25. Комулайнен С. Ф., Лозовик П. А., Круглова А. Н., Барышев И. А., Галибина Н. А. Оценка экологического состояния рек северного побережья Ладожского озера по химическим показателям и структуре гидробиоценозов. *Водные ресурсы*. 2016. Т. 43, № 3. С. 277–286. DOI: <https://doi.org/10.17076/bg597>
26. Комулайнен С. Ф., Лозовик П. А., Круглова А. Н., Барышев И. А., Сластина Ю. Л., Галибина Н. А. Современное состояние реки Сюскюяньйоки (бассейн Ладожского озера, Республика Карелия). *Труды КарНЦ РАН. Сер. Биогеография*. 2017. № 7. С. 19–33.
27. Кренёва К. В., Свистунова Л. Д., Сёмин В. Л. Оценка экологического состояния вод Таганрогского залива Азовского моря по ряду показателей микрзоопланктона и зообентоса. *Известия Иркутского государственного университета. Серия «Биология. Экология»*. 2008. Т. 1, № 1. С. 85–92.
28. Кренева С. В. Биологический анализ загрязненных вод в больших олиготрофных озерах: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Минск: ЗИН АН БССР, 1982. 20 с.
29. Кренева С. В., Кренёва К. В. Холистический взгляд на проблему контроля экологии водных экосистем. *Естественные и технические науки*. 2016. № 12. С. 65–66.
30. Кренева С. В., Матишов Г. Г., Кренева К. В. К методологии контроля загрязнения и состояния водных экосистем. *Вестник Южного научного центра*. 2014. Т. 10, № 4. С. 73–79.
31. Маджд С. М., Кулинич Я. И. Наукова методологія оцінювання екологонебезпечних ризиків функціонування техногенно-зміненних водних екосистем. *Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського*. 2017. № 4. С. 88–95.
32. Мальцев В. І., Карпова Г. О., Зуб Л. М. Визначення якості води методами біоіндикації : наук.-метод. посіб. Київ : Науковий центр екомоніторингу та біорізноманіття мегаполісу НАН України, Інститут екології НЕЦ України, 2011. 112 с.
33. Мегарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М. : Мир, 1992. 173 с.

34. Надточій П. Енергетика органічної речовини ґрунту – основа стійкості його функціонування як відкритої екосистеми. *Вісник Житомирського національного агроекологічного університету*. 2014. № 2 (1). С. 21–37.
35. Никаноров А. М., Хоружая Т. А. Глобальная экология : учебное пособие. М., 2000. 304 с.
36. Одинокова К. Д., Примак Е. А. Сравнительная интегральная оценка устойчивости антропогенно-трансформированного водоема к изменению параметров естественного и антропогенного режимов. *Труды III Всероссийской конференции «Гидрометеорология и экология: достижения и перспективы развития»*. СПб. : ХИМИЗДАТ, 2019. С. 661–664.
37. Одум Ю. Основы экологии. М. : Мир, 1975. 740 с.
38. Павленко М. Ю., Мацокин Л. В., Шурда К. Е., Мальована А. О., Котельникова Ю. О. Звіт про науково-дослідну роботу «Розробка методології та методичного забезпечення екологічних ризиків морегосподарської діяльності». Етап 1. Розробка методології оцінки екологічних ризиків морегосподарської діяльності (проміжний). Одеса : УкрНЦЕМ, 2019. 90 с.
39. Писанко Я. І. Особливості структурно-функціональної організації техногенно зміненої водної екосистеми гирлової ділянки річки Ірпінь : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук : 21.06.01. Київ. 26 с.
40. Примак Е. А. Интегральная оценка устойчивости районов Ладожского озера к изменению параметров естественного и антропогенного режимов. *Вестник Санкт-Петербургского университета*. Сер. 7. 2009. Вып. 3. С. 151–159.
41. Рибалова О. В. Комплексний підхід до визначення екологічного стану басейнів малих річок. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та техногенної безпеки : зб. наук. пр. УкрНДІЕП*. Харків, 2010. Вип. XXX. С. 88–98.
42. Тетерюк Л. В., Дымова О. В., Головка Т. К. Морфофизиологические и популяционные адаптации *Ajuga reptans* L. на северной границе ареала. *Экология*. 2001. № 3. С. 209–216.
43. Ткаченко М. Е. Общее лесоводство. М.; Л., 1955. 599 с.
44. Удод В. М., Вільдман І. Л. Важкі метали як забруднювачі водної системи р. Інгулець. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. 2014. Вип. 24. С. 22–26.
45. Удод В. М., Маджд С. М., Кулинич Я. І. Регіональні особливості структурно-функціональної організації розвитку техногенно змінених водних екосистем. *Вісник КрНУ ім. Михайла Остроградського*. 2017. № 3. С. 93–99.
46. Удод В. М., Вільдман І. Л., Жукова Е. Г. Разработка современных биоценологических методов контроля экологического состояния гидроэкосистем рек. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. Харьков, 2014. Вип. 5/10 (71). С. 4–11.
47. Удод В. М., Вільдман І. Л. Наукове обґрунтування використання показника асиміляційного потенціалу та асиміляційної ємності для екологічної оцінки стану ГЕ річок. *Екологічна безпека та збалансоване природокористування*. 2014. Вип. 16. С. 81–92.
48. Український В. В., Коморін В. М., Комарова Л. Г. Звіт про науково-дослідну роботу комплексна оцінка впливу природних та антропогенних факторів на стан морського середовища України. Одеса, 2018. Том V. 102 с.
49. Федонюк Т. П., Власова О. В. Морфогенетичний аналіз стабільності розвитку водних макрофітів в короткотерміновому біомоніторингу водних екосистем Полісся України. *Збалансоване природокористування*. 2018. № 1. С. 90–97.
50. Щербак В. І., Семенюк Н. Є. Фітопланктон як показник ступеню урбанізації внутрішніх водойм м. Києва. *Збірник наукових праць УкрНДГМІ*. 2003. № 251. С. 156–162.
51. Юзевич В. М., Бондар Г. Ю. Критерії екологічної стійкості в озерознавстві. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2021. 4 (1). С. 154–160.
52. Яворський В. Ю. Макрозообентос незарегульованої рівнинної річкової системи (на прикладі басейну Десни) : дис. ... канд. біолог. наук: 03.00.17. Київ, 2016. 190 с.
53. Якушко О. Ф., Новик А. А. Проблемы экологической устойчивости ледниковых ложбинных озер Белорусского Поозерья. *Вестник БГУ*. 2005. № 1. С. 55–59.
54. Adamovich V. V., Medvinsky A. V., Nikitina L. V. et al. Relations between variations in the lake bacterioplankton abundance and the lake trophic state: Evidence from the 20-year monitoring.

- Ecological Indicators*. 2019. V. 97. P. 120–129. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.049>
55. Guo H. D., Shao J. L et al. Urban Water Resources Carrying Capacity Based on Pressure-State-Response Model. *Water Resources Protection*, 2009. № 25 (2) P. 46–49.
 56. Imberger J., Patterson J.C. Physical limnology. *Advances in Applied Mechanics*. 1990. V. 27. P. 303–475.
 57. Krebs C. J. Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. New York : Harper and Row, 1978. 678 p.
 58. Makar'eva A. M., Gorshkov V. G. The Forest Biotic Pump of River Basins. *Russian Journal of Ecology*. 2008. Vol. 39. No. 7. P. 537–540. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1067413608070114>
 59. Mal T. K., Adorjan P., Corbett A. L. Effect of copper on growth of an aquatic macrophyte, *Elodea canadensis*. *Environmental Pollution*. 2002. № 120 (2). P. 307–311. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00146-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00146-X)
 60. Muxika I., Borja A., Bonne W. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*. 2005. Vol. 5, Issue 1. P. 19–31. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2004.08.004>
 61. Parsons P. A. Fluctuating asymmetry: an epigenetic measure of stress. *Biological reviews*. 1990. Vol. 65, №. 2. P. 131–145. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185x.1990.tb01186.x>
 62. Verheyen K., Hermy M. Recruitment and growth of herb-layer species with different colonizing capacities in ancient and recent forests. *J. Veget. Sci.* 2004. Vol. 15. P. 125–134. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02245.x>
 63. Winter C., Lehmann S., Diekmann M. Determinants of reproductive success: A comparative study of five endangered river corridor plants in fragmented habitats. *Biological conservation*. 2008. Vol. 141. P. 1095–1101. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.02.002>

References

1. Adamovich B. V., Zhukova T. V., Kovalevskaia R. Z., Mikheeva T. M., Kriuk D. V., Smol'skaia O. S., Kostousov V. G. Aerobnaia destruktsiia i troficheskiy status ozernykh ekosistem. *Ozera Evrazii: problemy i puti ikh resheniia. Materialy II Mezhdunarodnoy konferentsii* (19–24 maia 2019 g.). Kazan', 2019. Ch. 1. S. 19–22. [in Russian]
2. Azarov S. I., Zadunay O. S. Analiz stiykosti ekosystem. *Ekolohichna bezpeka ta pryrodokorystuvannia*. 2019. Vyp. 3. S. 46–56. [in Ukrainian]
3. Azarov S. I., Sydorenko V. L., Zadunay O. S. Vyznachennia nadiynosti ekosystem do chynnyka antropohennoho tysku. *Zbirnyk naukovykh prats «Ekolohichna bezpeka ta pryrodokorystuvannia»*. 2017. № 3–4 (24). S. 50–57. [in Ukrainian]
4. Alekseenko V. A. Ekologicheskaiia geokhimiia. M. : Logos, 2000. 625 s. [in Russian]
5. Amaro Medina D. R., Dmitriev V. V. Integral'naia otsenka ekologicheskogo blagopoluchiiia rechnykh sistem. *Vestnik Sankt-Peterburgskogo universiteta. Nauki o Zemle*. 2019. 64 (2). S. 162–184. [in Russian]
6. Bryzgalo V. A., Nikanorov A. M., Kosmenko L. S., Reshetniak O. S. Ust'evye ekosistemy krupnykh rek Rossii: antropogennaia nagruzka i ekologicheskoe sostoianie : monografiia. Rostov n/D: Izdatel'stvo Iuzhnogo federal'nogo universiteta, 2015. 164 s. [in Russian]
7. Buts Yu. V., Titenko H. V., Dynamika vydovoho riznomanittia vodno-bolotnykh pryrodnykh kompleksiv iak proiav pirohennoi relaksii heosystem. *Visnyk Odeskoho derzhavnoho ekolohichnoho universytetu*. 2013. Vyp. 15. S. 17–22. [in Ukrainian]
8. Vildman I. L. Naukovi osnovy stvorennia systemy intehralnykh biotsenotychnykh metodiv kontroliu vodnykh system (na prykladi r. Inhulets): dys. ... kand. tekhn. nauk: 21.06.01. Kyivskiyi natsionalnyi universytet budivnytstva i arkhitektury. K., 2016. 222 s. [in Ukrainian]
9. Voloshyna N. O. Zahalna ekolohiia ta neokolohiia: navchalnyi posibnyk. Kyiv : NPU imeni M. P. Drahomanova, 2015. 335 s. [in Ukrainian]
10. Gavrilenko G. G., Zdrovennova G. E., Zdrovennov R. E., Volkov S. Iu., Efremova T. V., Palshin N. I., Bogdanov S. R., Terzhevnik A. Iu. Usloviia izmeneniia rezhima peremeshivaniia melkovodnogo ozera v vesenne-letniy period. *Trudy III Vserossiyskoy konferentsii* ISSN 2078-2357. Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол., 2021. Т. 81, № 3 65

- «*Gidrometeorologiya i ekologiya: dostizheniya i perspektivy razvitiya*». SPb.: KhIMIZDAT, 2019. S. 200–204. [in Russian]
11. Gorshkov V. V., Gorshkov V. G., Makar'eva A. M. Bioticheskaia regulatsiia okruzhaiushchey sredy. *Ekologiya i obrazovanie*. 1999. № 1/2. С. 11–18. [in Russian]
 12. Hrodzyns'kyi M. D. Stiikist heosystem do antropohennykh navantazhen. K. : Likey, 1995. 233 s. [in Ukrainian]
 13. Danylyk I. M., Sosnovska S. V. Metodyka monitorynhu stanu populatsii rarytetnykh vydiv osok na pryrodookhoronnykh terytoriiakh. Monitorynh ta okhorona bioriznomanittia v Ukraini : Roslynni svit ta hryby. Seriya: «Conservation Biology in Ukraine». Vyp. 16. T. 1. Kyiv; Chernivtsi : Druk Art, 2020. S. 75–78. [in Ukrainian]
 14. Didukh Ya. P. Azot iak indykator stiykosti ta funktsionuvannia ekosystem. *Naukovi zapysky NaUKMA: Pryrodnychi nauky*. 1998. T. 5. S. 75–79. [in Ukrainian]
 15. Didukh Ya. P. Otsinka stiykosti ta ryzykiv vtraty ekosystem. *Naukovi zapysky NaUKMA. Biologiya ta ekolohiya*. 2014. T 158. S. 54–60. [in Ukrainian]
 16. Didukh Ya.P., Pliuta P.H. Fitoindykatsiia ekolohichnykh faktoriv. K.: Nauka, 1994. 275 s. [in Ukrainian]
 17. Zhiliaev G. G. Zhiznesposobnost' populatsiy rasteniy. L'vov: LPM NANU, 2005. 304 s. [in Russian]
 18. Zhukov O. V., Hubanova N. L. Dynamichna stiykist uhrupovannia zemnovodnykh korotkozaplavnykh lisovykh ekosystem. *Visnyk Dnipropetrovskoho universytetu. Biologiya, ekolohiya*. 2015. 23 (2). S. 161–171. DOI: <https://doi.org/10.15421/011523> [in Ukrainian]
 19. Zlobin Iu. A. Populatsionnaia ekologiya rasteniy : sovremennoe sostoianie, tochki rosta. Sumy : Universitetskaia kniga, 2009. 263 s. [in Russian]
 20. Klementova E., Geynige V. Otsenka ekologicheskoy ustoychivosti sel'skokhoziaystvennogo landshafta. *Melioratsiia i vodnoe khoziaystvo*. 1995. No 5. S. 24–35. [in Russian]
 21. Klepets O. V., Pylypenko M. O. Fitoindykatsiia ekolohichnoho stanu maloi parkovoi vodoymy. *Biologiya ta ekolohiya*. 2018. T. 4, No1. S. 72–87. [in Ukrainian]
 22. Kovalenko I. M. Ekoloho-biologichni vlastyvyosti traviano-chaharnykhkovoho pokryvu lisovykh ekosystem pivnichnoho skhodu Ukrainy: dys. ... dokt. bioloh. nauk : 03.00.16 Ekolohiya. Sumy, 2016. 500 s. [in Ukrainian]
 23. Kovalenko I. M. Fitopopulatsiynny monitorynh lisovykh ekosystem. *Elektronnyi naukovyi fakhovyi zhurnal «Naukovi dopovidi Natsionalnoho universytetu bioresursiv i pryrodokorystuvannia Ukrainy»*. 2016. № 1 (58). URL: https://nd.nubip.edu.ua/2016_1/10.pdf. [in Ukrainian]
 24. Kokin K. A. Ekologiya vysshikh vodnykh rasteniy. M. : Izd-vo MGU, 1982. 160 s. [in Russian]
 25. Komulaynen S. F., Lozovik P. A., Kruglova A. N., Baryshev I. A., Galibina N. A. Otsenka ekologicheskogo sostoianii rek severnogo poberezh'ia Ladozhskogo ozera po khimicheskim pokazateliam i strukture gidrobiotsenozov. *Vodnye resursy*. 2016. T. 43, No 3. С. 277–286. DOI: <https://doi.org/10.17076/bg597> [in Russian]
 26. Komulaynen S. F., Lozovik P. A., Kruglova A. N., Baryshev I. A., Slastina Iu. L., Galibina N. A. Sovremennoe sostoianie reki Siuskiuianyoki (basseyn Ladozhskogo ozera, Respublika Kareliia). *Trudy KarNTs RAN. Ser. Biogeografiia*. 2017. № 7. С. 19–33. [in Russian]
 27. Kreneva K. V., Svistunova L. D., Semin V. L. Otsenka ekologicheskogo sostoianiiia vod Taganrozhskogo zaliva Azovskogo moria po riadu pokazateley mikrozooplanktona i zoobentosa. *Izvestiia Irkutskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya «Biologiya. Ekologiya»*. 2008. T. 1, № 1. S. 85–92. [in Russian]
 28. Kreneva S. V. Biologicheskii analiz zagriaznennykh vod v bol'shikh oligotrofnnykh ozerakh: avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Minsk: ZIN AN BSSR, 1982. 20 s. [in Russian]
 29. Kreneva S. V., Kreneva K. V. Kholisticheskii vzgliad na problemu kontroliia ekologii vodnykh ekosistem. *Estestvennye i tekhnicheskie nauki*. 2016. № 12. S. 65–66. [in Russian]
 30. Kreneva S. V., Matishov G. G., Kreneva K. V. K metodologii kontroliia zagriazneniia i sostoianiiia vodnykh ekosistem. *Vestnik IUzhnogo nauchnogo tsentra*. 2014. T. 10, № 4. S. 73–79. [in Russian]

31. Madzhd S. M., Kulynych Ya. Y. Naukova metodolohiia otsiniuvannia ekolohonebezpechnykh ryzykiv funktsionuvannia tekhnohenko-zminenykh vodnykh ekosystem. *Visnyk KrNU im. Mykhayla Ostrohradskoho*. 2017. № 4. S. 88–95. [in Ukrainian]
32. Maltsev V. I., Karpova H.O., Zub L.M. Vyznachennia iakosti vody metodamy bioindykatsii : nauk.-metod. posib. Kyiv : Naukovyi tsentr ekomonitorynhu ta bioriznomanittia mehapolisu NAN Ukrainy, Instytut ekolohii NETs Ukrainy, 2011. 112 s. [in Ukrainian]
33. Megarpan E. Ekologicheskoe raznoobrazie i ego izmerenie. M. : Mir, 1992. 173 s. [in Russian]
34. Nadtochiy P. Enerhetyka orhanichnoi rehovyny gruntu – osnova stiykosti yoho funktsionuvannia iak vidkrytoi ekosystemy. *Visnyk Zhytomyrskoho natsionalnoho ahroekolohichnoho universytetu*. 2014. № 2 (1). S. 21–37. [in Ukrainian]
35. Nikanorov A. M., Khoruzhaia T. A. Global'naia ekologiia : uchebnoe posobie. M., 2000. 304 c. [in Russian]
36. Odinkova K. D., Primak E. A. Sravnitel'naia integral'naia otsenka ustoychivosti antropogenno-transformirovannogo vodoema k izmeneniiu parametrov estestvennogo i antropogenno rezhimov. *Trudy III Vserossiyskoy konferentsii «Gidrometeorologiya i ekologiia: dostizheniia i perspektivy razvitiia»*. SPb. : KhIMIZDAT, 2019. S. 661–664. [in Russian]
37. Odum Iu. Osnovy ekologii. M. : Mir, 1975. 740 s. [in Russian]
38. Pavlenko M. Yu., Matsokin L. V., Shurda K. E., Mal'ovana A. O., Kotel'nikova Yu. O. Zvit pro naukovo-doslidnu robotu «Rozrobka metodolohii ta metodychnoho zabezpechennia ekolohichnykh ryzykiv morehospodars'koi diial'nosti». Etap 1. Rozrobka metodolohii otsinky ekolohichnykh ryzykiv morehospodars'koi diial'nosti (promizhnyy). Odesa: UkrNTsEM, 2019. 90 s. [in Ukrainian]
39. Pysanko Ya. I. Osoblyvosti strukturno-funktsionalnoi orhanizatsii tekhnohenko zminenoj vodnoi ekosystemy hyrlovoi dilianky richky Irpin. : avtoref. dys. ... kand. tekhn. nauk : spets. 21.06.01 Ekolohichna bezpeka. Kyiv. 26 s. [in Ukrainian]
40. Primak E. A. Integral'naia otsenka ustoychivosti rayonov Ladozhskogo ozera k izmeneniiu parametrov estestvennogo i antropogenno rezhimov. *Vestnik Sankt-Peterburgskogo universiteta*. 2009. Ser. 7. Vyp. 3. S. 151–159. [in Russian]
41. Rybalova O. V. Kompleksnyi pidkhid do vyznachennia ekolohichnoho stanu baseyniv malykh richok. *Problemy okhorony navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha ta tekhnohenkoj bezpeky : zb. nauk. pr. UkrNDIEP*. Vyp. KhKhKh. Kharkiv, 2010. S. 88–98. [in Ukrainian]
42. Teteriuk L. V., Dymova O. V., Golovko T. K. Morfofiziologicheskije i populiatsionnye adaptatsii Ajuga reptans L. na severnoy granitse areala. *Ekologiia*. 2001. № 3. S. 209–216. [in Russian]
43. Tkachenko M. E. Obsheche lesovodstvo. M.; L., 1955. 599 s. [in Russian]
44. Udod V. M., Vildman I. L. Vazhki metaly iak zabrudniuvachi vodnoi systemy r.Inhulets. *Problemy vodopostachannia, vodovidvedennia ta hidravliky*. 2014. Vyp. 24. S. 22–26. [in Ukrainian]
45. Udod V. M., Madzhd S. M., Kulynych Ya. I. Rehionalni osoblyvosti strukturno-funktsionalnoi orhanizatsii rozvytku tekhnohenko zminenykh vodnykh ekosystem. *Visnyk KrNU im. Mykhayla Ostrohradskoho*. 2017. № 3. S. 93–99. [in Ukrainian]
46. Udod V. M., Vil'dman I. L., Zhukova E. G. Rozrobka sovremennykh biotsenoticheskikh metodov kontrolya ekologicheskogo sostoiannia gidroekosistem rek. *Vostochno-Evropeyskiy zhurnal peredovykh tekhnologiy*. Khar'kov, 2014. Vip. 5/10 (71). S. 4–11. [in Russian]
47. Udod V. M., Vildman I. L. Naukove obruntuvannia vykorystannia pokaznyka asimiliatsiynoho potentsialu ta asimiliatsiynoi iemnosti dlia ekolohichnoi otsinky stanu HE richok. *Ekolohichna bezpeka ta zbalansovane pryrodokorystuvannia*. 2014. Vyp. 16. S. 81–92. [in Ukrainian]
48. Ukrainskyy V. V., Komorin V. M., Komarova L. H. Zvit pro naukovo-doslidnu robotu kompleksna otsinka vplyvu pryrodnykh ta antropohennykh faktoriv na stan morskoho seredovyscha Ukrainy. Odesa, 2018. Tom V. 102 s. [in Ukrainian]
49. Fedoniuk T. P., Vlasova O. V. Morfohenetychnyi analiz stabilnosti rozvytku vodnykh makrofitiv v korotkoterminovomu biomonitorynhu vodnykh ekosystem Polissia Ukrainy. *Zbalansovane pryrodokorystuvannia*. 2018. № 1. S. 90–97. [in Ukrainian]

50. Shcherbak V. I., Semeniuk N. Ie. Fitoplankton iak pokaznyk stupeniu urbanizatsii vnutrishnikh vodoy m. Kyieva. *Zbirnyk naukovykh prats UkrNDHMI*. 2003. № 251. S. 156–162. [in Ukrainian]
51. Yuzevych V. M., Bondar H. Yu. Kryterii ekolohichnoi stiykosti v ozeroznavstvi. *Visnyk Lvivskoho derzhavnoho universytetu bezpeky zhyttiediialnosti*. 2021. 4 (1). S. 154–160. [in Ukrainian]
52. Yavorsky V. Yu. Makrozoobentos nezarehulovanoi rivnynoi richkovoii systemy (na prykladi baseynu Desny) : 03.00.17 – hidrobiolohiia : dys. ... kand. bioloh. nauk. Kyiv, 2016. 190 s. [in Ukrainian]
53. Iakushko O. F., Novik A. A. Problemy ekologicheskoy ustoychivosti lednikovykh lozhbinnykh ozer Belorusskogo Poozer'ia. *Vestnik BGU*. 2005. № 1. S. 55–59. [in Russian]
54. Adamovich B. V., Medvinsky A. B., Nikitina L. V. et al. Relations between variations in the lake bacterioplankton abundance and the lake trophic state: Evidence from the 20-year monitoring. *Ecological Indicators*. 2019. V. 97. P. 120–129. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.09.049>
55. Guo H. D., Shao J. L et al. Urban Water Resources Carrying Capacity Based on Pressure-State-Response Model. *Water Resources Protection*, 2009. № 25 (2) P. 46–49.
56. Imberger J., Patterson J.C. Physical limnology. *Advances in Applied Mechanics*. 1990. V. 27. P. 303–475.
57. Krebs C. J. Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance. New York : Harper and Row, 1978. 678 p.
58. Makar'eva A. M., Gorshkov V. G. The Forest Biotic Pump of River Basins. *Russian Journal of Ecology*. 2008. Vol. 39. № 7. P. 537–540.
59. Mal T. K., Adorjan P., Corbett A. L. Effect of copper on growth of an aquatic macrophyte, *Elodea canadensis*. *Environmental Pollution*. 2002. № 120 (2). P. 307–311. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1067413608070114>
60. Muxika I., Borja A., Bonne W. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*. 2005. Vol. 5, Issue 1. P. 19–31. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2004.08.004>
61. Parsons P. A. Fluctuating asymmetry: an epigenetic measure of stress. *Biological reviews*. 1990. Vol. 65, №. 2. P. 131–145. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-185x.1990.tb01186.x>
62. Verheyen K., Hermy M. Recruitment and growth of herb-layer species with different colonizing capacities in ancient and recent forests. *J. Veget. Sci*. 2004. Vol. 15. P. 125–134. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02245.x>
63. Winter C., Lehmann S., Diekmann M. Determinants of reproductive success: A comparative study of five endangered river corridor plants in fragmented habitats. *Biological conservation*. 2008. Vol. 141. P. 1095–1101.

¹I. L. Sukhodolska, ²V. V. Grubinko

¹Rivne State University of Humanities, Ukraine

²Volodymyr Hnatiuk Ternopil National Pedagogical University, Ukraine

FUNDAMENTAL APPROACHES TO THE ASSESSMENT OF WATER ECOSYSTEMS STABILITY

The study presents a generalization of the approaches to the assessment of ecosystems stability and fragility. The paper demonstrates the significant components that characterize the violation of water ecosystem stability and are presented with the change of abiotic and biotic indicators. The author defines stability according to the indexes that characterize indicators of salt composition, trophic and saprobe biological composition and toxic effect, environmental impact, ecological capacity, technical capacity, ecological reserves, effectiveness of the mechanism of constructive metabolism of chemical compounds, population carrying capacity, population capacity, trophic status, coefficient of water self-restoring, comparing the indicators with statutory meanings, complex biocenotic criteria, and levels of compensation mechanism of water biotic self-regulation as well. Provided that the natural variability amplitude of hydrobionts is presented with supersensitive indicators, they depict the state

of balance and ecosystems violations. Biota's reaction is revealed with the changes of species wealth, species number, biomass, net primary production, succession phases (series) of grouping, morphogenesis, ontogenesis, vitality, structure, correlations with strategy types (S/R), interspecies relations etc. The use of integral approaches that include the range of stated indicators enables to develop equal ecosystem loads, identify or model biota's reaction according to this influence and define relative stability of water objects.

Keywords: ecological capacity, ecosystem stability, succession, biotic self-regulation.

Надійшла 05.07.2021.