

УДК 574.64

Гандзюра В.П., Гандзюра Л.О. (Україна, Київ)

**КІЛЬКІСНІ КРИТЕРІЇ ОЦІНКИ СТАНУ ЕКОСИСТЕМ І ЯКОСТІ СЕРЕДОВИЩА**

Будь-які оцінки стану екосистем і якості середовища існування мають ґрунтуватися на об'єктивних кількісних критеріях, які б уможливили порівняння даних характеристик як у часі, так і для різних екосистем даного типу. Проблеми діагностики стану екосистем, оцінки рівня їхнього забруднення, моніторингу їхнього стану та екологічного нормування антропогенного навантаження є одними з центральних у сучасній екології та природоохоронній діяльності [7], розробці стратегії охорони біологічного і ландшафтного різноманіття [10]. Наріжним каменем усього комплексу проблем цієї царини є кількісна оцінка стану біологічних і екологічних систем, діагностика їхньої «норми» і «патології». З кожним роком ця проблема привертає дедалі більше уваги, водночас не зменшується актуальність кількісної оцінки негативного впливу на біо- і еко- системи як окремих чинників, їх груп, так і усього їх комплексу в цілому, оскільки наразі відсутні єдині методологічні підходи до її вирішення, а головне – вона ще не знайшла свого вирішення на кількісному рівні [5-6]. Проте доводиться констатувати, що наразі переважна більшість таких оцінок не лише досить суб'єктивні, але й часто далекі від кількісних характеристик. Метою даної роботи є узагальнення наявних в літературі та власних багаторічних досліджень авторів, які уможливають вихід на кількісний рівень оцінок як якості середовища існування, так і стану екосистем в цілому.

Україна, як член Міжнародного співтовариства визначає стратегічні напрями екологічної політики відповідно до міжнародних рішень з цього питання. Зокрема, міжнародна конференція у Ріо-де-Жанейро (1991) звернулась до світового співтовариства із закликом про необхідність переходу на шлях сталого розвитку, який передбачає збалансований підхід до розв'язання соціально-економічних проблем і збереження довкілля для майбутніх поколінь. Варто відзначити, що наразі практично не існує єдиних критеріїв кількісної оцінки різних негативних впливів на екосистеми – для кожного з них існують свої шкали оцінок [4]. Зокрема, при оцінці стану гідроекосистем окремо оцінюють стан водойм за органічним забрудненням (санітарно-гідробіологічні дослідження), радіаційним та токсикологічним (хоч і ці три групи далеко не вичерпують всієї проблеми забруднення – варто згадати біологічне забруднення, теплове, механічне, шумове тощо) [9].

Одним із найбільш небезпечних забруднень екосистем є токсичне [6, 9]. Проте, не дивлячись на значні досягнення екотоксикології, наразі не вирішеними лишаються питання кількісної оцінки токсичних ефектів на біологічні й екологічні системи різного рівня організації й інтеграції, що унеможливає адекватні кількісні оцінки стану екосистем та прогнозування подальших їх змін [2, 4, 7, 8]. Саме тому особливої уваги варті підходи, які уможливають оцінку негативних впливів на системи різного рівня, і в першу чергу – їх кількісну оцінку. Це і обумовило мету даної роботи – проаналізувати різноманітні кількісні підходи до оцінки негативного впливу токсичних чинників на екосистеми за функцією відгуку біосистем (організмів, популяцій та угруповань).

Аналіз стану даної проблеми дозволив дійти певних узагальнень щодо ключових засад розуміння благополуччя біо- і екосистем, можливості використання цієї інформації для кількісної оцінки стану екосистем за змінами параметрів біосистем різного рівня та подальшого удосконалення системи екологічного моніторингу. Щодо *проблеми «норми» і «патології»* екосистем, то її можна вивести на кількісний рівень. Для цього за основу кількісної оцінки слід брати ступінь відхилення показників системи від притаманного їй референційного стану і можливість повернення системи до вихідного стану після припинення впливу збурюючого чинника. Ця проблема розглядається в аспекті поняття стійкості екосистем: у випадку резистентної стійкості «норму» визначити дещо простіше – у цьому випадку вона близька поняттю «стійкості» системи. У випадку ж пружної стійкості ситуація складніша, оскільки система істотно змінюється, водночас лишаючись «сама собою». В цьому випадку «патологічний» стан можна діагностувати за переходом системою межі, за якою унеможливується її повернення до вихідного стану.

Проблему якості середовища можна розглядати лише з точки зору його відповідності особливостям певних об'єктів. Оскільки в екології центральним об'єктом є екосистема, в рамках якої забезпечується функціонування біосистем різного рівня, то найбільш логічно якість середовища розглядати як ступінь його адекватності потребам і особливостям живої матерії. Принагідно варто зауважити, що для будь-якої біосистеми є свої оптимальні значення параметрів зовнішнього (для неї)

середовища. Тому говорити про якість, безвідносно до того, для кого вона визначається, принаймні, недоречно. Адже, наприклад, зрозуміло, що вода з полісапробної зони для людини як споживача має нижчу якість, ніж із олігосапробної. Проте для низки організмів (характерних мешканців полісапробної зони) саме ця вода є найбільш якісною. Таким чином, якість оточуючого (навколишнього) середовища – це ступінь відповідності (адекватності) його потребам (особливостям) системи, що розглядається (екосистема, біоценоз, популяція тощо). При цьому найвища якість середовища – це такий його стан, за якого об'єкт, якість середовища для якого оцінюється, характеризується максимальним значенням стану благополуччя. Таке розуміння якості середовища уможливило його кількісну характеристику за відповідними кожній системі інтегральними показниками стану благополуччя. у разі екологічної оцінки будь-якого несприятливого впливу, вкрай важливо оцінити кількісно його негативний вплив на інтегральні показники біоценозу чи екосистеми в цілому. Зміни стану якості середовища для будь-якої системи при цьому можна оцінювати за змінами функції благополуччя системи.

З іншого боку, всі чинники, які знижують стан благополуччя системи, можна назвати шкодочинними [6]. Причому кількісна оцінка шкодочинності як окремо взятого чинника, певних їх груп, чи усього комплексу шкідливих чинників у цілому може здійснюватися за зниженням стану благополуччя відповідної системи. якість оточуючого (навколишнього) середовища – це ступінь його відповідності (адекватності) потребам (особливостям) системи, що розглядається (екосистема, біоценоз, популяція тощо). При цьому найвища якість середовища – це такий його стан, за якого об'єкт, якість середовища для якого оцінюється, характеризується максимальним значенням стану благополуччя. Таке розуміння якості середовища уможливило його кількісну характеристику за відповідними кожній системі інтегральними показниками стану благополуччя. Зміни стану якості середовища для будь-якої системи при цьому можна оцінювати за змінами функції благополуччя системи. А кількісна оцінка якості середовища за такого підходу буде виражена у частках чи відсотках (рисунок 1).

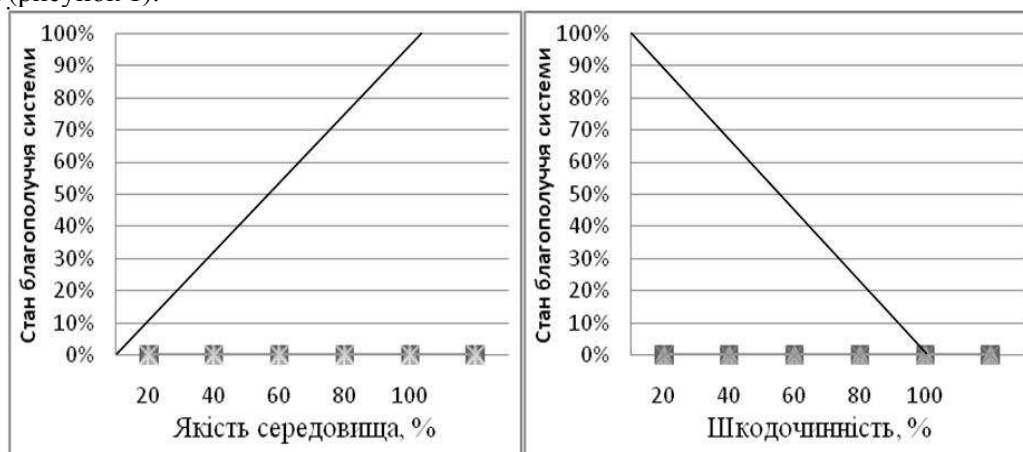


Рисунок 1 - Зв'язок між якістю середовища, станом благополуччя системи і шкодочинністю

Загалом, між якістю середовища, станом благополуччя системи і шкодочинністю існує нерозривний зв'язок (рисунок 1). Тут корисним буде використання поняття «шкодочинності» – негативного впливу певного чинника (чи групи чинників) на ту чи іншу систему, причому кількісна оцінка негативного впливу можлива, перш за все, шляхом кількісної оцінки зниження стану благополуччя даної системи за дії того чи іншого чинника (чи групи чинників), шкодочинність якого ми визначаємо.

Таким чином, шкодочинність – здатність певного чинника знижувати стан благополуччя системи. Ранжуючи функцію благополуччя системи у відсотках до природного (референційного) стану системи (який приймається за 100%), можна кількісно оцінити шкодочинність за величиною зниження функції благополуччя системи до нульових значень, нижче яких система припиняє своє існування.

Це дозволяє вийти на кількісний рівень оцінки стану екосистем і якості середовища існування за найбільш інформативними показниками стану благополуччя біо- і екосистем.

Щодо з'ясування проблеми «норми» і «патології» екосистем, то і цю проблему вдалося вивести на кількісний рівень. При цьому за основу ми пропонуємо взяти як ступінь відхилення

системи від притаманного їй природного стану, так і можливість повернення стану до вихідного. Тобто ця проблема нерозривно пов'язана зі проблемою стійкості екосистем. Причому у випадку резистентної стійкості «норму» визначити дещо простіше, оскільки вона близька поняттю «стійкості» системи. У випадку пружної стійкості ситуації дещо складніша, оскільки система істотно змінюється, проте лишаючись «сама собою». Але і в цьому випадку «патологічний» стан можна діагностувати при переході системою межі, за якою унеможлиблюється її повернення до вихідного стану.

Цінну для діагностики стану екосистем інформацію дає дослідження біородукційних процесів: негативні впливи різної природи викликають суттєві зрушення структури енергетичного балансу біосистем, які спрямовані на підтримання певного рівня їх функціональної активності: при цьому зазвичай значно зростають енерговитрати на підтримання життєдіяльності та, відповідно, знижується ефективність трансформації речовини і енергії. У популяції суттєво зменшується частка енергії, яка використовується на її самовідтворення, наслідком є зниження значень всіх біопродукційних показників організмів і популяцій; енергоємність компенсаційних механізмів, які розвиваються при токсифікації середовища важкими металами, перевищує величину стандартного обміну в 1,5–4,5 рази. При цьому енергоємність біологічних систем підтримується на певному рівні за рахунок зростання споживання ними енергії. Подальше підвищення рівня токсичності середовища призводить до зниження енергоємності біосистем та рівня споживання ними енергії внаслідок згасання їх функціональної активності; Індекс оптимальності середовища відрізнявся максимальною амплітудою відхилень його значень у токсичному середовищі порівняно з контролем в усіх експериментах; Рівень токсичних ефектів істотно залежить від величини енергії, що доступна біосистемі. Її обмеження істотно підсилює токсичні ефекти (особливо на першій стадії їх розвитку), що пов'язано з суттєвим зростанням енерговитрат у токсичному середовищі. Таким чином, практично вперше результати наших досліджень дозволили вийти на кількісний рівень характеристики енергетики середовища за найбільш інформативними показниками, в основу яких покладено прояв двох законів термодинаміки й принципи співвідношення ентропійно-негентропійних процесів в екологічних і біологічних системах різного рівня організації та інтеграції. Це відкриває широкі можливості енергетичної характеристики середовища найрізноманітніших екосистем і біосфери в цілому. Поява флуктуацій певної амплітуди з достньою вірогідністю свідчить про розвиток токсичного ефекту і може ефективно використовуватися в системі екотоксикологічного моніторингу.

Біопродуктивність, яка лежить в основі самовідтворення біологічних систем, значною мірою визначає характер зміни всіх вищезгаданих процесів. Оскільки зростання інформації системи викликає зростання енергетичних витрат на її підтримання (причому ця залежність має характер степеневий), то значне видове розмаїття можливе лише за достатньої продуктивності екосистеми. Продуктивність системи в цілому залежить, перш за все, від валової первинної продукції й співвідношення валової продукції до дихання на рівні продуцентів. Біомаса кожного наступного трофічного рівня залежить від ефективності трансформації енергії. Чим вища ефективність трансформації енергії, тим більша біомаса кожного наступного трофічного рівня. Окремі види за певного рівня забруднення випадають зі складу угруповання, відбудуться істотні порушення спряженості речовинно-енергетичних й інформаційних процесів, що ще більше пришвидшить зменшення біомаси на одиницю доступного потоку енергії, зростуть витрати енергії на підтримання життєдіяльності, що призведе до істотного зростання ентропії в системі. Посиляться коливальні процеси, значно зросте амплітуда флуктуацій більшості біопродукційних показників, все частіше вони наблизатимуться до критичних значень, що призведе до суттєвого зростання ризиків виходу системи за межі можливостей її регульованих механізмів і, як наслідок – до наростання хаосу в системі.

Встановлені нами закономірності коливальних значень біопродукційних показників дозволяють здійснювати ранню діагностику токсичних ефектів за концентрації ВМ у середовищі, які не викликають істотних змін цих показників за більш тривалий відрізок часу. Розбалансування біологічних і екологічних систем у цілому небезпечно непередбачуваними наслідками. Проте у загальних рисах наслідки цих процесів відомі: істотно зростатиме ентропія системи, деградаційні процеси у міру свого розвитку все більше унеможливатимуть ймовірність відновлення природного стану екосистем.

Вирішення цих проблем покликане забезпечити екологічну безпеку та зведення до мінімуму екологічних ризиків, що є запорукою гармонійних взаємин суспільства з природою в умовах стійкого розвитку.

## Висновки

1. Адекватні оцінки стану якості середовища можливі лише для конкретної системи, якість середовища для якої визначають. Для біосистем (організму, популяції та угруповання) найінформативнішою є оцінка якості середовища за станом благополуччя біосистем. Адекватну оцінку стану екосистеми коректно здійснювати за станом біоценозу. 2. Чільне місце в системі діагностики негативних чинників і ефектів має посісти оцінка коливальних процесів у біологічних і екологічних системах: за амплітудою і частотою змін значень відповідних параметрів можна отримати унікальну інформацію про розвиток токсичного (чи будь-якого іншого несприятливого для біо- і екосистем процесу), в той час як середні значення відповідних параметрів лишаються в межах норми. 3. При оцінці стану екосистем в умовах різного ступеня антропогенного навантаження необхідно порівнювати значення відповідних параметрів біоценозів і екосистем з референційними. 4. Оцінюючи зміни якості середовища чи стану екосистем у цілому необхідно переходити від оцінок змін конкретних показників до визначення відповідних екологічних ризиків.

## СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Афанасьев С. А., Гродзинский М. Д. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты. – К.: АйБи, 2004. – 64с.
2. Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. Сб. мат-лов Междунар. конф. – СПб.: ЛЕМА, 2007.
3. Водна рамкова директива ЄС 200/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення. – К., 2006. – 240с.
4. Впровадження Європейських стандартів і нормативів у Державну систему моніторингу довкілля України: Наук.-метод. посібник /О.І. Бондар, О. Г. Тараріко, Є. М. Варламов та ін. – К.: Інрес, 2006. – 264с.
5. Гандзюра В.П. Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами. – Київ, ВГЛ “Обрії”, 2002. – 248с.
6. Гандзюра В.П., Грубінко В.В. Поняття шкодочинності в екології // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. – 2007. – №1 (31). – С. 11-31.
7. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень: Теорія, методи, практика використання /За ред. Олексія І. Т., Брагінського Л. П. – Львів: Світ, 1995. – 440с.
8. Екологічна безпека та охорона навколишнього середовища. Підручник для студентів екологічних спеціальностей вищих навчальних закладів /За редакцією О. І. Бондаря, Г.І. Рудька. – К.: Вид-во «ЕКМО», 2004. – 423с.
9. Екологічна енциклопедія: У 3 т. / Редколегія: А.В. Толстоухов (головний редактор) та ін. – К.: ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації», 2007. – Т. 2: Є-Н. – 416с.
10. Стратегия сохранения биологического и ландшафтного разнообразия бассейна Днепра / Романенко В. Д., Афанасьев С. А., Гродзинский М. Д. и др.: Под ред. В. Н. Билоконя. – К.: Из-во Ай-Би, 2004. – 106с.