

В. П. ГАНДЗЮРА

СИСТЕМНИЙ АНАЛІЗ ЯКОСТІ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

**навчальний посібник для студентів
вищих навчальних закладів**

КИЇВ 2020

УДК 574

ББК 20.1

Г 64

Г 64 Гандзюра В.П. Системний аналіз якості навколишнього середовища: Навчальний посібник для студентів вищих навчальних закладів. – К.: 2020. – 180 с.

ISBN

Рекомендовано до друку Вченою радою ННЦ «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка 11 березня 2019 р (протокол №9)

У посібнику з екосистемних позицій при послідовному застосуванні системного підходу і загальної теорії систем розглянуто основні поняття і теорії розділу сучасної екології, що вивчає підходи до оцінки стану екосистем та якості середовища існування, речовинно-енергетичні й інформаційні процеси та механізми їх регуляції. Проаналізовані кількісні підходи до оцінки стану екосистем, рівня їх забруднення та інтегральні критерії оцінки якості середовища для біосистем різного рівня організації. Чільне місце посідають сучасні екологічні проблеми та можливі шляхи їхнього вирішення в умовах розвитку міжнародного співробітництва. Наведена інформація про систему охорони навколишнього природного середовища та основні закони і нормативні акти щодо регулювання природокористування і екобезпеки.

РЕЦЕНЗЕНТИ:

Бондар О.І., доктор біологічних наук, професор, член-кор. УААН, ректор Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління Міністерства екології та природних ресурсів України;

Волошина Н.О., доктор біологічних наук, професор, завідувачка кафедри екології Національного педагогічного університету імені М.П. Драгоманова

ISBN 966-95774-3-X

© В.П. Гандзюра, 2020

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА.....	5
Розділ 1. Формування загальної теорії систем.....	6
1.1. Загальна теорія систем.....	7
1.2. Виникнення міждисциплінарної теорії.....	7
1.3. Поняття відкритої системи.....	12
1.4. Завдання системного аналізу.....	20
Контрольні питання до розділу.....	21
Розділ 2. Методологія системних досліджень якості середовища.....	22
2.1. Система та її властивості.....	22
2.1.1. Принцип емерджентності.....	22
2.1.2. Склад, структура і зовнішнє середовище системи.....	23
2.1.3. Закон функціонування системи.....	24
2.2. Холістичний і мерологічний підходи в екології.....	25
2.2.1. Спостереження.....	26
2.2.2. Експеримент.....	29
2.2.2.1. Однофакторний експеримент.....	30
2.2.2.2. Багатофакторний експеримент.....	31
2.2.3. Моделювання.....	32
2.3. Загальна схема і етапи системного дослідження в екології.....	38
Контрольні питання до розділу	40
Розділ 3. Поняття «стан екосистеми» та «якість середовища».....	41
3.1.Якість середовища	41
3.2.Кількісні критерії оцінки стану екосистем і якості середовища.....	47
3.3.Якість середовища для біосистем різного рівня організації.....	52
3.4.Гомеостаз та енантіостаз.....	53
3.5.Концепція стійкого розвитку.....	55
Контрольні питання до розділу.....	57
Розділ 4. Поняття «здоров'я екосистем».....	58
4.1. Здоров'я організму.....	58
4.2. Складові здоров'я.....	60
4.3. Суть і значення концепції «здоров'я» екосистем.....	61
4.4. Гомеостаз організму як критерій оцінки стану екосистем.....	68
Контрольні питання до розділу.....	69
Розділ 5. Норма і патологія екосистем. Контроль і оцінка їхнього стану та якості середовища.....	71
5.1. Екологічне нормування. Токсикологічний контроль.....	71
5.2. Біоіндикація.....	73
5.3. Біотестування.....	76
5.4. Кількісна оцінка якості середовища за продукційно-енергетичними	

показниками біосистем.....	80
5.5. Оцінка стану екосистем за змінами їх ентропії.....	82
5.6. Поняття «шкодочинності» та її кількісна оцінка.....	102
5.7. Державна система моніторингу довкілля України, шляхи її вдосконалення з урахуванням європейських стандартів і нормативів.....	106
5.8. Екологічні ризики.....	112
5.9. Співвідношення цільності популяцій різних життєвих стратегій в системі оцінки стану екосистем.....	113
5.9.1. К– і r– стратеги.....	114
5.9.2. Система життєвих стратегій Раменського-Грайма.....	114
Контрольні питання до розділу.....	117
 Розділ 6. Механізми регуляції екосистемних процесів.....	119
6.1. Принцип Ле Шательє–Брауна.....	120
6.2. Механізми регуляції на екосистемному рівні.....	123
6.3. Стабільність і стійкість екосистем.....	123
6.3.1. Пружна стійкість.....	124
6.3.2. Резистентна стійкість.....	124
6.4. Принцип нерівноважної динаміки Пригожина–Онсагера.....	126
6.5. Трансформації екосистем.....	128
6.6. Можливості впливу на екосистеми у бажаному людині напрямку. Основи екотехнології.....	129
6.7. Теорія катастроф.....	131
Контрольні запитання до розділу.....	132
 Розділ 7. Забруднення екосистем.....	133
7.1. Основні терміни.....	134
7.2. Забруднення біосфери.....	135
7.2.1. Нафта і нафтопродукти.....	136
7.2.2. Радіоактивне забруднення.....	136
7.2.3. Пестициди.....	137
7.2.4. Важкі метали.....	139
7.3. Можливості адаптації організмів до токсикантів.....	144
7.4. Вплив військових дій на довкілля Донбасу.....	145
7.5. Кіотський протокол і його роль в збереженні нашої планети.....	150
7.6. Чорнобильська катастрофа та її вплив на довкілля.....	155
7.7. Екологічний менеджмент.....	164
7.8. Екологічний аудит.....	165
Контрольні питання до розділу.....	166
 Узагальнення.....	168
 Рекомендована література.....	172

ПЕРЕДМОВА

Проблема якості середовища – безперечно центральна в сучасній екології. Широкий загал часто ототожнює саму екологію з наукою про довкілля, стан якого вже давно викликає стурбованість вчених різних галузей та широких верств свідомої громадськості. Майже на кожному кроці всі говорять про „погану екологію”, хоч само це поняття є безглуздим, адже ще не додумались говорити про „погану ботаніку”, „погану зоологію”, „погану філологію”. Проте ясно, що мова йде про незадовільний стан довкілля, оточуючого нас середовища. І хоч з кожним роком ця проблема привертає дедалі більше уваги, проте її понятійний апарат лишається недостатньо розробленим. Навіть фахівці з екологічного моніторингу, з біоіндикації та суміжних галузей часто ототожнюють досить різні поняття. Найчастіше плутають поняття «стан середовища», «стан екосистеми» та «якість середовища». Причому ця термінологічна плутанина, на жаль, притаманна навіть екологам, які займаються проблемами діагностики стану довкілля і екосистем в цілому.

Саме тому в посібнику на засадах системного підходу і загальної теорії систем розглянуті такі поняття, як «стан екосистеми», «якість навколишнього середовища», «здоров'я екосистеми» та інші найважливіші поняття для адекватної оцінки якості середовища існування та стану екосистем в цілому.

Розглянуті такі проблеми, як вплив воєних дій на сході України на довкілля, проблеми радіоактивного зараження територій, породжені Чорнобильською катастрофою. Не оминули увагою і Кіотський протокол та проблему кліматичних змін і викидів парникових газів.

Чільне місце в посібнику посідає проблема «здоров'я екосистем» та його діагностика. Проаналізовані сучасні підходи до його оцінки та запропонований оригінальний підхід, який уперше уможливорює його кількісну оцінку. З іншого боку, не менш важливим питанням є кількісна оцінка негативних впливів на довкілля – як окремо взятих чинників, їхніх груп, так і оцінка загального негативного впливу на екосистему. Вирішення цих проблем можливе лише на засадах системного підходу і загальної теорії систем. Висвітленню цих проблем і присвячена ця книга

РОЗДІЛ I ФОРМУВАННЯ ЗАГАЛЬНОЇ ТЕОРІЇ СИСТЕМ

Досліджуючи біологічні об'єкти як організовані динамічні системи, проаналізувавши протиріччя механіцизму та віталізму, ідеї щодо цілісності організму та формування системних концепцій в біології, Л. Берталанфі, застосовувавши організмичний підхід при дослідженні тканинного дихання, співвідношення метаболізму і росту у тварин, запропонував методи аналізу відкритих систем, що дозволило застосовувати в біології ідеї термодинаміки, кібернетики, фізичної хімії.

Він заснував першу в сучасній науці узагальнену системну концепцію, покликану розробляти математичний апарат опису систем різних типів і виявляти засоби інтеграції науки. Внесок Берталанфі у науку виходить за межі біології, і охоплює собою сфери кібернетики, освіти, історії, філософії, психіатрії, соціології. Багато послідовників Берталанфі вважають, що його Загальна теорія систем (ЗТС) може забезпечувати концептуальну основу для цих всіх галузей знання. Його вважають засновником міждисциплінарної школи знань, відомої як ЗТС. Основні праці, які вийшли англійською мовою: *“Modern Theories of Development”* (1933), *“Problems of Life”* (1952), *“Robots, Men and Minds”* (1967), *“Organismic Psychology and System Theory”* (1968), *“General System Theory”* (1968). Жодна з цих робіт не була перекладена російською або ж українською.

Людвіг фон Берталанфі (*Von Bertalanffy Ludwig* (1901-1972) – австрійський біолог, що з 1948 року постійно проживав у Канаді та США. Народився в 1901 році у Відні. В 1926 році отримав ступінь доктора філософії у Віденському університеті. 1934-1948 – займав посади доцента і професора Віденського університету. 1948-1969 – був професором в Університеті Оттави (Канада), Університеті Південної Каліфорнії (США) і Університеті Альберти (Едмонтон, Канада). 1969-1972 – працював професором в Університеті штату Нью-Йорк (Буффало, США).



1.1. Загальна теорія систем

Поняття системи в даний час не обмежується теоретичною сферою, а стає центральним в певних галузях прикладної науки. Спочатку це поняття виступало переважно як абстрактна і зухвала теоретична ідея. Тепер же системотехніка, системне дослідження, системний аналіз і їм подібні категорії стали робочими термінами. Багато промислових підприємств і державні агенції мають відповідні департаменти, комітети або принаймні особливих фахівців з цих проблем, а багато університетів пропонують програми і курси для вивчення системних ідей.

Таким чином, автора цієї статті, одним з перших передбачив, що поняття «система» стане поворотним пунктом в сучасній науковій думки, можна вважати реабілітованим. Наведемо слова Р. Акофа, фахівця прикладної науки: «В останні два десятиліття ми є свідками швидкого раз-вітія поняття «система», що став ключовим в науковому дослідженні. Звичайно, системи вивчалися протягом багатьох століть, але тепер в таке дослідження додано щось нове ... Тенденція досліджувати системи як щось ціле, а не як конгломерат частин відповідає тенденції сучасної науки не ізолювати досліджувані явища в вузько обмеженому контексті, а вивчати перш за все взаємодії і досліджувати все більше і більше різних аспектів природи.

У передмові до VI тому «*General Systems*», написаному Р. Мейером, висувуються дві проблеми, що підлягають обговоренню. Перш за все це питання, підняте багатьма дослідниками, про «специфічні положення, що характеризують метод і значення ідеї загальної теорії систем». Інше центральне питання – «організмична точка зору».

1.2. Виникнення міждисциплінарної теорії

Мотиви, що ведуть до висунування ідеї загальної теорії систем, можна підсумувати в наступних декількох положеннях.

1. До останнього часу галузь науки як номотетичної діяльності, тобто діяльності, спрямованої на встановлення пояснень і предикативної системи законів, практично ототожнювалася з теоретичної фізикою. Лише кілька спроб створення систем законів в нефізичних областях отримали загальне визнання, біолог в зв'язку з цим перш за все згадає генетику. Проте останнім часом біологічні, біхевіоральні і соціальні науки знайшли свою власну базу, і тому стала актуальною проблема, чи можливо поширення наукових концептуальних схем на ті області і проблеми, де додаток фізики є недостатнім або взагалі неможливим.

2. У біологічних, біхевіоральних і соціологічних галузях є кардинальні проблеми, які ігнорувалися в класичній науці або, скоріше, просто не стали предметом її розгляду. Якщо ми подивимося на живий організм, то зможемо спостерігати дивовижний порядок, організацію, сталість в безперервній зміні, регулювання та явну телеологію. Подібно до цього в людській

поведінці, якщо навіть ми будемо дотримуватися строго біхевіористичної точки зору, ми не зможемо не помітити цілеспрямованості. Проте такі поняття, як організація, спрямованість, телеологія і т. д., не використовувалися в класичній системі науки. У так званому механістичному світогляді, що спирається на класичну фізику, вони розглядалися фактично як ілюзорні або метафізичні. Для біолога це означало, що як раз специфічні проблеми живої природи залишалися поза увагою.

3. Охарактеризований стан був тісно пов'язано зі структурою класичної науки. Остання займалася головним чином проблемами з двома змінними (лінійними причинними рядами, однією причиною і одним наслідком) або в кращому випадку проблемами з декількома змінними. Класичним прикладом цього є механіка. Вона дає точне рішення проблеми тяжіння двох небесних тіл – Сонця і планети і завдяки цьому відкриває можливість для точного передбачення майбутніх розташувань зірок і навіть існування досі не відкритих планет.

Проте вже проблема трьох тіл в механіці принципово нерозв'язна і може аналізуватися тільки методом наближень. Подібне ж положення має місце і в більш сучасній галузі фізики – атомної фізики. Тут також проблема двох тіл, наприклад протона і електрона, цілком можна вирішити, але, як тільки ми торкаємося проблеми багатьох тіл, знову виникають труднощі. Односпрямована причинність, відносини між причиною і наслідком, двома або невеликим числом змінних – всі ці механізми діють в широкій області наукового пізнання та інформації, висловив цю думку в часто цитованому положенні. Класична наука, стверджував він, мала справу або з лінійними причинними рядами, тобто з проблемами двох змінних, або з проблемами, що належать до неорганізованої складності. Останні можуть бути дозволені статистичними методами і в кінцевому рахунку впливають з другого початку термодинаміки. У сучасній же фізики та біології повсюду виникають проблеми організованої складності, тобто взаємодії великого, але не нескінченного числа змінних, і вони вимагають нових понятійних засобів для свого вирішення.

4. Сказане вище не є метафізичним, або філософським твердженням. Ми не споруджуємо бар'єр між неорганічною та живою природою, що, очевидно, було б нерозумно, якщо мати на увазі різні проміжні форми, такі, як віруси, нуклеопротейни і самовідтворювані елементи взагалі, які певним чином пов'язують ці два світи. Точно так само ми не декларуємо, що біологія в принципі «не зводиться до фізики», що було б нерозумно з огляду на колосальні досягнень в галузі фізичного і хімічного пояснення життєвих процесів. Подібним же чином у нас немає наміру встановити бар'єр між біологією і біхевіоральними і соціальними науками. І все ж це не усуває того факту, що в зазначених областях ми не маємо відповідних понятійних засобів для пояснення і передбачення, подібних до тих, які є в фізиці і в її різних додатках.

5. Мабуть, існує нагальна потреба в поширенні засобів науки на ті сфери, які виходять за рамки фізики і мають специфічні риси біологічних,

біхевіоральних і соціальних явищ. Це означає, що повинні бути побудовані нові понятійні моделі. Кожна наука є в широкому сенсі слова моделлю, тобто понятійною структурою, що має на меті відобразити певні аспекти реальності. Однією з таких вельми успішно діючих моделей є система фізики. Але фізика – це тільки одна модель, що має справу з визнаними аспектами реальності. Вона не може бути монопольною і не збігається з самою дійсністю, як це припускали механістична методологія і метафізика.

Оскільки теорія систем в широкому сенсі є за своїм характером фундаментальною наукою, вона має свій корелят в прикладній науці, іноді виступає під загальною назвою науки про системи, або системної науки (*Systems Science*). Це наукове рух тісно пов'язане із сучасною автоматикою. У загальному плані слід розрізнити в науці про системи наступні області.

Системотехніка (*Systems Engineering*), тобто наукове планування, проектування, оцінку і конструювання систем людина-машина.

Дослідження операцій (*Operations research*), тобто наукове управління існуючими системами людей, машин, матеріалів, грошей і т. д.

Інженерну психологію (*Human Engineering*), тобто аналіз пристосування систем і перш за все машинних систем, для досягнення максимуму ефективності при мінімумі грошових та інших витрат.

Дуже простий приклад, який свідчить про недостатність вивчення систем людина - машина, – це політ на літаку. Всякий, хто перетинав континенти на реактивному літаку, який летить з величезною швидкістю, і хто змушений був проводити серед натовпу в аеропорту непотрібні години в очікуванні, може легко зрозуміти, що сучасна техніка, яка використовується в повітряних подорожах, чудова, в той час як «організаційна» техніка все ще знаходиться на примітивному рівні.

Хоч у названих наукових дисциплінах є багато спільного, в них, однак, використовуються різні понятійні засоби. У системотехніці, наприклад, застосовуються кібернетика і теорія інформації, а також загальна теорія систем. У дослідженні операцій використовуються методи лінійного програмування і теорії ігор. Інженерна психологія, що займається аналізом здібностей, психологічних обмежень і варіабільності людських істот, широко використовує засоби біомеханіки, промислової психології, аналіз людських чинників і т. д.

Всі перераховані теорії мають певні загальні риси.

По-перше, вони сходяться в тому, що необхідно якось вирішувати проблеми, характерні для біхевіоральних і біологічних наук і не мають відношення до звичайної фізичної теорії.

По-друге, ці теорії вводять нові в порівнянні з фізикою поняття і моделі, наприклад узагальнене поняття системи, поняття інформації, порівняння по значенню з поняттям енергії у фізиці.

По-третє, ці теорії, як зазначалося вище, мають справу переважно з проблемами з багатьма змінними.

По-четверте, що вводяться цими теоріями моделі є міждисциплінарними за своїм характером, і вони далеко виходять за межі сформованого

розподілу науки. Наприклад, якщо ви уважно переглянете щорічники Товариства досліджень в галузі загальної теорії систем («*General Systems*»), ви легко виявиться наступна важлива обставина: подібні і навіть тотожні за своєю структурою міркування застосовуються до явищ самих різних видів і рівнів – від мереж хімічних реакцій в клітині до популяцій тварин, від електротехніки до соціальних наук.

Аналогічним чином основні поняття кібернетики впливають з певних спеціальних областей сучасної техніки, однак, почавши з найпростішого випадку термостата, який на основі зворотного зв'язку підтримує певну температуру, і переходячи далі до сервомеханізмів і автоматики в сучасній техніці, ми виявляємо, що подібні ж схеми застосовні до багатьох біологічних явищ регулювання або поведінки. Більш того, у багатьох випадках є формальна відповідність, або ізоморфізм, загальних принципів і навіть спеціальних законів. Один і той же математичний опис може застосовуватися до самих різноманітних явищ. З цього, зокрема, випливає, що загальна теорія систем, крім усього іншого, полегшує також наукові відкриття: ряд принципів може бути перенесений з однієї області в іншу без необхідності дублювання роботи, як це часто відбувалося в науці минулого.

По-п'яте і, може бути, найважливіше-такі поняття, як цілісність, організація, телеологія і направленість руху або функціонування, за котримі в механістичній науці закріпилася уява як про ненаукових або метафізичних, нині отримали повні права громадянства і розглядаються як надзвичайно важливі засоби наукового аналізу. Наразі ми маємо у своєму розпорядженні концептуальними і в деяких випадках навіть матеріальними моделями, здатні відтворювати основні властивості життя і поведінки.

Слід підкреслити, що різні вищеперераховані наукові підходи не є і не повинні розглядатися як монополярні. Один з важливих аспектів сучасного розвитку наукової думки полягає в тому, що ми більше не визнаємо існування унікальної і всеохоплюючої картини світу. Всі наукові побудови є моделями, що представляють певні аспекти, або сторони, реальності. Це відноситься також і до теоретичної фізики. Будучи далекою від того, щоб бути метафізичним уявленням останньої реальності (як це проголошувалося матеріалізмом минулого і все ще мається на увазі сучасним позитивізмом), вона є не чим іншим, як однією з цих моделей, і, як показав розвиток науки в останнім часом, ні в якому разі не вичерпною і не єдиною. Різні теорії систем також є моделі різних аспектів світу. Вони не виключають один одного і часто поєднуються при їх використанні.

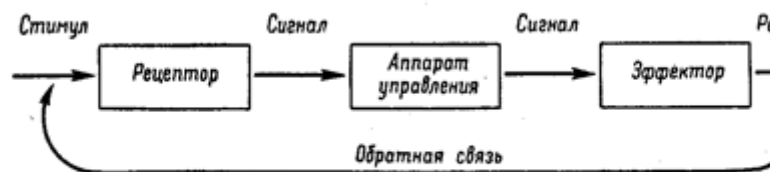
Наприклад, деякі явища можуть бути науково досліджені кібернетикою, інші – за допомогою загальної теорії систем, причому цілком допустимо навіть, що одне й те саме явище в його різних аспектах може бути описано і тим і іншим шляхом. Кібернетика з'єднує моделі інформації та модель зворотного зв'язку, моделі нервової системи і теорії інформації і т. д. Це, звичайно, не виключає, а скоріше припускає можливість наступних

синтезів, в які увійдуть і будуть об'єднані різні сучасні дослідження цілісності і організації.

І дійсно, в даний час поступово створюється така синтетична концепція, що об'єднує, наприклад, термодинаміку незворотніх процесів і теорію інформації. Відмінності між перерахованими теоріями лежать в їх особливих модельних уявленнях і у використовуваних математичних методах.

Гомеостаз і відкриті системи. Серед згаданих теоретичних моделей кібернетична модель гомеостазу і модель відкритої системи, що розвивається в рамках загальної теорії систем, претендують на пояснення багатьох емпіричних явищ. Оскільки відношення цих двох теорій не завжди добре усвідомлюють, доречно коротко зупинитися на цьому питанні.

Найпростіша схема зворотного зв'язку може бути представлена в такому вигляді (рис. 1).



Р и с. 1. Модель простой обратной связи.

Сучасні сервомеханізми і автомати, точно так само як і багато явищ у живому організмі, засновані «на дії зворотних зв'язків, причому в їх набагато складніших у порівнянні з простою моделлю (рис. 1). У застосуванні до живих організмів схема зворотного зв'язку виступає в формі гомеостазу.

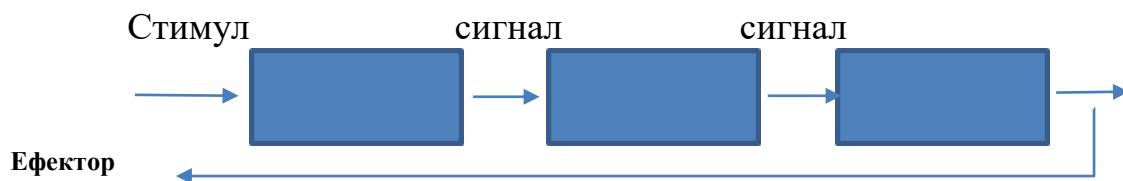


Рис. 1. Модель простого зворотного зв'язку

Згідно Кеннон, гомеостаз являє собою сукупність органічних регуляцій для підтримки стійкого стану організму, причому дія регулюючих механізмів може відбуватися не в одному і тому ж, але нерідко в різних і навіть протилежних напрямках – по відповідним зовнішнім змінам, які підкоряються деяким фізичним законам.

Найпростішим прикладом гомеостазу є гомотермія. У фізичної хімії за правилом Вант-Гоффа зменшення температури веде до зниження швидкості хімічних реакцій. Саме так йде справа в звичайних фізико-хімічних

системах, а також у холоднокровних тварин. Однак у теплокровних жі-вотних зниження температури викликає протилежну дію, а саме збільшення швидкості метаболічного процесу, в результаті чого підтримується постійна температура тіла на рівні близько 37°C . Це обумовлено дією механізму зворотного зв'язку. Зниження температури стимулює термогенічні центри в таламусі мозку, які «включають» тепло-виробляють механізми тіла. Подібну ж схему зворотного зв'язку можна знайти в різноманітних формах фізіологічних регуляцій. Регуляція положення та управління діями при цілеспрямованій активності тварин і людини точно так же здійснюється механізмом зворотного зв'язку.

1.3. Поняття відкритої системи

Для такої системи характерно, що в неї постійно вводиться ззовні речовина. Усередині системи речовина піддається різним реакціям, які частково дають компоненти більш високої складності. Саме це ми називаємо анаболізмом. Одночасно з цим відбувається катаболізація речовин і кінцеві продукти катаболізму виводяться з системи. Проста модель відкритої системи зображена на рис. 2.

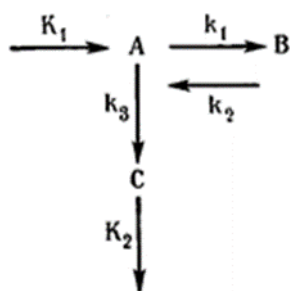


Рис. 2. Модель простої відкритої системи. Компонент A вводиться в систему і перетворюється в результаті зворотної реакції в B ; одночасно з цим шляхом незворотної реакції відбувається катаболізація і одержаний продукт C в кінцевому раунку виводиться з системи. K_1 , K_2 – константи введення й виведення; k_1 , k_2 , k_3 – константи реакції. Данна модель в загальних рисах відповідає, наприклад, протеїновому обміну в живому організмі, де A – амінокислоти, B – протеїни і C – продукти фізіологічного виділення.

Деякі риси відкритих, на відміну від закритих, систем полягають у тому, що при відповідних умовах відкрита система досягає стану рухомої рівноваги, в якому її структура залишається постійною, але в протизвичайному рівноваги ця постійність зберігається в процесі безперервного обміну і руху що становить її речовини. Рухома рівновага відкритих систем характеризується принципом еквифінальних, тобто на відміну від станів рівноваги в закритих системах, повністю детермінованих початковими умовами, відкрита система може досягати котрий залежить від часу стану, яке не залежить від її вихідних умов і визначається виключно параметрами

системи. Більш того, в відкритих системах проявляються термодинамічні закономірності, які здаються парадоксальними і суперечать другому началу термодинаміки. Відповідно до цього початком загальний хід фізичних подій (в закритих системах) відбувається в напрямку збільшення ентропії, елімінації відмінностей і досягнення стану максимальної неупорядкованості. У той же час у відкритих систем, в яких відбувається перенесення речовини, цілком можливе введення негентропії.

Тому подібні системи можуть зберігати свій високий рівень і навіть розвиватися в бік збільшення порядку і складності, що дійсно є однією з найбільш важливих особливостей життєвих процесів.

Модель відкритої системи має широку сферу застосування. Відповідно до її специфікою вона застосовна переважно до явищ з неструктурних, динамічною взаємодією процесів типу метаболізму, росту, метаболічних аспектів порушення тощо.

Говорячи в загальному плані, живі системи можна визначити як ієрархічно організовані відкриті системи, що зберігають себе або що розвиваються в напрямку досягнення стану рухомої рівноваги. Хвороба в зв'язку з цим слід розглядати як певний процес, який після певних порушень функціонування організму призводить до відновлення нормального стану, спираючись при цьому на еквіфінальних біологічних систем і використовуючи допомогу лікаря.

Якщо слідувати цим шляхом, то *vis medicatrix naturae* предків звільняється від її метафізичних властивостей, це більше не якась віталістична сила, а вираз динаміки живих систем, що підтримує і відновлює, наскільки це можливо, їх стан динамічної рівноваги. Теорія відкритих систем здатна пояснити основні особливості живих організмів, які приводили в сум'яття фізиків, біологів і філософів, здавалися порушенням законів фізики і пояснювалися тільки дією віталістичних факторів, що знаходяться поза компетенцією науки і наукового пояснення.

Таким чином, «зворотний зв'язок» і «відкрита система» – це дві моделі біологічних і, можливо, біхевіоральних явищ взагалі. Слід усвідомити, що термін «гомеостаз» може вживатися двояко. Він використовується або в його первісному значенні, запропонованому Кенноном і ілюструє прикладами підтримання температури тіла і інших фізіологічних змінних за допомогою механізмів зворотного зв'язку, або в іншому сенсі, який нерідко мають на увазі, а саме як синонім для органічної регуляції і адаптації взагалі.

Звичайно, це питання семантики. Проте використання термінів в тому сенсі, який спочатку вкладався в них їх авторами, – мудрої правило в природничих науках. Тому я пропоную вживати слово «гомеостаз» в його вужчому, але чітко певному сенсі, і це має важливі наслідки, оскільки при цьому виявляються певні обмеження, про які часто забувають.

Як уже підкреслювалося, регуляції типу гомеостазиса або зворотного зв'язку широко представлені в зрілому високорозвиненому організмі. Однак, як це ясно видно на рис. 1 або на будь-якому іншому малюнку, що

виражає динаміку процесу, зворотний зв'язок є якимось машинopodobних пристрій, тобто її дія заснована на фіксованому порядку функціонування кругових лінійних причинних ланцюгів. Разом з тим первинні органічні регуляції, такі, як регулювання в ранньому ембріональному розвитку, в регенерації і т. д., виявляються явищами іншої природи.

Теорія відкритих систем – важливе узагальнення фізичної теорії, кінетики і термодинаміки. В її рамках були сформульовані нові принципи і підходи, такі, як принцип еквіфінальних, узагальнення другого закону термодинаміки, можливість підвищення порядку у відкритих системах, наявність періодичних явищ при «помилку» системи і її фальстарт тощо. Подальшого вивчення вимагає можливість вимірювання організації в термінах ентропії («ланцюг ентропії») вищих молекулярних сполук, що показує певний порядок складових молекул.

Якщо ми хочемо чітко уявити і оцінити сучасний, системний підхід, саму ідею системності має сенс розглядати не як породження скороминущої моди, а як явище, розвитку яке вплетено в історію людської думки ... Не позбавлено сенсу твердження, що системні уявлення з найдавніших часів наявні в європейській філософії. Уже при спробі виявити основну лінію зародження філософсько-наукового мислення у досократиків іонійської школи одним з можливих шляхів міркування буде наступний.

Одним з теоретичних виразів цього космічного порядку став світогляд Арістотеля, з властивими йому холістичним і телеологічними уявленнями. Арістотелівське положення «ціле – більше суми його частин» до сих пір залишається вираженням основної системної проблеми. Телеологія Арістотеля була подолана і елімінувати, але подальший розвиток західно-європейської науки швидше відкидало і обходило, ніж вирішувало містяться в ній проблеми (такі, наприклад, як порядок і цілеспрямованість в живих системах), і тому основна системна проблема не застаріла до наших днів.

При більш детальному розгляді перед нами постала б довга низка мислителів, кожен з яких вніс свій внесок в розвиток теоретичних уявлень, відомих в наші дні під назвою загальної теорії систем. Розмірковуючи про ієрархічні будови, ми користуємося терміном, введеним християнським містиком Діонісієм Ареопігита, хоч його спекуляції стосувались ангельських хорів в церковній організації. Микола Кузанський, один з найглибших мислителів XV ст., спробував об'єднати середньовічну містику з зачатками сучасної науки. Він ввів уявлення про *coincidentia oppositorum*, опозиції чи навіть протиставленні частин всередині цілого, що постає, в свою чергу, як єдність вищого порядку ... Ієрархія монад у Лейбніца виглядає точно так само, як сучасна ієрархія систем, його *mathesis universalis* є пророкуванням майбутньої екстенсивної математики, яка не буде обмежуватися кількісними і числовими виразами, але виявиться в стані формалізувати види концептуального мислення.

У Гегеля і Маркса особливе значення надається діалектичній структурі мислення. Надзвичайно глибоким є у них твердження, що адекватно

відобразити дієвість може не окреме судження, але тільки єдність двох сторін суперечності, що досягається в діалектичному процесі: теза – антитеза – синтез. Густав Фехнер, відомий як автор психофізичного закону, розробив в дусі натурфілософів XIX в. проблему надіндивідуальної організації, тобто організації вищого, щодо доступних спостереженню об'єктів, порядку. Приклади подібної організації він бачив в живих угрупованнях і земної гармонії, – так романтично називав він то, що на мові сучасної науки можна визначити як екосистеми. Показово, що про це писалися докторські дисертації ще в 1929 р

Подібний огляд, при всій стислості і поверхневості, показує, що проблеми, з якими вчені наших днів зіштовхуються в зв'язку з поняттям «система», з'явилися на світ «не водночас», не їсти винятковий результат сучасного розвитку математики, природознавства і техніки, а є лише сучасним виразом проблем, століттями, що стояли перед вченими.

Один із способів охарактеризувати наукову революцію XVI - XVII ст. – це заявити, що вона привела до заміни описово-метафізичної концепції світу, що міститься в доктрині Арістотеля, математично-позитивістської концепцією Галілея. Іншими словами, вона замінила погляд на світ як на телеологічний космос описом подій за законами причинності, що виражається в математичній формі.

Можна додати: замінила, але не елімінувала. Арістотелевське трактування цілого, яке більше суми своїх частин, зберігається до цих пір. Слід точно сказати, що порядок або організація у цілого, або системи, вище, ніж у ізольованих частин. У подібному судженні немає нічого метафізичного, ніякого антропоморфістського забобону або філософської спекуляції – йдеться про факт, емпірично фіксується при спостереженні самих різних об'єктів, будь то живий організм, соціальна група або навіть атом.

Наука, однак, не була готова працювати з такими проблемами. Друга максима «Міркування про метод» Декарта говорить: розчленіть проблему на якомога більшу кількість складових частин і розглядати кожную з них окремо. Аналогічний підхід, сформульований Галілеєм під назвою «резолютівного» методу, служив концептуальної «парадигмою» досвідченої науки від її заснування до сучасної лабораторної практики: розчленовувати і зводити складні феномени до елементарних частин і процесів ... Цей метод працював досить добре до тих пір, поки процеси, що спостерігаються, дозволяли розчленування на окремі причинно пов'язані ланцюга подій, обто зведення цих процесів до рівня відносин між двома або кількома змінними. На цьому фундаменті будувалися видатні успіхи фізики і спирається на неї техніки. Але він нічого не давав, коли мова йшла про завдання з багатьма змінними. Вони зустрічаються вже в механічній задачі трьох тіл, а тим більше, коли мова заходить про вивчення живого організму або навіть атома, за складністю перевищує просту систему атома водню «протон-електрон».

У розробці проблем порядку або організації можна виокремити дві принципові ідеї. Одна з них – порівняння організму з машиною, інша – ін-

терпретація порядку як результату випадкових процесів. Перша ідея схематизувати Декартом в (тварина-машина) і розширена Ламетрі до (людина-машина). Друга ідея знайшла своє вираження в концепції природного відбору Дарвіна. Обидві ідеї виявилися надзвичайно плідними. Інтерпретація живого організму як машини в її численних варіантах, починаючи від механічних машин або годин в перших пояснення фізиків XVI в. і до теплової, хіміко-динамічної, клітинної і кібернетичної машин дозволяла переводити пояснення з макроскопічного рівня фізіології організмів на рівень субмیکроскопічних структур і ензиматичних процесів в клітці ... Точно так само інтерпретація порядку (організації) організму як результату випадкових подій уможливила концептуальне об'єднання величезного фактичного матеріалу, охопленого «синтетичної теорією еволюції», що включає молекулярну генетику і біологію.

Таким чином, саме «боротьба за концепцію організму в перші десятиліття двадцятого століття» (так визначив цей рух Вуджер) виявила всі зростаючі сумніви в можливості пояснити складні явища в поняттях складових їх елементів. З'явилася проблема «організації», яку можна виявити в будь-якій живій системі, а по суті справи, спроба обговорення питання, «чи можуть концепції випадкової мутації і природного добору відповісти на всі питання, пов'язані з явищами еволюції» ... тобто на питання про організацію живого. Сюди ж відноситься і питання про цілеспрямованості, який можна заперечувати і «знімати», але який так чи інакше кожен раз, подібно міфічній гідрі, піднімає свою потворну голову.

В кінці 20-х років я писав: «Оскільки фундаментальний ознака живого – організація, традиційні способи дослідження окремих частин і процесів не можуть дати повного опису живих явищ. Такі дослідження не містять інформації про координацію частин і процесів. Тому головною задачею біології має стати відкриття законів, що діють в біологічних системах (на всіх рівнях організації). Можна вірити, що самі спроби виявити підстави теоретичної біології вказують на фундаментальні зміни в картині світу. Подібний підхід, коли він служить методологічною базою дослідження, може бути названий «органічної біологією», а коли він використовується при концептуальному поясненні життєвих явищ – «системної теорією організму» ...

Домігшись визнання подібної точки зору як нової в біологічній літературі, організмична програма стала зародком того, що згодом отримало популярність як «загальна теорія систем». Якщо термін «організм» в наведеному твердженні замінити на «організовані суті», розуміючи під останніми соціальні групи, особистість, технічні пристрої тощо. То цю думку можна розглядати як програму теорії систем.

Постулат Арістотеля про те, що ціле більше суми своїх частин, яким, з одного боку, нехтували механіцисти і який, з іншого боку, призвів до де-монології віталізму, отримує простий і навіть тривіальний відповідь (тривіальний, зрозуміло, в принципі, але вимагає водночас вирішення незліченних проблем при своїй розробці і конкуренції): «Властивості предметів і

способи дії на вищих рівнях не можуть бути виражені за допомогою сумарної властивості і дій їх компонентів, узятих ізольовано. Якщо, проте, відомий ансамбль компонентів і існуючі між ними відносини, то вищі рівні можуть бути виведені з компонентів ».

Положення Загальної теорії системи були вперше сформульовані нами усно в 30-х роках, а після Війни були викладені у різних публікаціях. «Існують моделі, принципи та закони, які застосовні до узагальнених систем або до підкласів систем безвідносно до їх конкретного виду, природи складових елементів і відносин між ними. Ми пропонуємо нову дисципліну, яка називається загальною теорією систем. Загальна теорія систем представляє собою логіко-математичну область досліджень, завдання якої є формулювання і виведення загальних принципів, які можна застосувати до «систем» взагалі. Здійснюване в рамках цієї Теорії формулювання дозволяє зрозуміти такі поняття, як цілісність і сума, диференціація, прогресивна механізація, централізація, ієрархічна будова, фінальний і еквіфінальних і т. п., дозволити зробити ці поняття застосовними у всіх дисциплінах, що мають справу з системами, і встановити їх логічну гомологію».

Займаючись біологічною проблематикою, системотехніки були зацікавлені насамперед у розробці теорії «відкритих систем», тобто систем, які обмінюються з середовищем речовиною, як це має місце в будь-якій «живій» системі.

Можна стверджувати, що, поряд з теорією управління і моделями зворотного зв'язку, теорія Fliebgleichgewicht (динамічного «текучої» рівноваги) і відкритих систем є частиною загальної теорії систем, широко застосовується в фізичній хімії, біофізичній моделюванні біологічних процесів, фізіології, фармакодинаміці тощо. Видається обґрунтованим також прогноз про те, що базисні галузі фізіології, такі, як фізіологія метаболізму, збудження і морфогенезу, «увіллються в загальну теоретичну область, засновану на концепції відкритої системи». Інтуїтивний вибір відкритої системи в якості загальної моделі системи виявився вірним. «Відкрита система» видається більш загальним випадком не тільки у фізичному сенсі (оскільки закриту систему завжди можна вивести з відкритою, прирівнявши до нуля транспортні змінні), вона є більш загальним випадком і в математичному відношенні, оскільки система одно-часних диференціальних рівнянь (рівняння руху), яка використовується в динамічній теорії систем, є більш загальним випадком, з якого введенням додаткових обмежень виходить опис закритих систем (наприклад, опис збереження мас). При цьому виявилось, що «системні закони» проявляються у вигляді аналогій, або «логічних гомологій», законів, що є формально ідентичними, але належа до зовсім різних явищ або навіть дисциплін. Наприклад, чудовим фактом є сувора аналогія між такими різними біологічними системами, як центральна нервова система і мережу біохімічних клітинних регуляторів. Ще більш примітно те, що подібна приватна аналогія між різними системами і рівнями організації – лише один з членів великого класу подібних

аналогій ... До схожих висновків незалежно дійшли багато дослідників у різних галузях науки.

Розвиток системних досліджень пішов у цей час кількома шляхами. Дедалі більший вплив набував кібернетичний рух, що почався з розробки систем самонаведення для снарядів, автоматизації, обчислювальної техніки тощо і зобов'язана своїм теоретичним розмахом діяльності Норберта Вінера. При розходженні вихідних областей (техніка, а не фундаментальне науки, зокрема, біологія) і базисних моделей (контур зворотного зв'язку замість динамічної системи взаємодій) у кібернетики і загальної теорії систем загальним виявився інтерес до проблем організації та телеологічного поведінки. Кібернетика також виступала проти «механістичної» доктрини, яка концептуально ґрунтувалася на уявленні про «випадковий поведінці анонімних частинок» і також прагнула до «пошуку нових підходів, нових, більш універсальних концепцій і методів, що дозволяють вивчати великі сукупності організмів і особистостей».

Системна філософія. У цій сфері досліджується зміна світоглядної орієнтації, яка відбувається в результаті перетворення «системи» в нову парадигму науки (на відміну від аналітичної, механістичної, лінійно-причинного парадигм класичної науки). Як і будь-яка загальнонаукова теорія, загальна теорія систем має свої «метанаукові», або філософські аспекти. Концепція «системи», що представляє нову парадигму науки, за термінологією Т. Куна, або, як я її назвав ... «нова філософія природи», полягає в організмичному погляді на світ «як на велику організацію» і різко відрізняється від механістичного погляду на світ як на царство «сліпих законів природи».

Перш за все слід з'ясувати, «що за звір система». Це завдання системної онтології – пошук відповіді на питання, що розуміти під «системою» і як системи реалізуються на різних рівнях спостережуваного світу. Що слід визначати і описувати як систему – питання не з тих, на які можна дати очевидну або тривіальну відповідь. Неважко погодитися, що галактика, собака, клітина і атом суть системи. Але в якому сенсі і в якому зв'язку можна говорити про співтовариство людей або тварин, про особистості, мовою, математики і т. п. як про «системи»? Першим кроком може бути виділення реальних систем, тобто систем, які сприймаються або виведені зі спостереження і існують незалежно від спостерігача. З іншого боку, є концептуальні системи – логіка, математика, які по суті є символічними конструкціями (сюди ж можна віднести і музику); підкласом останніх є абстрактні системи (наука), т. е. концептуальні системи, що мають еквіваленти в реальності. Однак подібне розмежування аж ніяк не так чітко, як може здатися на перший погляд.

У зв'язку з цим об'єкт, зокрема система, може бути охарактеризованим тільки через свої зв'язки в широкому сенсі слова, тобто через взаємодію складових елементів. У цьому сенсі екосистема або соціальна система в тій же мірі реальні, як окрема рослина, тварина або людина. Справді, забруднення біосфери як проблема порушення екосистеми або як соціальна

проблема досить чітко демонструє «реальність» обох (екологічної та соціальної) систем.

На відміну від редукціонізму і теорій, які оголошують, що реальність є «нічим іншим, як ...» (масою фізичних частинок, генів, рефлексів, руху і чого завгодно ще), ми розглядаємо науку як одну з «перспектив» людини з її біологічними, культурними та лінгвістичними даруваннями і обмеженнями, створену для взаємодії зі світом, в який він «включений», вірніше, до якого він пристосувався в ході еволюції і історії (L. von Bertalanffy, 1962).

Виникнення теорії систем слід віднести до періоду появи військового мистецтва, виробництва, торгівлі. У міру розвитку суспільства виникає необхідність всебічного вирішення практичних завдань, потреба в спеціалістах “широкого профілю”, які мають знання не тільки в своїй галузі, але і в суміжних, які можуть узагальнити проблему, вирішити її з урахуванням різних аспектів. Становлення дисципліни теорії систем слід віднести до кінця XIX – початку XX ст., коли були встановлені загальні закономірності, що виявляються у великих системах, з’явилися роботи з теорії керування, теорії прийняття рішень. У даний час дисципліна “Теорія систем і системний аналіз” має синтетичний характер, об’єднує широке коло питань від теоретичних аспектів функціонування і керування складними системами до практичних методів аналізу систем, їх моделювання і прийняття рішення в конкретних умовах.

У даний час існують три системних поняття: “теорія систем”, “системний аналіз”, “системний підхід”. “Теорія систем” досліджує загальні властивості, які мають будь-які складні системи незалежно від їх природи (фізичної, біологічної, соціальної тощо). Початок теорії систем покладено у працях О.О. Богданова, російського вченого, медика і філософа, і Людвіга фон Берталанфі, австрійського біолога-теоретика. Подальший розвиток теорія систем одержала в працях М. Месаровича, І. Такахарі, Р. Директора, Р. Рорера та ін. “Системний аналіз” – це в основному прикладна наукова дисципліна, яка розробляє методи вирішення проблем, що виникають у складних системах. Це методологічна дисципліна, основними результатами якої є розробка і класифікація методів аналізу систем та вирішення проблеми. “Системний підхід” – це поняття, яке полягає у тому, що для вирішення будь-якої проблеми треба підходити системно, тобто розглядати в цілому систему, в якій виникла дана проблема з урахуванням цілей та функцій системи, її структури, усіх зовнішніх та внутрішніх зв’язків.

1.4. Завданнями системного аналізу займається Міжнародний інститут прикладного системного аналізу (*International Institute for Applied Systems Analysis –IIASA*), створений в 1972 р. Ціллю досліджень, які виконуються в цьому інституті, є розробка методів прогнозування і оцінки соціальних та інших аспектів науково-технічного прогресу. В ньому вивчають проблеми методології системного аналізу, проблеми економіки, екології, сільського господарства, енергетики, глобального моделювання, ін-

форматики, дослідження міст, водних та лісових ресурсів, транспорту, регіонального розвитку та ін. Методи системного аналізу широко використовують в управлінні й зв'язку, організації виробництва, управлінні інформативними потоками, резервами та в інших напрямках діяльності. Проблеми системного аналізу прийнято поділяти на глобальні й універсальні. Глобальні проблеми мають загальнопланетний, загальнолюдський характер. Універсальні проблеми – це проблеми локальних систем чи мікросистем, таких як проблеми розвитку міст, великих підприємств, окремих галузей промисловості тощо.

Зростання населення у світі, збільшення кількості великих міст і їх розмірів, прискорення темпів розвитку науки й техніки ведуть не тільки до розширення дії людини на середовище, в якому вона проживає, але і до змін у характері втручання людини в природні процеси. Дія людини на природу сьогодні досягнула рівня, який за масштабами може бути порівняний з дією найбільш могутніх сил самої природи. Існує загроза в незворотних змінах у земній атмосфері, порушень в головному механізмі підтримання та забезпечення життя на планеті, повного вичерпання мінеральних ресурсів, невідновних втрат природних умов життя майбутніх поколінь. Системний аналіз засновується на системному підході, а також на ряді математичних дисциплін та сучасних методах керування.

Системний підхід – це напрямок дослідження, вивчення світу, в основі якого лежить розгляд об'єктів як системи, орієнтація на розкриття цілісності об'єкта, виявлення різноманітності зв'язків у ньому і приведення їх до єдиної теоретичної картини. Основними принципами системного підходу є:

1. Принцип взаємозв'язку - система вивчається як частина певної макросистеми. Вона зв'язана безліччю зв'язків з іншими системами, взаємодіє та існує в єдності з ними.

2. Принцип багатоплановості – система як деяка самостійна одиниця вивчається з різних боків зі своїми особливостями.

3. Принцип багатомірності, який полягає в тому, що вивчаються різні характеристики систем, які об'єднують в групи (кластери): об'єкт описується як сукупність деяких характеристик та взаємозв'язків між ними.

4. Принцип ієрархічності – система розглядається як складна структура з різними рівнями, між якими встановлюються певні зв'язки.

5. Принцип різнопорядковості - полягає у тому, що різні ієрархічні рівні системи породжують закономірності різного порядку. Одні закономірності властиві тільки всім елементам або деякій групі елементів, а інші тільки окремим елементам.

6. Принцип динамічності – система розглядається в рухові й розвитку. Відповідно до системного підходу всякий об'єкт виникає та існує в рамках деякої великої системи. Зв'язки між об'єктами і системою є суттєвими основами виникнення, існування та розвитку об'єкта і системи в цілому.

Практичне значення системного аналізу полягає в тому, що він є методологією і практикою цілеспрямованого перетворення як самої людини, так і навколишнього світу.

Класифікацію виконують за класифікаційними ознаками. Класифікаційними ознаками є ті ознаки, які, на думку того, хто виконує класифікацію, є визначальними для даного класу об'єктів. Поняття “система” охоплює всі об'єкти навколишнього світу. Тому існує велика різноманітність класифікацій систем за різними ознаками. Кожна класифікація виконується спеціалістами, які займаються певним колом проблем, і відображає підхід до проблеми класифікації з точки зору саме цих спеціалістів. Тому єдиної класифікації систем в даний час немає і навряд чи вона можлива.

Контрольні питання до розділу

1. З чим пов'язано виникнення теорії систем?
2. Хто є автором цієї теорії?
3. Які причини спонукали до формування загальної теорії систем в біології та екології?
4. Які Ви знаєте основні положення загальної теорії систем?
5. Які об'єкти охоплює загальна теорія систем?
6. Яке значення теорії систем у розвитку екології?
7. Що дає теорія систем для визначення стану екосистем та якості середовища існування?

РОЗДІЛ 2

МЕТОДОЛОГІЯ СИСТЕМНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ЯКОСТІ СЕРЕДОВИЩА

Визнання екосистеми центральним об'єктом екології вимагає послідовного застосування системного підходу і загальної теорії систем при дослідженні екологічних процесів і явищ. Спочатку розглянемо основні поняття системного підходу.

2.1. Система та її властивості

Система – будь-який об'єкт, цілісні властивості якого є результатом взаємодії його складових. У цьому визначенні у неявній формі є платонівське положення, що ціле є чимось більшим, ніж сума його частин. Причому якісно нові особливості цілого у порівнянні з його складовими є результатом взаємодії елементів системи між собою. Водночас система є якісно новим, своєрідним утвором у порівнянні з її елементами. В цьому знаходить свій прояв принцип емерджентності.

2.1.1. Принцип емерджентності

При дослідженні ієрархічної організації систем у процесі об'єднання компонентів, чи підмножин, у більші одиниці з'ясовується, що у них з'являються нові властивості, які не притаманні попередньому рівню організації. Такі якісно нові, *емерджентні* властивості неможливо передбачити, виходячи з властивостей компонентів, що складають цей рівень організації. Так, властивості молекул безпосередньо не впливають з властивостей атомів, що входять до їхнього складу. Щодо екологічних систем, то їхні властивості також неможливо передбачити, виходячи з нижчих рівнів організації.

Фейблмен вважає, що *при кожному об'єднанні підмножин у нову множину виникає принаймні одна нова властивість* (Feibleman J.K., 1954).

Солт пропонує розрізняти *емерджентні* та *сукупні* властивості, які є сумою властивостей компонентів (Salt G.W., 1979). Обидві – властивості цілого, проте сукупні властивості не мають нових чи унікальних особливостей. Так, біомаса популяції дорівнює сумі мас усіх особин, які входять до її складу.

Емерджентні властивості саме й обумовлені взаємодією компонентів при формуванні системи певного рівня організації. На рівні популяції емерджентними будуть: її структура (статева, генетична, розмірно-вікова тощо), тип розподілу організмів у просторі, народжуваність, смертність, біотичний потенціал, тип динаміки чисельності (щільності) тощо. На рівні угруповання – типи міжпопуляційних взаємин, трофічні ланцюги і мережі, видове різноманіття тощо. На екосистемному – характер біогеохімічних колообігів, особливості трансформації речовини і енергії, енергетичний

баланс екосистеми, екологічні сукцесії, флуктуації, трансформації, спряженість речовинно-енергетичних та інформаційних процесів тощо.

2.1.2. Склад, структура і зовнішнє середовище системи

Розглянемо деяку систему S_0 . Вона характеризується певним складом $X = (X_1, X_2, X_3)$, структурою $\Sigma = (\delta^1, \delta^2, \delta^3, \delta^4)$ і функціонує у зовнішньому середовищі $V = (X_2, X_5)$ (рис. 2.1)

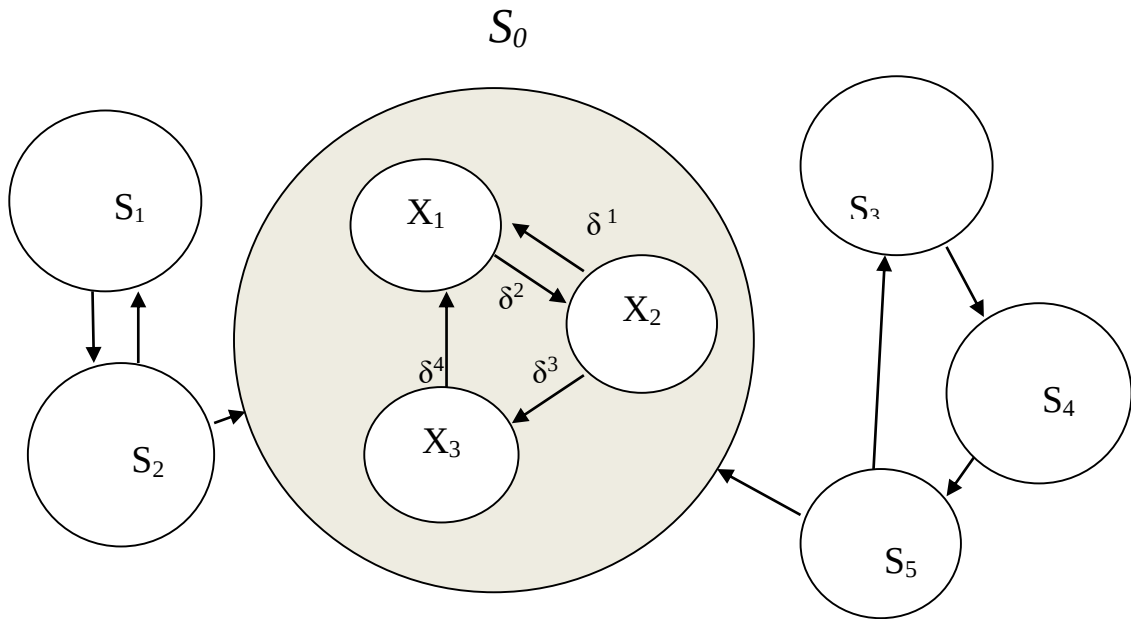


Рис. 2.1. Склад, структура і зовнішнє середовище системи

Елементи, що входять до складу системи, позначаються символами $X_1, X_2, \dots, X_n$, де n – кількість елементів. Множина

$$X = \{ X_1, X_2, \dots, X_n \},$$

що складається з усіх внутрішніх елементів, називається складом системи S .

Елементи $X_1, X_2, \dots, X_n$ пов'язані між собою різноманітними зв'язками, які зветься системоутворюючими, оскільки саме вони перетворюють набір елементів у цілісну систему.

Сукупність усіх зв'язків між елементами системи називається її структурою (Σ):

$$\Sigma = \{\sigma_1, \sigma_2, \dots, \sigma_r\}.$$

Кожна система існує у зовнішньому (для неї) середовищі V :

$$V = \{S_1, S_2, \dots, S_k\}.$$

Сукупність усіх систем, що знаходяться в безпосередніх зв'язках з даною системою, є зовнішнім середовищем системи S :

$$V = S_1, S_2, \dots, S_k;$$

де k – кількість систем, що безпосередньо пов'язані з даною системою.

Склад, структура і зовнішнє середовище можуть змінюватися з плином часу, що можна записати таким чином:

$$\begin{aligned} V &= V(t) = \{S_1(t), \dots, S_k(t)\}, \\ X &= X(t) = \{X_1(t), \dots, X_n(t)\}, \\ \Sigma &= \Sigma(t) = \{\sigma_1(t), \dots, \sigma_r(t)\}. \end{aligned}$$

Функцією системи S називається закон (сукупність правил) F , згідно якого в залежності від зовнішніх факторів $V(t)$ відбуваються зміни у часі складу $X(t)$ та структури $\Sigma(t)$ системи S .

Таким чином, системою $S(t)$, що функціонує у зовнішньому середовищі $V(t)$, зветься об'єкт

$$S(t) = S(X(t), \Sigma(t), V(t), F)$$

утворений елементами множини $X(t) = \{X_1(t), \dots, X_n(t)\}$, які пов'язані між собою певними зв'язками, що утворюють структуру $\Sigma(t)$ системи S . Склад і структура системи, у залежності від змін у зовнішньому середовищі $V(t)$, змінюються з плином часу згідно закону F .

2.1.3. Закон функціонування системи

Як склад $X(t)$, так і структура $\Sigma(t)$ системи $S(t)$ змінюються з часом згідно функції F , яка і називається *законом функціонування системи*. Таким чином, **закон функціонування системи** – це сукупність залежностей, згідно яких, у залежності від змін у зовнішньому середовищі $V(t)$ відбуваються зміни складу $X(t)$ та структури $\Sigma(t)$ системи.

Саме у такому вигляді має бути представлений об'єкт, який вивчається на засадах системного підходу. Це уможливорює вивчення структурно-функційних особливостей складних систем, а також прогнозування їхнього стану в часі і просторі. Власне екологічне прогнозування, по суті, зводиться до знаходження функції F у залежності від змін зовнішнього середовища, в тому числі, обумовлених діяльністю людини. Слід відразу зазначити, що екологічні системи змінюються не лише під впливом змін у зовнішньому середовищі, а й мають свою внутрішню логіку власного розвитку, що також необхідно враховувати як при оцінках стану екосистем, так і при прогнозуванні подальших змін у них. У першу чергу, це стосується розвитку екосистем (екологічних сукцесій) та їх циклічних змін (флуктуацій) (річних, сезонних, добових тощо).

Щодо методології дослідження процесів та явищ в екології, то, як і в кожній науці, можна виокремити два основні підходи – холістичний і мерологічний. Дискусії, який з підходів є більш адекватним в екології не вщухають, проте відразу слід зауважити, що кожен із них має свої особливості, проте лише органічне їх поєднання дозволяє отримати найбільш повну і необхідну екологічну інформацію.

2.2. Холістичний і мерологічний підходи в екології

Мерологічний підхід (від грецького *meros* – частина, міра) істотно домінує в науці ще з часів Ісаака Ньютона (він відомий також як “редукціонізм”). Ще й зараз багато хто з учених вважає, що для того, щоб пізнати складний об’єкт, його необхідно “розібрати” на складові і дослідити їхні особливості. Так, до останнього часу великі надії на пізнання життя покладали на молекулярну біологію і молекулярну генетику. Редукціонізм, що приніс безліч відкриттів у фізиці, хімії та деяких інших природничих науках, виявився практично неспроможним пояснити найбільш фундаментальні особливості живої матерії, її специфіку. Це стосується і екологічних проблем.

Холістичний підхід (від грецького *holos* – цілий, цілісний) відомий також як принцип “чорної скриньки”. Остання назва пояснює суть підходу: вивчається реакція-відповідь об’єкта (системи) на певний вплив (тобто функція відгуку) без з’ясування внутрішньосистемних механізмів формування цієї реакції. Особливе місце холістичного підходу обумовлене традиційним домінуванням редукціонізму. Водночас необхідність цілісного дослідження екосистем неодноразово порушувалося багатьма вченими, зокрема, один з фундаторів екології, професор Московського університету К.Ф. Рульє в роботі “Жизнь животных по отношению ко внешним условиям” (1852) писав: “Приляг к лужице, изучи подробно существа – растения и животных, ее населяющих, в постепенном развитии и взаимно не престанно перекрещивающихся отношениях организации и образа жизни, и ты для науки сделаешь несравненно более, нежели многие путешественники... Полагаем, задачей, достойной первого из первых ученых обществ, назначить следующую тему для ученого труда первейших ученых: «Исследовать три вершка ближайшего к исследователю болота относительно растений и животных в их постепенном взаимном развитии организации и образа жизни посреди определенных условий». Пока ни одно общество не решилось предложить такой задачи, и не решилось по весьма достойной причине - оно знает, что не нашло бы даже сколько-нибудь удовлетворительного ответа”. Какие же группы организмов мы увидим в этих “трех вершках”»?

В екології вельми вдалимими прикладами застосування холістичного підходу може слугувати дослідження енергетичного балансу екосистем. Зокрема метод світлих і темних склянок, за допомогою якого встановлю-

ють чисту і валову продукцію та загальну деструкцію екосистеми за певний проміжок часу. Вивчення енергетичного балансу екосистеми за добовою динамікою кисню чи вуглекислоти також дає інформацію про всі складові енергобалансу, навіть не розглядаючи “дійових осіб” та «виконавців” цього процесу.

Ясна річ, що найбільш цінну інформацію, яка не лише дає величини окремих параметрів, але і дозволяє з’ясувати механізми, що лежать в основі формування тих чи інших параметрів, можна отримати лише шляхом вдалого органічного поєднання холистичного та мерологічного підходів.

При цьому на основі холистичного підходу одержують загальні параметри екосистемних процесів (що практично неможливо на засадах мерологічного підходу), а вже з’ясування механізмів окремих процесів досягається на основі мерологічного підходу. Так, вивчивши складові енергетичного балансу будь-якої екосистеми, необхідно з’ясувати, внесок яких популяцій найбільш істотний у продукційно-деструкційні процеси.

Вивчення впливу певного забруднення на екосистему в цілому можливе виключно на холистичному рівні – визначення змін продукційно-деструкційних процесів, їх співвідношення, видового та іншого різноманіття екосистеми, загальної біомаси, величини зв’язаної енергії на одиницю її доступного потоку, спряженості речовинно-енергетичних та інформаційних процесів тощо. А вже на мерологічному – можна з’ясовувати порівняльну чутливість окремих біосистем (популяцій, геміпопуляцій, трофічних груп тощо) до певного забруднення, зміни фізіолого-біохімічних та інших параметрів у окремих організмів, популяцій тощо.

Системний підхід до вивчення будь-якого об’єкта полягає у визначенні його елементів, структури, зовнішнього середовища і закону функціонування. Для цього існує три основні групи методів: *спостереження, експеримент і моделювання*.

2.2.1. Спостереження

Спостереження передбачає невтручання в природний плин подій, тобто воно проводиться в інтактному режимі. Зазвичай на практиці певне втручання є необхідним, але вимушеним (кільцювання, мічення тощо). У природних умовах найчастіше використовують *польові* спостереження екосистем, котрі покликані вирішити такі завдання:

- 1) виділення головних типів екосистем і їхніх взаємозв’язків;
- 2) визначення видового складу організмів кожної екосистеми та встановлення параметрів умов абіотичних чинників;
- 3) вивчення взаємозв’язків між елементами екосистеми;
- 4) встановлення кількісних характеристик як елементів системи (щільність популяцій тощо), так й інтенсивності взаємозв’язків між ними (трофічних тощо);
- 5) вивчення динаміки процесів (добових, сезонних, річних циклів тощо).

Одним із прикладів найбільш високоорганізованих польових досліджень є програми *комплексного екологічного моніторингу*, розгорнуті на базі біосферних заповідників згідно програми Глобальної системи моніторингу довкілля.

В екологічних дослідженнях широко використовують найсучасніші технічні засоби. Для отримання інформації щодо стану значних територій чи акваторій вдаються до космічних спостережень, зокрема, за допомогою методу дистанційної спектрофотометрії можна отримати інформацію про стан різноманітних екосистем на нашій планеті, рівень продукційних чи деструкційних процесів, забруднення, пожежі тощо.

Для з'ясування міграцій окремих видів, популяцій застосовують різноманітні методи мічення – кільцювання (птахи), радіопередавачі, вмонтовані в ошийники (здебільшого для ссавців) чи фіксовані на інших частинах тіла тварин (акули, кити тощо), радіоактивні мітки, зокрема радіоізотопи фосфору широко використовують при дослідженні міграцій риб та інших гідробіонтів. Абсолютно необхідне використання радіоізотопів різноманітних елементів при дослідженні біогеохімічних колообігів, їх швидкості та ступеня замкненості.

Термін «моніторинг» з'явився напередодні Стокгольмської конференції ООН з навколишнього середовища 1972 р. *Під моніторингом було вирішено розуміти систему безперервного спостереження, вимірів і оцінки стану навколишнього середовища.* На думку російського дослідника-географа І.П. Герасимова (1975) об'єктом загального моніторингу «є багатокмпонентна сукупність природних явищ, що підлягає різноманітним природним динамічним змінам і різноманітним впливам і перетворенням її людиною».

Моніторинг навколишнього середовища – комплексна система спостережень, оцінки і прогнозу змін природних середовищ, природних ресурсів, рослинного та тваринного світу, яка дозволяє виділити зміни їхнього стану і процеси, що відбуваються в них під впливом антропогенного навантаження.

У процесі моніторингу передбачається послідовна реалізація двох задач:

- забезпечується постійна оцінка "комфортності" умов середовища мешкання людини і біологічних об'єктів (рослин, тварин, мікроорганізмів), а також оцінка стану і функціональної цілісності екосистем;
- вжиття коректуючи дій у тих випадках, коли цільові показники критеріїв оцінки якості середовища не досягаються.

Слід мати на увазі, що сама система моніторингу не включає діяльність з управління станом середовища, проте, в ідеалі, є джерелом інформації, необхідної для прийняття екологічно вагомих рішень. Зокрема, Державна доповідь "Про стан природного навколишнього середовища в Російській Федерації в 1995 р." акцентує саме цю цільову складову і визначає моніторинг в РФ як «комплекс спостережень, що виконуються за науково

обґрунтованими програмами спостережень, оцінок, прогнозів і розроблених на їхній основі рекомендацій і варіантів управлінських рішень, необхідних і достатніх для забезпечення управлінням станом навколишнього природного середовища і екологічною безпекою». Водночас реально існуючі в Росії "екологічно значимі рішення", прийняті з використанням моніторингових досліджень, нам, на жаль, невідомі.

Система моніторингу реалізується на кількох рівнях:

- *імпактному* (вивчення потужних впливів на локальному масштабі, спрямоване, наприклад, на оцінку скидів чи викидів конкретного підприємства);
- *регіональному* (прояв проблем міграції та трансформації забруднюючих речовин, спільного впливу різних факторів, характерних для екосистем у масштабі регіону);
- *фоновому*, що здійснюється в рамках міжнародної програми "Людина і біосфера" на базі біосферних заповідників, де виключена будь-яка господарська діяльність (має на меті зафіксувати фоновий стан навколишнього середовища, що необхідно для подальших оцінок рівнів антропогенного впливу).

За своїм структурно-функційним складом моніторинг навколишнього середовища об'єднує в собі всі необхідні компоненти: приладно-апаратне забезпечення, систему організації вимірів і сукупність методик аналізу результатів необхідних спостережень (табл. 2.1).

Таблиця 2.1. Функції моніторингу стану навколишнього середовища

Функції					
Задачі				Цілі	
Спостереження	Виявлення	Аналіз	Моделювання	Оцінка	Прогноз
За станом навколишнього середовища	Змін навколишнього середовища, пов'язаних із діяльністю людини	Змін, що спостерігаються	Змін екологічної ситуації	Стану навколишнього середовища	Очікуваних змін стану навколишнього середовища

Моніторинг охоплює весь широкий спектр аналізу спостережень за абіотичною складовою біосфери, що постійно змінюється і є зворотною реакцією екосистем на ці зміни, включаючи як геофізичні, так і біологічні аспекти, що визначає широкий спектр методів і прийомів досліджень, які

використовуються при його здійсненні. В літературі, як синонім, часто зустрічається вираз «екологічний моніторинг», де під терміном «екологія» розуміють не конкретний науковий напрям, окреслений Е. Геккелем, а науки про довкілля, «інвайронментологію», як теоретичну основу раціонального природокористування (Розенберг и др., 1999).

Оскільки угруповання живих організмів значною мірою замикають на себе всі процеси, що протікають в екосистемі, ключовим компонентом моніторингу навколишнього середовища є моніторинг стану біосфери, або *біологічний моніторинг*, під яким розуміють систему спостережень, оцінки і прогнозу будь-яких змін в біотичних компонентах, викликаних факторами антропогенного походження (Федоров, 1974; Израэль, 1977) і знаходить свій прояв на організмовому, популяційному, біоценотичному чи екосистемному рівнях.

За визначенням В.С. Ніколаєвського (1981) *біологічний моніторинг – визначення стану живих систем на всіх рівнях організації та відгуку їх на забруднення середовища*. Тобто, це – система спостережень, оцінки і прогнозу змін стану біологічних систем під впливом антропогенного впливу.

Згідно з визначенням Н.Ф. Реймерса (1990) «*моніторинг біологічний – стеження за біологічними об'єктами (наявністю видів, їх станом, появою випадкових інтродуцентів тощо) і оцінка якості навколишнього середовища за допомогою біоіндикаторів*».

Отже, тлумачення поняття «біомоніторинг» досить широке – від спостереження за самими живими організмами – до контролю за станом певних факторів середовища за допомогою живих організмів. У останньому визначенні ми бачимо *метод біоіндикації* як засіб вирішення задач біологічного моніторингу.

Таким чином, спостереження – основа збору інформації щодо стану екосистем з використанням найрізноманітніших технічних засобів. Крім суто наукового аспекту використання цієї інформації, на спостереженні, власне, базується вся система екологічного моніторингу, як на глобальному, так і на регіональному та локальному рівнях. За допомогою спостережень можна здійснювати експрес-діагностику стану екосистем (використовуючи метод біоіндикації). Але в усіх цих випадках втручання спостерігача в природний плин подій або зведено до мінімуму, або ж не передбачене.

Тому отримати відповідь на питання: а що відбудеться в екосистемі, якщо на неї вплине той чи інший чинник певної інтенсивності? – дає змогу експеримент.

2.2.2. Експеримент

Експеримент передбачає свідоме втручання в природний хід процесу з метою з'ясування функції відгуку системи на той чи інший вплив. Розмаїття експериментів у екології настільки величезне, що навіть перерахувати їх досить складно. Корисним може бути виділення різних їх категорій у

залежності від рівня контролю експериментатора над системою, що досліджується, та кількості факторів, які свідомо змінюються.

Перш за все варто розрізняти експерименти за рівнем досягнутого в них контролю над об'єктом. Тут можливі широкі варіації – від практично неконтрольованих експериментів, коли після певного впливу на систему експериментатор у подальшому лише стежить за її динамікою, до практично повного контролю над усіма параметрами системи, що цікавлять експериментатора.

Досить поширеним є поділ експериментів на польові та лабораторні. Перші в переважній більшості випадків належать до практично неконтрольованих. У лабораторних умовах є змога контролювати ті чи інші параметри і фактори, проте більш-менш повний контроль провідних факторів можливий лише на складному сучасному устаткуванні в різноманітних фітотронах, акватронах та інших керованих лабораторних “мікрокосмах”.

За кількістю чинників, вплив яких на систему вивчається, експерименти поділяють на *однофакторні* – досліджується вплив одного чинника на систему та *багатофакторні* – вивчається одночасний вплив двох і більше чинників на систему.

2.2.2.1. Однофакторний експеримент

Класичною схемою проведення експериментів ще з часів Френсіса Бекона (1561–1626) вважається однофакторний експеримент, коли вивчається вплив одного фактора за фіксованих значень решти.

Слід відзначити, що в екології однофакторні експерименти виявляються значно менш продуктивними, ніж у фізиці чи інших природничих науках. Адже коли проводиться однофакторний експеримент, скажімо, досліджується вплив температури на інтенсивність фотосинтезу, слід мати на увазі, що отримані результати відповідають лише даному рівню освітлення, спектрального складу світла, концентрації окремих біогенних елементів, вологості тощо. Причому варто цей же експеримент провести при іншій вологості, як його результати можуть виявитися зовсім іншими, часто – діаметрально протилежними.

Зокрема висока температура значно пожвавлює фотосинтез при достатній кількості вологи і, навпаки, пригнічує його за умови дефіциту води. Те ж саме спостерігаємо і в розташуванні біомів за градієнтами температури і кількості опадів: вологі тропічні ліси притаманні районам з високою температурою і вологістю. Якщо температура висока, а опадів недостатньо – має місце пустеля. Для тундри характерна достатня вологість і низька температура.

Тому в переважній більшості випадків у екологічних дослідженнях адекватним вирішуваний проблемі є *n*-факторний експеримент, принаймні, розглядаючи різні варіанти поєднання значень провідних факторів на ті чи інші досліджувані параметри. Проте ще й сьогодні однофакторний експеримент продовжує зберігати своє значення в екологічних дослідженнях з огляду на його простоту та доступність.

2.2.2.2. Багатофакторний експеримент

Ще в 30-х роках ХХ століття для вирішення задач одержання високих врожаїв англійським генетиком Рональдом Ейлером Фішером були розроблені основи методу багатофакторного аналізу, які полягали в тому, що в кожному варіанті з серії дослідів експериментатор змінює не один, а відразу кілька факторів, значення яких комбінуються певним чином, унаслідок чого при наступній математичній обробці отримують багатофакторний опис процесу чи явища.

При дослідженні екологічних процесів доводиться мати справу з одночасним впливом багатьох чинників. Тому завданням багатофакторного експерименту і є з'ясування впливу n факторів (за різних варіантів їхнього взаємопоеднання) на ту чи іншу систему і аналіз різних сценаріїв реагування її на сукупну дію чинників.

Із двофакторним аналізом знайомі майже всі на прикладі *кліматограм*. Результати двофакторного аналізу легко графічно інтерпретувати. Для цього по осі x відкладають значення одного фактора, по осі y – другого. По осі z можна відстежувати функцію відгуку системи на двофакторний вплив (рис. 2.2).

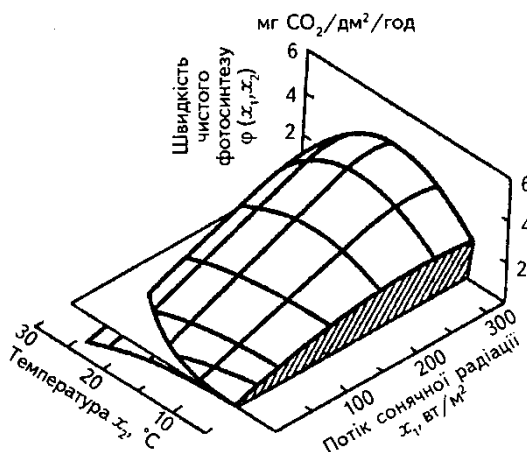


Рис. 2.2. Функція відгуку $\varphi(x_1, x_2)$ швидкості чистого фотосинтезу вереску *Calluna vulgaris* на інтенсивність сонячної радіації x_1 та температуру x_2

Трьохфакторний експеримент графічно зобразити дещо складніше – по кожній з трьох осей відкладають значення відповідних факторів, а результати відгуку системи на трьохфакторний вплив можна зобразити, використовуючи засоби просторової графіки, в тому числі, використовуючи різні кольори.

Чотирьох- і більше факторний експеримент графічно вже значно важче інтерпретувати. Найпростіше результати таких експериментів можуть бути представлені у n -вимірному просторі, кожна точка якого має свої координати на кожну з n осей.

Найпростішим графіком результатів n -факторного експерименту може бути ранжований у порядку зростання значень функції відгуку системи на комплексний вплив n факторів графік, де на осі Y – відкладають

значення функції відгуку системи (у порядку зростання), а кожна точка осі X буде мати відповідні значення n факторів. Комп'ютерна графіка дозволяє, навівши курсор на будь-яку точку кривої функції відгуку, отримати значення n факторів, за яких функція відгуку має відповідне значення. Таким чином, можна отримати повну картину n -факторного впливу на ту чи іншу функцію системи чи на її стан в цілому (за інтегральними показниками).

Для ефективного планування багатофакторного експерименту запропоновано низку підходів (Федоров, 1967; Максимов, Федоров, 1967, 1969; та ін.). З розвитком комп'ютерних технологій багатофакторний експеримент має посісти провідне місце в експериментальній екології.

2.2.3. Моделювання

Моделювання передбачає створення *моделі*. Подальше вивчення системи проводять не на реальному об'єкті, а на його моделі. *Модель* можна визначити як будь-яке спрощене відображення об'єкта (реального чи уявного). Особливо цінним моделювання є у випадках, коли досліди над реальною системою проводити неможливо з огляду на її масштаби – скажімо, біосфери в цілому, океану, моря тощо або ж небезпечно – вплив радіації на екосистеми. Тому для вивчення цих проблем створюється модель і подальші дослідження проводяться на ній.

Суть моделювання полягає в тому, що поряд зі системою-оригіналом, яку позначимо через $S^0(V^0, X^0, \Sigma^0, F^0)$ розглядається її модель, роль якої виконує деяка інша система: $S = (V, X, \Sigma, F)$, що являє собою образ (подібність) оригіналу S^0 при моделюючому відображенні (відповідності подібності) f , що позначається так:

$$f: (S^0) \rightarrow S,$$

де дужки означають, що f – частково визначене відображення, тобто не всі властивості складу та структури оригіналу відображені моделлю.

Стратегія моделювання полягає у спробі шляхом спрощення отримати модель, властивості й поведінку якої можна було б ефективно досліджувати, проте яка б водночас залишалася б подібною оригіналу, щоб результати досліджень можна було б застосовувати до нього. Таким чином, мистецтво моделювати полягає у максимальному спрощенні об'єкту моделювання при збереженні якомога більшої кількості істотних властивостей оригінала. Зворотній перехід від моделі до оригіналу зветься *інтерпретацією моделі*.

За формою реалізації (під реалізацією розуміють характеристику того, “з чого і як модель зроблена”, – Полетаєв, 1966) моделі розрізняють *реальні* та *ідеальні* (знакові).

Реальні моделі реалізуються у тій же формі, що і об'єкт відображення – акваріум, як модель водойми, акватрони, фітотрони тощо. Реальні моделі

дозволяють шляхом істотного спрощення системи досліджувати певні процеси, що в ній відбуваються та отримувати кількісні характеристики цих процесів.

Невеликі автономні «світи», або *мікрокосми*, в невеликих посудинах (пляшках тощо) часто використовують для імітування в мініатюрі природних екосистем. Ці моделі реальних екосистем можна розглядати як мікро-екосистеми. У вдало змодельованих мікрокосмах можна спостерігати основні функції природної екосистеми. Переваги мікроекосистем для досліджень полягають у тому, що вони мають чіткі межі, легко відтворювані та зручні для експериментів.

Одним із перших досліджень *мезоекосистем*, включаючи замкнені системи життєзабезпечення людини (СЖЗ), проводилися у м. Красноярську (Росія) в Інституті біофізики РАН (Сибірське відділення) у 1973–1985 рр. Вони показали можливість моніторингу, моделювання і прогнозування стану штучних і природних екосистем з метою їх раціонального використання. Дослідження проводились на СЖЗ людини «Біос-3». Всі розробки та матеріали дослідження були перекладені англійською мовою і тому існує припущення, що вони були використані при створенні «Біосфери-2» у США.

Загальна характеристика «Біос-3»: Рік створення – 1973.

Вартість – 6 млн доларів. Герметизований об'єм – 300 м³.

Екіпаж – 3 людини. Результативність – життя екіпажу протягом 6 місяців за рахунок біологічного колообігу.

На початку дев'яностих років ХХ ст. унікальні систему побудували в американському штаті Арізона, поряд з містом Оракл і назвали її «*Біосфера-2*». При цьому автори проекту виходили з того, що «Біосфера-1» – це наша Земля. «Біосфера-2» – це грандіозна конструкція зі скла та армованої сталі, яка займала площу 1,27 га і мала об'єм повітря 203760 м³. «Біосфера-2» містила понад 3000 видів рослин і тварин, сім біомів – дощовий тропічний ліс, савану, пустелю, болото, маленький океан з кораловим рифом, інтенсивне сільське господарство і апартаменти для людей.

Автором проекту був Дж. Аллен, екотехнік, фахівець в галузі системного управління. Метою проєкту, як пише Дж. Аллен, було прагнення допомогти нашій біосфері розпочати освоєння придатних для життя місць спочатку в межах Сонячної системи, потім – нашої Галактики і, нарешті, в усьому Всесвіті. Будівництво тривало близько 7 років і обійшлося Едварду Баасу (мільярдеру, який фінансував цей проєкт) у понад 150 мільйонів доларів. Спроектував споруду американець П. Солері.

Цікаво, що «Біосфера-2» була розроблена спеціально для того, щоб у ній могли жити люди, причому абсолютно ізольовано від решти світу: ні їжа, ні повітря, ні вода, ні будь-яка інша речовина не проникала всередину і ніщо не виходило назовні, крім сонячного світла, електрики та інформації по дротах. Навіть «дно» конструкції було ізольоване від землі, на якій вона

стояла, спеціальними герметично звареними залізними листами. Для підтримання постійного тиску повітря, коливання якого відбувалися через зміну температури усередині «Біосфери-2» були передбачені гігантські мембрани. Витік повітря з усієї конструкції складав не більше 10% за рік.

«Біосфера-2» була оснащена великою кількістю датчиків, які постійно визначали температуру, вміст тих чи інших елементів у ґрунті, воді й повітрі, фіксуючи ці параметри для подальших досліджень. 26 вересня 1991 року вісім добровольців (чотири жінки і чотири чоловіки) увійшли до «Біосфери-2» з метою перебування в ізоляції протягом двох років.

Вода циркулювала й очищувалася завдяки роботі жалюзей, що регулювали сонячне освітлення, яке приводило в дію конвекційні потоки теплого повітря, що викликали випаровування з поверхні «океану». Конденсуючись, волога випадала у вигляді сильних дощів над «тропічним лісом». Звідси вода просочувалася в «болота» і знову потрапляла в «океан» через ґрунтові фільтри. В процесі фотосинтезу поглинався вуглекислий газ, що виділявся при диханні, і підтримувався необхідний вміст кисню в повітрі. Люди контролювали роботу цих систем. У них була можливість передавати і одержувати будь-яку інформацію, проте це був єдиний зв'язок із зовнішнім світом.

На спеціальній ділянці інтенсивного сільського господарства за допомогою особливих методів оброблялись агрокультури, які слугували їжею для людей – адже іншої їжі їм не було звідки взяти. Крім землеробства, жителі «Біосфери-2» займалися скотарством. У них були кози, кури і поросята.

Всю енергію для приготування їжі, освітлення і роботи устаткування давали сонячні батареї.

Для очищення води вирощували водні гіацинти.

Проте в ході цього експерименту з'ясувалися і певні проблеми:

1. «Біосфера-2» виявилася перенаселеною. Через деякий час людям стало не вистачати їжі, і тут виявилось, що проблеми усередині «Біосфери-2» дуже нагадують земні.

2. Не всі природні явища були враховані: над «пустелею» на скляному даху «Біосфери-2» вранці конденсувалася вода і випадав дощ. У результаті пустеля стала не такою пустою, як планувалося спочатку – на ній почали з'являтися рослини.

3. Чомусь розвелось багато мурашок, хоч ніхто не планував привнести їх у систему.

4. Запланувавши течії в «океані-2», творці «Біосфери-2» не передбачили вітер. А він, як виявилось, дуже важливий для рослин. Під його дією дерева гойдаються, що призводить до зміцнення коренів та стовбурів. У результаті це призвело до обламування крон багатьох дерев під власною вагою.

5. За два роки вміст кисню зменшився в «атмосфері» з 21% до 14%, що спричинювало постійний головний біль і втрату працездатності учасників експерименту.

Проте в цілому перший експеримент на «Біосфері-2» завершився успішно. Вся команда вчених і переважна більшість рослин і тварин пережили два роки ізоляції. Точно в призначений термін, 26 вересня 1993 року, біосферяни залишили свій ковчег. І відразу ж після завершення цієї епопеї дві пари її учасників одружилися.

Американці не були б американцями, якби вони не намагалися не лише дати цінні відомості науці, але і витягти зі своїх незвичайних пригод ще і комерційну вигоду. Практично всі учасники випустили мемуари, а один з них опублікував книгу рецептів біосферянської їжі. Адже вона допомагала знижувати вміст холестерину в крові, сприяла схудненню. До речі, самі колишні еконавти довго не могли звикнути до звичайної земної їжі. Адже вона здавалася їм якоюсь штучною, несмачною!

Двоє з біосферян, Джейн Пойнтер і Табер Маккаллум, вже в 1993 році заснували компанію *ParagonSpaceDevelopmentCorporation*, яка налагодила масове виробництво кишенькових «біосфер». Були розроблені мініатюрні – розміром від 10 до 30 сантиметрів у діаметрі – біологічні аквасистеми. У них абсолютно без всяких відходів могли жити різноманітні морські і прісноводні тварини. На ці «іграшки» в Америці був великий попит. У березні 1994 року в «Біосфері-2» почала працювати друга зміна біосферян, уже із шести чоловік. Змінилася і сама парадигма досліджень. Перша вахта була зайнята в основному власним виживанням, прагненням забезпечити себе всім необхідним для більш-менш повноцінного життя. Тепер же в «Біосфері-2» стали ухажі фахівці-дослідники. Вони проводили експерименти, і термін їх перебування міг варіюватися від кількох діб до кількох місяців. Це вже були фактично не еконавти, а представники різних наук. І проводити повну ізоляцію їх від зовнішнього середовища вже не збиралися.

Тим часом екологічна ситуація в «Біосфері-2» все більше погіршувалася, і восени 1994 року і друга зміна фахівців була спішно евакуйована, а споруда – наглухо зачинена. У березні 1995 року було прийнято нове рішення – відкоркувати «Біосферу-2», ґрунтовно провітрити її та провести «генеральне прибирання». У 1997 році проект «Біосфера-2» був закритий. Тоді з'ясувалося, що температура і хімічний склад повітря усередині приміщень у цьому рукотворному ковчегу починають виходити за межі безпеки. Американці витратили 150 мільйонів доларів і спробували відповісти на запитання, чи можна створити абсолютно автономну модель земної біосфери. На жаль, у цей раз досвід закінчився невдачею, «мала Земля», відтворена стараннями вчених і конструкторів, стала непридатною для життя.

Однак вже в січні 2001 року в цього довгого експерименту відкрилося друге дихання. Міністр енергетики США підписав з Колумбійським університетом угоду про використання будівель «Біосфери-2» для потреб його відомства. Було вирішено протягом двох років виділити 700 тисяч доларів на те, щоб пристосувати споруду для вивчення реакцій екологічної системи на глобальні і регіональні кліматичні зміни. Так почалося друге життя цього чудового проекту. Далекі приціли? Коли цей проект був лише у задумі, Національна комісія США з космосу вважала можливим створити в

2017 році поселення на Місяці, а до 2027 року – на Марсі. Тоді підраховали, що буде потрібно не менш трьох років життя в умовах, подібних тим, що були організовані в «Біосфері-2», щоб подолати шлях до червоної планети і повернутися назад.

Сьогодні «Біосфера-2» є підрозділом Колумбійського університету. У ній проводяться наукові дослідження і навчання студентів. Деякі частини наукового комплексу тепер відкриті для екскурсій. Детальнішу інформацію щодо модельних екосистем можна знайти в посібнику «Штучні системи в екології» (Руденко С.С., Костишин С.С., Ситнікова І.О., 2006).

«Біосфера-2» – один з найграндіозніших проектів, в основі якого лежало дослідження *реальної моделі*. Проте витрати на такі моделі значно перевищують реальні можливості переважної більшості наукових програм. Тому значно доступнішим є створення *ідеальних моделей*, які до того ж практично нічим не обмежені (навіть масштабністю об'єктів моделювання – аж до біосфери в цілому).

Ідеальні моделі – формальне відображення дійсності за допомогою даного алфавіту символів і операцій над ними. Як відзначає І.А. Полетаєв (1966), знакові моделі незрівнянно багатші за можливостями, ніж реальні, адже вони практично не обмежені можливостями фізичної реалізації. Ідеальні моделі поділяють на дві групи – *концептуальні та математичні* (рис. 2.4).

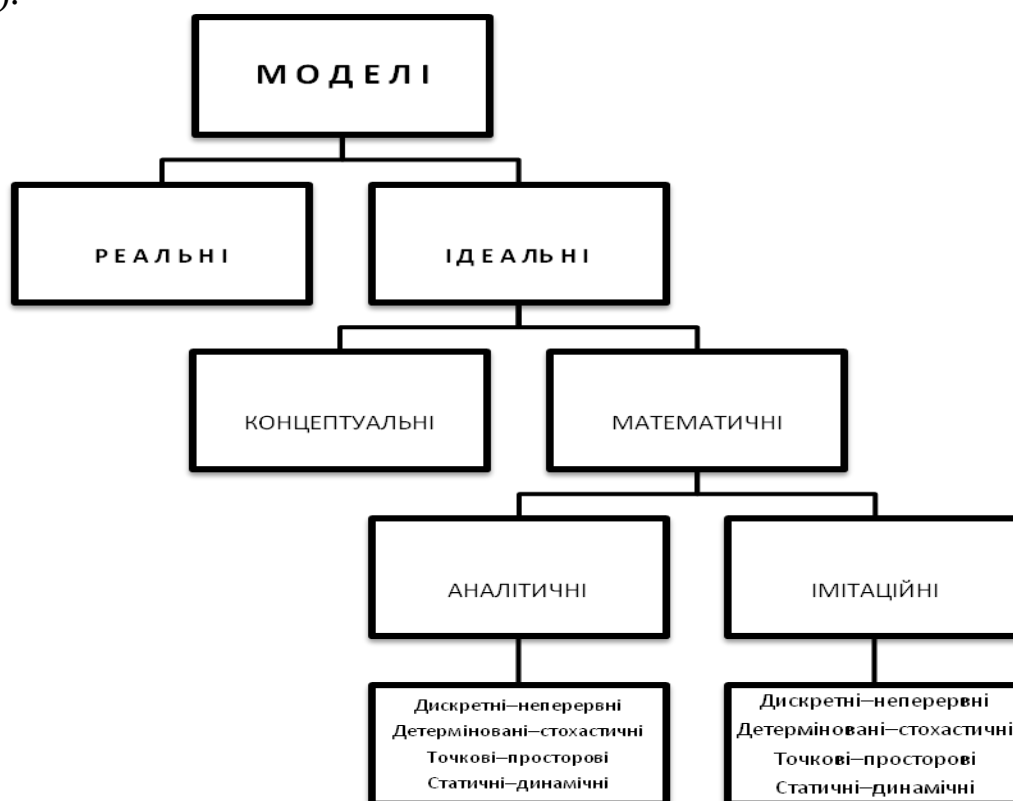


Рис. 2.4. Класифікація моделей

Концептуальна модель являє собою дещо більш формалізований і систематизований варіант традиційного опису досліджуваної екосистеми, що

складається з наукового тексту, який супроводжується блок-схемою системи, графіками, таблицями тощо. Сам термін “концептуальна” підкреслює, що призначення цієї моделі – бути ясним, узагальненим і водночас досить повним виразом знань і уявлень про систему в рамках і засобами певної наукової концепції.

Перші концептуальні моделі в екології з’явилися лише у XX столітті (Shelford, 1913; Haviland, 1926; Summerhayes, Elton, 1923, 1928).

Поряд з такими перевагами, як універсальність, гнучкість, багатство засобів вираження тощо, завдяки яким цей метод застосовується до найрізноманітніших систем, йому притаманні і певні недоліки, зокрема значна неоднозначність інтерпретації та статичність, що ускладнює опис динамічних систем і процесів.

Кількісне вивчення динамічних процесів ефективно досягається шляхом *математичного моделювання*.

Математичною моделлю системи-оригіналу називається її модель, у якій елементами множин V і X виступають математичні змінні (скалярні функції часу t) в інтервалі, що розглядається (рис. 2.5).

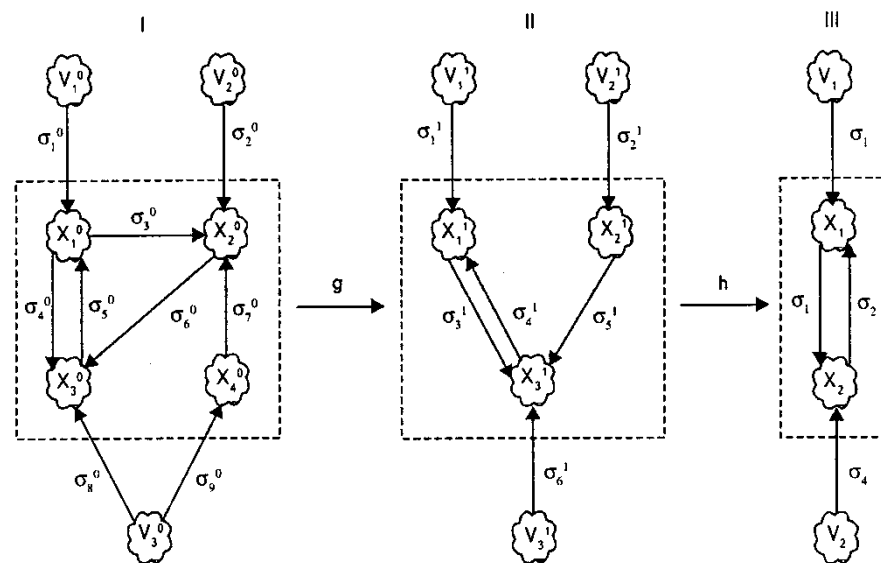


Рис. 2.5. Перехід від системи-оригіналу до її моделі

При цьому мистецтво моделювання полягає, з одного боку – у максимальному спрощенні, з іншого – у якомога більш повному збереженні основних властивостей системи-оригіналу.

У залежності від рівня визначеності передбачення моделі поділяються на детерміновані та стохастичні (ймовірнісні). Якщо в детермінованій моделі значення змінних стану визначаються однозначно (з точністю до похибок обчислення), то стохастична модель для кожної змінної дає розподіл можливих значень, що характеризуються такими імовірнісними показниками, як математичне очікування.

2.3. Загальна схема і етапи системного дослідження в екології

Системний підхід до вивчення екологічних систем вимагає дотримання єдиної методології, якій підпорядковані зусилля всіх фахівців, залучених до вивчення певної екосистеми. Причому ефективність дослідження суттєво залежить від правильного планування і проведення цих досліджень.

Системне дослідження екосистеми складається з кількох етапів, що послідовно змінюють один одного у часі чи здійснюються паралельно:

1. Визначення задачі.
2. Концептуалізація.
3. Специфікація.
4. Спостереження.
5. Ідентифікація.
6. Експерименти.
7. Реалізація моделі.
8. Перевірка моделі.
9. Аналіз моделі.
10. Оптимізація.
11. Заключний синтез.

1. *Визначення задачі* – основна мета етапу – обмежити і конкретизувати кількість можливих напрямків і аспектів вивчення екосистеми, зосередивши головну увагу на тих властивостях і процесах, які заслуговують найбільшої уваги. Адже будь-яка природна екосистема – вкрай складний утвір, детальне вивчення якого вимагає колосальних людських і матеріальних ресурсів, а також величезних витрат часу. Тому цей етап є доленосним для успішного вирішення проблеми.

2. *Концептуалізація* – полягає в узагальненні відомостей про систему, що вивчається, і представленні відомостей в логічно цілісній і достатньо повній концептуальній моделі. Перш за все на цьому етапі з'ясовуються зовнішні потоки (вхідні і вихідні) речовини, енергії та інформації, зв'язок з іншими екосистемами, а також з атмосферою, геологічними шарами та гідрологічними процесами. Вивчається вплив діяльності людини на ці процеси. Потім встановлюється склад, структура і певні закономірності функціонування даної екосистеми.

3. *Специфікація*. Полягає у визначенні складу множин вхідних змінних (зовнішнього середовища) і змінних складу майбутньої математичної моделі.

4. *Спостереження*. За результатами специфікації плануються і проводяться спостереження за динамікою властивостей системи і середовища, перш за все за параметрами зовнішнього середовища і елементами системи. Результати спостережень використовуються на наступних етапах (ідентифікація, перевірка і дослідження моделі). З іншого боку, вони можуть бути основою для певного перегляду концептуальної моделі.

5. *Ідентифікація*. Полягає у встановленні (ідентифікації) математичних відношень між змінними, що утворюють структуру системи, які б з певною точністю відображали кількісні відношення між властивостями екосистеми і її середовища.

6. *Експерименти*. Ідентифікація вимагає проведення польових та лабораторних експериментів з метою перевірки різноманітних гіпотез про характер взаємозв'язків між змінними моделі.

7. *Реалізація моделі*. Після ідентифікації моделі постає проблема побудови її дозвільного оператора. Це дає можливість розраховувати за допомогою моделі динаміку змінних стану на даному відрізку часу, що відповідає даним входам і початковому стану.

8. *Перевірка моделі*. На даному етапі дослідження встановлюють, наскільки модель здатна відтворювати властивості системи-оригінала, які цікавлять дослідника.

Для цього досить ефективним способом перевірки моделі є моделювання ситуації, що імітує різні експериментальні впливи (зміни концентрацій біогенних елементів, температури, щільності окремих видів тощо) і порівняння результатів імітації з показниками реальних експериментів. У разі значної розбіжності між результатами імітаційного моделювання і реальних експериментів є необхідність повернення до попередніх етапів дослідження екосистеми і перегляд як складу структури, так і функції моделі.

Після кількох циклів перевірки і корекції зазвичай вдається досягти задовільного рівня моделі, придатної для подальшого використання.

9. *Дослідження моделі*. Вивчається залежність між змінними моделі. Важливим також є аналіз чутливості моделі, який полягає у з'ясуванні того, які зв'язки між змінними та їхні параметри, а також які із зовнішніх факторів спричиняють найзначніші (або найнезначніші) впливи на поведінку моделі. Після з'ясування відповіді на це питання вирішують, які параметри мусять визначатися з великою точністю при спостереженнях, і на етапі ідентифікації, а які можуть задаватися відносно наближено.

Результати теоретичного дослідження моделі додатково використовують при оцінках адекватності моделі і можуть бути основою для повернення до попередніх етапів з метою вдосконалення моделі.

10. *Оптимізація*. На цьому етапі методичною основою виступає *теорія оптимального управління*. В практичній роботі по збереженню (заповідників, заказників тощо) чи раціональному використанню (сільськогосподарських, водних, лісових тощо) екосистем часто виявляється, що серед екзогенних чинників, які впливають на них, є й такі, котрі людина може регулювати з метою оптимізації тих чи інших характеристик екосистем.

Особливістю таких проблем (оптимізаційних, оскільки вони вирішують задачі оптимізації по заданим дослідником параметрам) є їхня багатоплановість, викликана необхідністю одночасного досягнення кількох цілей. Скажімо, одержання оптимального врожаю передбачає досягнення двох задач – великої кількості та високої якості.

11. *Заключний синтез.* У результаті виконаної роботи остаточно оцінюються її результати – перш за все – побудована модель та визначаються перспективи для подальших досліджень. Водночас, у випадку виявлення істотних недоліків моделі, повертаються на відповідний попередній етап дослідження для з'ясування питань, що істотно знижують цінність розробленої моделі та усунення її суттєвих недоліків.

Органічне поєднання холістичного і мерологічного підходів, використання різних адекватних методів дозволяє всебічно дослідити екосистему і отримати необхідну інформацію. При цьому вкрай важливо ретельно спланувати всі етапи того чи іншого дослідження і знайти його оптимальний варіант, який полягає в мінімізації витрат на його проведення при забезпеченні належного наукового рівня.

Контрольні запитання до розділу

1. Чим принципово відрізняється спостереження від експерименту?
2. Яку інформацію про якісь середовища дозволяє отримати спостереження?
3. У чому суть системного підходу в оцінці стану екосистем та якості середовища та які його можливості?
4. Яку інформацію дозволяє отримати застосування холістичного, а яку – застосування мерологічного підходу?
5. Що являє собою екологічний моніторинг, які його складові?
6. Проілюструйте на прикладі будь-якої екосистеми її склад, структуру та закон функціонування.
7. Які типи структур можна виділити в екосистемі?
8. Які типи моделей найчастіше використовуються в екології та яку інформацію вони дозволяють отримати?
9. З якими основними проблемами зіткнулися експериментатори «Біосфери-2»?
10. Охарактеризуйте основні етапи системного дослідження на прикладі будь-якої екосистеми.

РОЗДІЛ 3

ПОНЯТТЯ «СТАН ЕКОСИСТЕМИ» ТА «ЯКІСТЬ СЕРЕДОВИЩА»

Щоб покласти край термінологічному хаосу, ретельно розглянемо поняття *„якості середовища”*. Важливою проблемою, яка також недостатньо розроблена в сучасній екології, проте вкрай важлива для оцінки стану екосистем та прогнозування подальших змін у них, є діагностика «нормального» і «патологічного» стану екосистем, що необхідно для вжиття адекватних заходів з їх збереження та раціонального використання.

Саме поняття *“якість”* має різні тлумачення у різних авторів, і тому часто буває просто неможливо розібратися, що це таке і про що конкретно йде мова, а відтак – і ця проблема найскладніша – дати кількісну оцінку якості. Перш за все слід звернути увагу на такі обставини. Поняття *«якості середовища»* коректно використовувати лише для конкретних його «користувачів», тобто мешканців. Адже якщо питання стоятиме так: яке середовище найкраще для цього каменя, цієї скелі, цього препарату головного мозку тощо? Вочевидь те, яке забезпечить максимальне збереження у часі цих об'єктів. І навпаки – середовище, яке призводить до руйнації цих об'єктів, втрати ними притаманних їм особливостей – буде неякісним (з точки зору цих об'єктів, якби вона у них була). Тобто проблему якості середовища доцільно розглядати лише під кутом зору його відповідності особливостям певних об'єктів. У всіх інших випадках коректно говорити лише про стан середовища, а не про його якість! Але, на жаль, майже завжди автори говорять саме про якість середовища (а не про його стан, про що насправді найчастіше і йде мова!).

Таким чином, варто чітко відрізнити поняття *«якість середовища»*, *«стан середовища»*, *«стан екосистеми»*. Отже, поняття *«якість середовища»* можна адекватно використовувати лише до конкретних об'єктів. А поняття *«стан середовища»* і *«стан екосистеми»* – це вся наявна інформація про дане середовище чи дану екосистему.

Останнім часом в літературі все частіше з'являється поняття *«здоров'я»* екосистеми, хоч значна частина авторів і не сприймає цього терміну. З огляду на низку публікацій, в яких обговорюються проблеми «норми» і «патології» екосистем, поняття *«здоров'я»* екосистеми цілком слухе. В цьому випадку критеріями *«здоров'я»* екосистеми є інтегральні показники її складу, структури, гомеостазу та енантіостазу, стійкість до збурюючих чинників тощо.

3.1. Якість середовища

Якість середовища можна оцінювати і для людини. Всім відомо, що між станом довкілля і здоров'ям населення існує безпосередній зв'язок. Проте кількісно оцінити ступінь адекватності середовища саме людському населенню не просто. У цьому аспекті вартий уваги досить змістовний показник якості середовища життя людини, запропонований британськими

аналітиками – Індекс «Щасливої Планети» (*Happy Planet Index*) – інтегральний показник вимірювання рівня добробуту і розвитку. Визначивши мету розвитку як досягнення високих рівнів добробуту, обмежене справедливим і відповідальним споживанням ресурсів, британські аналітики з «нової економічної фундації» 2006 запропонували індекс «щасливої планети», щоб показати, наскільки успішними є країни у досягненні цієї мети. Новизна індексу полягає в тому, що він не враховує у явній формі показники, пов'язані з вимірюванням доходу, а також використовує як об'єктивні, так і суб'єктивні дані. Індекс обчислюють як добуток задоволеності життям і тривалості життя, очікуваної при народженні, поділений на «слід екологічний». Він відображає середню кількість років, прожитих щасливо у певній країні, у розрахунку на одиницю спожитих ресурсів; ефективність, з якою країни перетворюють обмежені ресурси планети на добробут і тривале життя своїх громадян. Цей індекс є мірилом екологічної ефективності досягнення добробуту людини.

Для визначення задоволеності життям використовують міжнародну соціологічну базу даних, зокрема т. зв. Всесвітню базу щастя, а також дані таких регіональних соціологічних досліджень, як Латинобарометр і Афробарометр. Як правило, задоволеність життям оцінюють, аналізуючи відповіді на запитання: «Якщо розглядати Ваше життя в цілому, чи могли б Ви сказати, наскільки Ви зараз задоволені життям?». Для відповіді застосовують шкалу від 0 (зовсім не задоволений) до 10 (повністю задоволений). *Очолила такий рейтинг Республіка Вануату* (острівна держава Океанії). Місця з 2 по 5 посіли країни Латинської Америки: Колумбія, Коста-Рика, Домініканська Республіка, Панама. У них середня тривалість життя перевищує 70 років, а ступінь антропогенного навантаження на довкілля нижчий від середньосвітового. Найгірші показники у країнах Африки і промислово розвинених країнах, зокрема у тих, що входять до «великої вісімки». Італія посідає 66-та місце, Німеччина – 81, Японія – 95, Великобританія – 108, США – 150, Росія – 172-ге місце. *Україна посіла 174-те місце з 178 можливих. Це пов'язано з одним з найнижчих рівнів задоволеності громадян України своїм життям, високим «екологічним слідом» і невисокою тривалістю життя, очікуваною при народженні. Єдині, хто ще нещасніший за українців, це жителі Демократичної Республіки Конго, Бурунді, Свазіланд та Зімбабве.* (Література: *The Happy Planet Index*. – London, 2006).

Доповідь World Happiness Report щорічно складає підрозділ ООН з пошуку рішень стабільного розвитку. У ньому оцінюються 156 країн і враховуються такі показники, як очікувана тривалість життя, соціальна підтримка, корупція та інші. Вперше всесвітня доповідь про щастя ООН була опублікована у 2012 р.

20 березня – унікальний День Щастя

Звіти про «світове щастя» готуються щороку до Міжнародного дня щастя, який відзначається 20 березня.

Звіти про «світове щастя» готуються щороку до Міжнародного дня щастя, який відзначається 20 березня.

Звіт про світове щастя 2018 року, який охоплював 156 країн за рівнем щастя та 117 країн за щастям їхніх іммігрантів, оприлюднений 14 березня на урочистій церемонії в Папській академії наук у Ватикані. Наступного тижня, 20 березня, з нагоди Міжнародного дня щастя презентація цього звіту відбудеться й в Організації Об'єднаних Націй.

Фінляндія – країна сауни, лижного спорту і Санта-Клауса – визнана ООН найщасливішою державою світу. Згідно із даними оприлюдненого рейтингу щастя в країнах планети за 2018 рік, переможниця минулого року Норвегія зайняла друге місце. За нею йдуть Данія, Ісландія та Швейцарія. Найнещасливіші – мешканці Бурунді. Про це пише Радіо Свобода.

Автори опублікованого всесвітнього звіту про щастя в різних куточках планети, відштовхувалися від таких критеріїв, як очікувана тривалість життя, соціальна підтримка, корупція й проаналізували ці та інші чинники в 156 країнах.

Країни півночі Європи вкотре стали лідерами рейтингу, бо, пояснює Мейк Вікінг, генеральний директор Інституту досліджень щастя, базованого в Копенгагені, «північні держави, які очолюють рейтинг, продемонстрували те, що у них були створені добрі умови для доброго життя людей».

Фінляндія, яка має 5,5 мільйонів мешканців і де мешкає близько 300 тисяч мігрантів, хоч і не вважається найбагатшою, однак була визнана найщасливішою державою світу. 2017 року найвищу сходинку посідала Норвегія, яка змінила лідера рейтингу 2016-го – Данію. В першу десятку також увійшли Нідерланди, Канада, Нова Зеландія, Швеція та Австралія.

Індекс рівня щастя в різних країнах, який вираховується для визначення їхнього місця в рейтингу, складається на підставі низки економічних показників – рівня безробіття, інфляції, рівня ВВП і міграції, які впливають на те, наскільки комфортно людям жити в своїй країні.

А от українці, за підрахунками укладачів рейтингу, що охоплює 2015–2017 роки, стали почуватися дещо нещасливішими, опустившись на 138-е місце з 132-го, яке Україна обіймала в рейтингу за 2014–2016 роки. На рівень щастя українців вплинули такі фактори, як доходи, відчуття свободи й довіри, тривалість життя, соціальний захист та щедрість.

З огляду на це, індекс України в цьому рейтингу склав 4,103 бала, і вона зайняла місце між Суданом (4,139) і Того (3,999). Тим часом як, скажімо, сусідня Молдова, друга найбідніша в Європі країна, набрала 5,64 бала, посівши 67-е місце, Грузія (4,340) – 128-е місце, а Росія і Казахстан стали, відповідно 59-ю і 60-м у рейтингу (індекси 5,810 і 5,790). Із післярадянських держав найвище місце – 44-е – посів із 6,096 балів бідний і авторитарний Узбекистан.

У новому рейтингу індексу щастя World Happiness Report 2020 Україна піднялася на 10 сходинок і посіла 123 місце, свідчать дані звіту.

Минулого року Україна займала 133 місце зі 156 країн, а в цьому році – 123 зі 153. Вона розташувалася між Намібією та Ліберією.

Фінляндія знову очолила рейтинг найщасливіших країн світу World Happiness Report-2020. Третій рік країна залишається на першому місці. До десятки лідерів також увійшли Данія, Швейцарія, Ісландія, Норвегія, Нідерланди, Швеція, Нова Зеландія, Австрія і Люксембург.

США розташувалися на 18-му місці, Німеччина – на 17-му, а Велика Британія та Франція посіли 13-у і 23-й місця відповідно.

Найбільш нещасливими країнами, на думку ООН, стали Афганістан (останній рядок рейтингу), Південний Судан, Зімбабве, Руанда, Централь-ноафриканська Республіка, Танзанія, Ботсвана, Ємен, Малаві та Індія.

У березні 2008 року було підбито підсумки конкурсу *«Найчистіше місто світу»*. Ним визнано канадійське місто Калгарі, а найбруднішим – Баку, де відзначений високий рівень забруднення повітря через нафтовидобуток. Київ – одне із найбрудніших міст у Східній Європі. Такі дані компанії Mercer Human Resource Consulting, яка оцінила 251 велике місто світу за рівнем забруднення повітря, ступеня утилізації відходів, ефективності каналізаційних систем, придатності води для пиття, доступності медичних послуг, присутності інфекційних хвороб і небезпечних тварин. В Україні за низкою показників найкомфортнішим для життя містом визнано Чернівці (в червні 2008 р.). Цюрих визнано містом з найвищою якістю життя, повідомляє Reuters. До цього п'ять разів поспіль канадійське місто Ванкувер визнавали найкомфортнішим для життя містом в світі. В 2020 р. Київ посів 4-те місце в світі за рівнем забруднення повітря.

Місця

Найчистіше місто: де можна пити воду з-під крана навіть дітям чи Знаєте ви, де знаходиться найбільш чисте місто на планеті? MapMe запрошує вас здійснити подорож в один з найкрасивіших міст Фінляндії.

Екологічно чисті Гельсінкі

Лондонська фірма William M. Mercer виклала рейтинг екологічного стану міст. За його результатами, найчистішим містом є Гельсінкі, столиці Фінляндії.

Місто дуже чисте, аж до води з-під крана. Ми розповімо про найцікавіші факти з життя цього міста докладніше.

Факт №1. Місто раніше називався інакше — Гельсінгфорс. Так і сьогодні Гельсінкі іменують в Швеції.

Факт №2. Іноземці складають 10% місцевих жителів.

Факт №3. Місто дуже швидко росте: його чисельність збільшується на 5-8 тисяч осіб щорічно.

Факт №4. Незважаючи на постійне зростання населення, це одна з найменш заселених, після Брюсселя, європейських столиць: тут проживають близько 620 тисяч осіб.

Факт №5. Гельсінкі розташоване на березі Фінської затоки і включає в себе близько 300 островів, які об'єднані між собою мостовими конструкціями.

Факт №6. Жінок у місті на 0,5% більше, ніж чоловіків.

Факт №7. У центральному районі Гельсінкі зосереджений Науковий місто. Він складається з 6 технопарків та 8 високорівневих університетів.

Факт №8. 30% території міста становить морська поверхня.

Факт №9. Рівень штрафів за порушення ПДР прямо залежить від доходу. Був зафіксований випадок, що людина, чий дохід становив близько 7 млн євро, заплатив за порушення 116 тисяч євро.

Факт №10. Питна вода в місто потрапляє через гірський тунель, який є найбільшим у світі.

Факт №11. Місто експортує воду в багато країн (наприклад, у Саудівську Аравію). Вода з-під крана в столиці чистіше, ніж бутильована.

Факт №12. В центрі міста ніколи не буває снігу, так як тротуари з підігрівом.

Факт №13. «Зайці», які не сплатили проїзд, потрібно пам'ятати, що штраф за це – 80 євро.

Факт №14. На одному з православних кладовищ міста похований син відомого ювеліра Агафон Фаберже. Надгробна плита на його могилі виконана у формі яйця.

Факт №15. У кожному мікрорайоні Гельсінкі є паркова зона.

Факт №16. У парках мешкає дуже багато білок і зайців. Їх періодично відловлюють, щоб запобігти розмноженню.

Факт №17. У місті дуже дощитиме: в середньому за рік 120 днів ле дощ.

Факт №18. Гельсінкі – одне з найбагатших міст, але при цьому відносно недороге для життя.

Факт №19. Телефони Nokia родом з Гельсінкі.

Факт №20. У столиці Фінляндії дуже багато велодоріжок. Загальна їх довжина більше тисячі кілометрів.

На другому місці по чистоті знаходиться Нью-Йорк, тут розташовано два найбільших зелених парку США. Однак це місто контрастів: тут ідеальна чистота може запросто перетинатися з убогістю. Третє місце займає японський місто Кобе.

До речі, досить цікавий показник – **Індекс Екологічного Виконання** (англ. *Environmental Perfomance Index*) – інтегральний показник визначення екологічної складової сталого розвитку. Його запропонували в 2005 р. вчені Єльського та Колумбійського університетів США. Базується на двох загальних цілях захисту довкілля: зменшення впливу екологічних чинників на здоров'я людини; сприяння збереженню екосистем та збалансованому управлінню використанням природних ресурсів. Екологічні аспекти здоров'я людини та життєздатність екосистем оцінюють за 16 пока-

зниками, згрупованими у 6 категорій (деякі показники використовують одночасно у двох категоріях): *екологічні аспекти здоров'я людини* (дитяча смертність, забрудненість повітря у приміщеннях, питна вода, належний рівень санітарії, концентрація забруднюючих мікрочастинок у містах); *якість повітря* (концентрація забруднюючих мікрочастинок у містах, концентрація озону); *водні ресурси* (забруднення сполуками азоту, споживання води); *продуктивні природні ресурси* (рівень заготівлі деревини, субсидії у сільське господарство, надмірний вилов риби, споживання води); *біорізноманіття та місця перебування видів* (захист видів тварин і рослин, захист місць перебування видів); *стала енергія* (ефективність використання енергії, альтернативні джерела енергії, викиди вуглекислого газу на одиницю ВВП). У рейтингу 133 країн світу, складеному за спроможністю їх розв'язувати екологічні проблеми і досягати поставлених у цій сфері цілей, до першої п'ятірки увійшли: Нова Зеландія, Швеція, Фінляндія, Чехія і Велика Британія. Україна зайняла 51-ше місце (71,2 бала); а за категоріями – відповідно 30, 58, 107, 59, 92 і 129-те місця. Україна потрапила до групи країн, що мають значні природні ресурси, проте характеризуються низькою ефективністю їх використання. З цього випливає, що пріоритетами сталого розвитку України мають стати: ощадливе використання енергії, охорона і захист водних ресурсів, а також збереження біологічного і ландшафтного різноманіття (література: *Pilot 2006 Environmental Performance Index – New Haven, USA, 2006*).

01.03.2018

Єльсинським і Колумбійським університетами у співпраці з Всесвітнім економічним форумом підготовлено та опубліковано цьогорічні результати глобального дослідження із супроводжуючим його рейтингом країн світу за рівнем екологічної ефективності.

Позиції в рейтингу розподілені на підставі Індексу екологічної ефективності 2018 (The Environmental Performance Index 2018), що відображають досягнення країн у сфері управління природними ресурсами та їх раціонального використання.

Передусім слід зазначити, що згаданий рейтинг публікувався кожні 2 роки. Натомість, цьогорічне дослідження підготовлено на підставі зміненої методології формування Індексу, що унеможливило співставлення рейтингових показників у ретроспективі.

Індекс екологічної ефективності 2018 оцінює стан навколишнього середовища та життєздатність екосистем 180 країн світу.

У цьому році лідером за рівнем екологічної ефективності визнано Швейцарію. У першу десятку лідерів також увійшли Франція, Данія, Мальта, Швеція, Великобританія, Люксембург, Австрія, Ірландія та Фінляндія.

Україна в рейтингу посіла 109 сходинку і опинилась між Туреччиною (108) та Гватемалою (110).

Останні сходинки рейтингу зайняли Бангладеш і Бурунді.

3.2. 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, розробці стратегії охорони біологічного і ландшафтного різноманіття. 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. 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) звернулася 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. 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).

Одним із найбільш небезпечних забруднень екосистем є токсичне. Проте, не дивлячись на значні досягнення екотоксикології, наразі невирішеними лишаються питання кількісної оцінки токсичних ефектів на біологічні й екологічні системи різного рівня організації й інтеграції, що унеможливорює адекватні кількісні оцінки стану екосистем та прогнозування подальших їх змін. 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 унеможлиблюється 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, бо повністю відповідає їхнім потребам. 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 уможлиблює 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. 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 уможливорює 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. Загалом, між якістю середовища, станом благополуччя системи і шкодочинністю існує нерозривний зв'язок (рисунк 3.1).

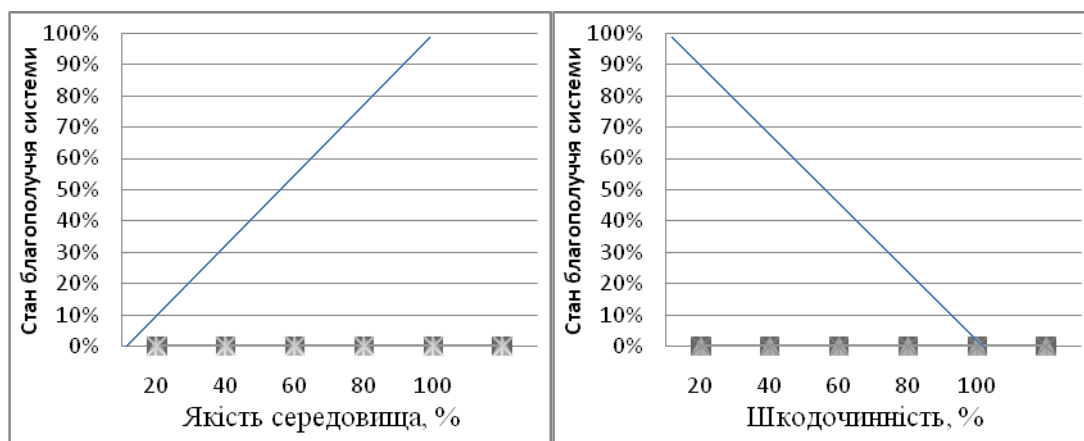


Рис. 3.1. Зв'язок між якістю середовища, станом благополуччя системи та шкодочинністю

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 унеможливується 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 достатньою 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 ступеневої), 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 наблизяться до критичних значень, що призведе до суттєвого зростання ризиків виходу системи за межі можливостей її регулювальних механізмів і, як наслідок – до наростання хаосу в системі.

Встановлені нами закономірності коливань 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 унеможливлуватимуть 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.

З цього випливає кілька висновків.

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.

3.3. Якість середовища для біосистем різного рівня організації

Дещо різні поняття «якість середовища» має для біосистем різного рівня організації. Зокрема, для організму максимальна якість середовища відповідає тим значенням параметрів зовнішнього середовища, за яким стан благополуччя організму має максимальне значення. Ясна річ, що для представників різних видів поняття якості середовища істотно відрізняються. Для тубіфіцид, личинок мухи-киски тощо якісне середовище те, де значна концентрація органічної речовини. Для багатьох інших організмів це середовище не придатне для існування. Навіть для організмів одного й того ж виду чітко виявляються як групові (варто згадати геміпопуляції тощо), так і індивідуальні особливості (потреби) щодо різних значень як окремих параметрів середовища існування, так і їхнього комплексу в цілому.

Для популяції якість середовища також можна оцінити лише за станом благополуччя популяції, а зміни стану якості – за змінами функції благополуччя. Оскільки для представників різних видів поняття якості середовища істотно відрізняється, особливо актуальне питання якості середовища для всього біотичного угруповання, чи біоценозу. Адже значення кожного окремо взятого параметра середовища для представників різних видів і навіть різних груп в рамках однієї популяції має істотні відмінності оптимальних значень.

Але і в цьому випадку єдиним виходом є використання адекватних відповідному рівню організації показників стану благополуччя, зокрема, такої біосистеми, як біоценоз в цілому. На рівні біотичного угруповання максимальна якість середовища відповідає максимальним значенням стану благополуччя біоценозу.

З іншого боку, *всі чинники, які знижують стан благополуччя системи, можна назвати шкочинними* (Гандзюра, Грубінко, 2008). Причому кількісна оцінка шкочинності як окремо взятого чинника, певних їх груп, чи усього комплексу шкочливих чинників у цілому може здійснюватися за зниженням стану благополуччя відповідної системи.

3.4. Гомеостаз та енантіостаз

Таким чином, становлення терміну «здоров'я гідроекосистем» розширює теоретичну основу для появи нових методів і засобів діагностики (оцінки) стану водойм, а як напрямок розвитку світової концепції критичних

навантажень, вдосконалює процедуру нормування потоку забруднюючих речовин у водні об'єкти.

Варто вказати, що в літературі зустрічається термін «стан благополуччя систем», який близький до вищезгаданого. Так, в якості ступеня благополуччя використовують речовинні-енергетичні й інформаційні процеси, а в якості комплексно оцінки негативного впливу нами запропоновано поняття «шкодочинності», розробляються кількісні підходи до оцінки якості середовища існування гідробіонтів. Зокрема, запропоновано визначати якість середовища існування за ступенем адаптації гідробіонтів до середовища. Є спроби оцінки екотоксикологічних ефектів за змінами ентропії системи. Сукупність таких дій, по суті, являє собою біомоніторинг, що зводиться до відстеження динаміки екологічного стану водойм, як високоорганізованих систем. З прикладів таких робіт, особливої уваги заслуговують практичні спроби оцінити лімітуючий рівень досліджуваного фактору забруднення гідроекосистем, тобто виконати так званий «аналіз біологічно значимих навантажень». Враховуючи важливість цього питання для забруднених поверхневих вод, як приклад організації комплексних гідроекологічних біоіндикаційних досліджень, в результаті яких були сформульовані науково обґрунтовані природоохоронні рішення, необхідно навести роботи з оцінки екологічного стану водойм різних регіонів.

Одночасно, згадані роботи свідчать про те, що оцінка антропогенного впливу на біотичні компоненти гідроекосистем ускладнюється просторово-часовим фактором, оскільки реакції організмів на дію одного антропогенного чинника можуть суттєво відрізнятись в різних екологічних умовах.

Беручи до уваги критичні зауваження, які адресовані концепції ГДК, необхідно згадати також і погляди, згідно котрих нормативи ГДК, попри всі недоліки лишаються важливими орієнтирами для планування діяльності, пов'язаної з управлінням якістю поверхневих вод та розрахунками водокористування. Ідея цього підходу полягає в тому, що потрібно не очікувати погіршення екологічного стану водойми на основі несприятливих прогнозів, а самим впливати на гідроекосистему шляхом зменшення шкідливих впливів до екологічно допустимих рівнів і, «виліковувати» біоценози.

Отже, говорячи про перспективи досліджень гідроекосистем, нам вважається за необхідне напрацьовувати та застосовувати методологію найбільш об'єктивної індикації для окремих фізико-географічних регіонів, коли за відгуком біоти на дію невідомих факторів середовища діагностується «здоров'я» гідроекосистеми, а також передбачаються зміни екологічного стану водойми у найближ Останнім часом було запропоновано низку інтегральних показників, які певною мірою віддзеркалюють (точніше – кількісно характеризують) стан благополуччя певних систем і, відповідно, якість середовища їхнього існування.

Одним з таких є Індекс Живої Планети (англ. *Living Planet Index*) – показник, який використовують для відображення тенденції розвитку популяцій диких видів хребетних тварин у всьому світі. Розрахунки індексу здійснює Всесвітній фонд дикої природи (WWF) починаючи з 1998 року. Індекс базується на даних про тенденції розвитку близько 3000 популяцій більше ніж 1100 видів тварин. Його обчислюють як середнє значення трьох індексів: популяцій наземних видів, популяцій прісноводних видів та популяцій морських видів. Розрахунки індексу в динаміці показують, що чисельність хребетних тварин за період з 1970 по 2000 значно зменшилася – на 40%, зокрема для досліджених 555 наземних видів – на 30% (при цьому кількість популяцій диких видів тварин з помірного поясу скоротилася на 10%, в той час, як тропічних видів – на 60%). Для прісноводних видів зниження чисельності популяцій склало 50% (досліджено 323 види). Для морських видів індекс знизився на 30%. За цей же час людська популяція зросла на 65%, а «екологічний слід» – на 70% (Література: *Living Planet Report 2004. Gland, Switzerland, 2004*).

План дій на 2020–2050 роки Деградація природи є однією з найбільших світових проблем, проте поточні цілі та відповідні дії дозволяють у кращому разі досягти керованого занепаду. Розділ 4 Звіту написаний під впливом наукової статті, ідея якої з'явилася в процесі колективного обговорення під час підготовки цього ювілейного видання Звіту “Жива планета”. Стаття була опублікована 14 вересня 2018 року у виданні *Nature Sustainability*. У статті “Прагнути більшого — зупинити втрату біорізноманіття”⁵⁰ наведено аргументи на користь того, що світ потребує радикальних та чітко визначених цілей, а також переконливого плану дій для відновлення чисельності видів у природі до того рівня, який дозволить людству та природі процвітати. У зазначеній статті автори пропонують три невідкладних кроки для плану дій у період після 2020 року: 1) чітко визначити ціль для відновлення біорізноманіття; 2) розпрацювати ряд вимірюваних та релевантних показників прогресу; 3) погодити комплекс заходів, які сукупно дадуть змогу досягти цієї цілі у визначених часових рамках.

Нижче піде мова про засоби такої діагностики. Підбиваючи підсумки короткому аналізу цієї проблеми, доходимо висновку: *якість оточуючого*

(навколишнього) середовища – це ступінь його відповідності (адекватності) потребам (особливостям) системи, що розглядається (екосистема, біоценоз, популяція, особина 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 уможлиблює 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 (рис. 3.1).

Таким чином, становлення терміну «здоров'я гідроекосистем» розширює теоретичну основу для появи нових методів і засобів діагностики (оцінки) стану водойм, а як напрямок розвитку світової концепції критичних навантажень, вдосконалює процедуру нормування потоку забруднюючих речовин у водні об'єкти.

Варто вказати, що в літературі зустрічається термін «стан благополуччя систем», який близький до вищезгаданого. Так, в якості ступеня благополуччя використовують речовинні-енергетичні й інформаційні процеси а в якості комплексно оцінки негативного впливу запропоновано поняття «шкодочинності», розробляються кількісні підходи до оцінки якості середовища існування гідробіонтів. Зокрема, запропоновано визначати якість середовища існування за ступенем адаптації гідробіонтів до середовища. Є спроби оцінки екотоксикологічних ефектів за змінами ентропії системи.

Сукупність таких дій, по суті, являє собою біомоніторинг, що зводиться до відстеження динаміки екологічного стану водойм, як високоорганізованих систем. З прикладів таких робіт, особливої уваги заслуговують практичні спроби оцінити лімітуючий рівень досліджуваного фактору забруднення гідроекосистем, тобто виконати так званий «аналіз біологічно значимих навантажень». Беручи до уваги критичні зауваження, які адресовані концепції ГДК, необхідно згадати також і погляди, згідно котрих нормативи ГДК, попри всі недоліки лишаються важливими орієнтирами для планування діяльності, пов'язаної з управлінням якістю поверхневих вод та розрахунками водокористування.

3.5. Концепція стійкого (збалансованого) розвитку

Екологічні знання необхідні і для забезпечення *стійкого (збалансованого) розвитку*, про який все частіше говорять на кожному кроці. Стійкий розвиток – *sustainable development* – «розвиток, що відповідає потребам сучасності, не порушуючи здатності майбутніх поколінь задовольняти власні потреби» (Брундтланд).

Концепція стійкого розвитку стала логічним наслідком екологізації наукових знань, переходу до нового уявлення про соціально-економічний розвиток, що сформувався в 1970-ті роки. В 1972 р. на Першій Всесвітній

конференції з навколишнього середовища у Стокгольмі її Генеральним секретарем М. Стронгом уперше сформульовано поняття «*екологічний розвиток*». У 1983 р. з ініціативи Генерального секретаря ООН була створена Міжнародна комісія з навколишнього середовища і розвитку (МКНСР), яку очолила прем'єр-міністр Норвегії Гру-Харлем Брундтланд (1987), відома як Комісія Брундтланд (*The Brundtland Commission, formally the World Commission on Environment and Development (WCED)*). Уперше зв'язок між проблемами довкілля і розвитком сформульовано у 1980 р., коли Міжнародна Спілка Охорони Природи,

(*International Union for the Conservation of Nature*) опублікувала Світову Стратегію Охорони Природи (*the World Conservation Strategy*) і вжила термін «*стійкий розвиток*» ("sustainable development"). Концепція стійкого розвитку увійшла до загального вжитку після публікації в 1987 р. доповіді Комісії Брантленд. Стийкий розвиток акцентує увагу не лише на проблемах довкілля, а значно ширше – економіці, довкіллі та соціальній сфері. Вперше наголошено, що зростання економіки має вписуватися в екологічні можливості планети.

ООН визначила «*стійкий розвиток*» як «*розвиток з урахуванням потреб сучасного покоління без загрози задоволення потреб прийдешніх поколінь*». Екологічна складова є невід'ємною частиною всієї цієї концепції. Її успішне впровадження можливе лише на основі ґрунтовних знань особливостей різноманітних екосистем для оптимізації всіх форм діяльності людини та мінімізації шкідливого впливу на довкілля при забезпеченні її основних потреб. Це можливо лише на основі екологізації всіх форм людської діяльності та істотного підвищення екологічної культури і удосконалення чинного законодавства.

Останнім часом часто використовують *Індекс екологічної сталості* (англ. *Environmental Sustainability Index*) – *інтегральний показник стану впровадження концепції стійкого розвитку*. Його розробили в 2000 році вчені Єльського і Колумбійського університетів США. Екологічну стійкість визначають за 5 основними складовими: екосистеми (якість повітря, біорізноманіття, ґрунти, кількість і якість води); екологічні стреси (забруднення повітря і води, забруднення твердими відходами і токсичними речовинами, деградація ґрунтів, демографічні проблеми); уразливість людини (безпека продуктів харчування, вплив стану довкілля на здоров'я, екологічні катастрофи); соціальні та інституційні можливості розв'язувати екологічні проблеми (екологічне управління, коефективність, відповідальність приватного сектора, наука і технології); глобальне управління (емісія парникових газів, участь у міжнародних екологічних угодах, транскордонний вплив). Значення індексу обчислюють за допомогою 21 комплексного індикатора, що охоплює 76 параметрів. За цим індексом у 2005 році до п'ятірки світових лідерів увійшли Фінляндія, Норвегія, Уругвай, Швеція та Ісландія. Україна перебувала на 108-му місці (44,7 бала) серед 146 країн. По кожній із зазначених складових Україна посіла відповідно 74, 62,

29, 126 і 139-те місця (Література: *Environmental Sustainability Index. New Haven, USA, 2005*).

Контрольні запитання до розділу

1. Яке місце екології в системі природничих наук?
2. Яка роль екології в переході до збалансованого природокористування?
3. В чому відмінність між поняттями «стан екосистеми», «здоров'я екосистеми», «якість середовища»?
4. Як можна кількісно оцінити «якість» середовища існування?
5. Яким чином можна кількісно оцінити всі негативні впливи на дану біо- чи екосистему?
6. Проаналізуйте поняття «комплексний підхід» і «системний підхід». В чому між ними відмінності?
7. В чому полягає «патологія» екосистем? Де проходить межа між «нормальним» і «патологічним» станом?
8. Порівняйте екологію з науками про довкілля.
9. У чому відмінність між екологією та інвайроментологією?
10. Які головні задачі екології та її роль у забезпеченні стійкого розвитку?

РОЗДІЛ 4 ПОНЯТТЯ «ЗДОРОВ'Я ЕКОСИСТЕМ»

4.1. Здоров'я організму

Здоров'я – стан живого організму, при якому всі органи здатні виконувати свої життєві функції. Охорона здоров'я громадян – одна з функцій держави. В Україні державним органом, що опікується здоров'ям громадян є Міністерство охорони здоров'я України. У світовому масштабі охороною здоров'я займається Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ). Наука про здоров'я людини – валеологія.

Визначення поняття «здоров'я» є фундаментальною проблемою сучасної медико-біологічної науки. Оскільки це поняття має багато аспектів і обумовлене багатьма чинниками, то вимагає для свого розв'язання комплексного підходу. Всі добре уявляють собі, що «здоров'я – добре, а хвороба – погано». Пояснити сутність здоров'я складніше, ніж сутність хвороби. Саме тому однозначного, прийнятного для всіх визначення поняття «здоров'я» поки що не існує. У преамбулі Статуту Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) говориться, що здоров'я – це не тільки відсутність хвороб або фізичних дефектів, а стан повного фізичного, психічного та соціального благополуччя.

Вважається, що здоров'я – це нормальний стан організму, який характеризується оптимальною саморегуляцією, повною узгодженістю при функціонуванні всіх органів та систем, рівновагою поміж організмом та зовнішнім середовищем при відсутності хворобливих проявів. Тому основною ознакою здоров'я є здатність до значної пристосованості організму до впливів різноманітних чинників зовнішнього середовища. Завдяки цьому здоровий організм може витримувати значні фізичні та психічні навантаження, не тільки пристосовуючись до дії екстремальних чинників зовнішнього середовища, але й повноцінно функціонувати в цих умовах. Таким чином, здоров'я доцільно розглядати і як здатність організму активно та повноцінно пристосовуватись до змін оточення. Можна сказати, що здоров'я – це здатність організму перебувати в рівновазі з оточенням. Багато хто з вчених розглядає здоров'я як форму життєдіяльності організму, яка забезпечує йому необхідну якість життя і максимально можливу за даних умов його тривалість. Зрозуміло, що здоров'я – це похідне від численних впливів на організм, у тому числі природно-кліматичних, соціальних, виробничих, побутових, психологічних чинників, способу життя і т.ін.

Можна також сказати, що здоров'я – це функціональний стан організму людини, який забезпечує тривалість життя, фізичну та розумову працездатність, достатньо високий рівень самопочуття, а також відтворення здорового потомства.

Стан здоров'я не є чимось статичним. Це динамічний процес, а, отже, стан здоров'я може покращуватись або погіршуватись. Кожна людина являє собою відкриту динамічну систему, тому існує широкий діапазон поняття «здоров'я» – від абсолютного здоров'я до граничних із хворобою станів.

Узагальнюючи всі наведені вище визначення поняття «здоров'я», доцільно сказати, що під здоров'ям треба розуміти процес збереження і розвитку біологічних, фізіологічних, психологічних функцій, оптимальної працездатності та соціальної активності при максимальній тривалості активного життя.

Загального, прийнятного для всіх показника, за яким можна було б визначити рівень здоров'я чи його якість немає. Результати будь-яких аналізів, дані будь-яких обстежень мають значний діапазон коливань в залежності від статі, віку, конституційного типу, функціонального стану організму, географічних та метеорологічних особливостей місця проживання, характеру та інтенсивності праці, способу життя, особливостей харчування та багатьох інших чинників. Функціональний стан організму та показники його діяльності змінюються у тої самої людини навіть протягом декількох годин (одразу після пробудження і після вставання з ліжка, до прийому їжі та після її прийому і т.ін.).

Загальновідомо, що стан навколишнього середовища істотно впливає на стан біологічних систем, зокрема має суттєвий вплив на здоров'я людини. Тому за станом здоров'я населення можна з достатньою вірогідністю оцінювати стан довкілля і його якість для людини. Так, згідно даних Волинської обласної санепідемстанції та обласного управління охорони здоров'я проаналізовано рівень захворюваності мешканців області в 2001 р. (Клименко та ін., 2002). Перше місце серед захворювань займають хвороби органів дихання (9728 випадків на 100 тисяч населення). Це пов'язано з низькою якістю атмосферного повітря (обумовленою істотним зростанням кількості автотранспорту). Аналізуючи рівень захворюваності в містах Луцьку, Ковелі, Володимирі-Волинському та порівнюючи його з відповідними районами за період 1990–2000 років, можна зробити висновок, що кількість випадків захворювань на 1000 чоловік міського населення значно більша в порівнянні зі сільським. Наприклад, у 1990 році захворюваність у Луцьку на 60,4% перевищила Луцький район, в 1995 році – на 47,5%, в 2000 році – на 42,7%. Захворюваність в містах також постійно зростає. У порівнянні з 1970 р.: у 1985 р. на 34,2%, в 1990 р. – на 46,4%, в 1995 р. – на 73,1%, в 2000 р. – на 81,2%. Найбільша кількість захворювань належить до хвороб нервової системи, інфекційних і паразитарних хвороб, отруєння та деяких інших наслідків дії зовнішніх причин.

Причинами захворюваності є збільшення викиду забруднюючих речовин, серед яких комплекс викидів свинцю, сірчаного ангідриду, чадного газу, окислів азоту, сірчаної кислоти, фтористих сполук, сірководню, хлору, та радіоактивних речовин – Cz^{137} і Sr^{90} . Встановлено, що вдихання повітря, забрудненого викидами транспортних засобів та промислових підприємств,

призводить до патологічних змін у дихальних шляхах мешканців населених пунктів. Це спричинює захворювання хронічним бронхітом, катаром верхніх дихальних шляхів, пневмонією, бронхіальною астмою і сприяє зниженню імунітету організму. Встановлено чітку залежність між рівнем забруднення атмосферного повітря і рівнем захворюваності населення.

Із проблемою шкідливого впливу забруднення на людину та інші організми тісно пов'язана *тератологія* (від грецького *têras, têratos* – чудовисько, потвора, виродок) – наука, що вивчає потворства і аномалії розвитку у рослин, тварин і людини.

4.2. Складові здоров'я

Показниками фізичного здоров'я є індивідуальні особливості анатомічної будови тіла, досконале (за нормою) фізіологічне функціонування організму в різних умовах спокою, руху, довкілля, генетичної спадщини, рівень фізичного розвитку органів і систем організму.

Показники психічного здоров'я є індивідуальні особливості психічних процесів і властивостей людини, наприклад, збудженість, емоційність, чутливість. Психічне життя індивіда складається з цілей, потреб, інтересів, мотивів, стимулів, встановок, уяви, почуттів тощо. Психічне здоров'я пов'язане з особливостями мислення, характеру, здібностей людини.

Показники духовного здоров'я є духовний світ особистості, сприйняття духовної культури людства, освіти, науки, мистецтва, релігії, моралі, етики. Свідомість людини, її ментальність, життєва самоідентифікація, ставлення до сенсу життя, оцінка реалізації власних здібностей і можливостей у контексті власних ідеалів і світогляду — все це обумовлює стан духовного здоров'я.

Показники соціального здоров'я пов'язане з економічними чинниками, стосунками індивіда з структурними одиницями соціуму (сім'єю, організаціями), з якими створюються соціальні зв'язки: праця, відпочинок, побут, соціальний захист, охорона здоров'я, безпека існування тощо. В загальному вигляді соціальне здоров'я детерміноване характером і рівнем розвитку, які притаманні головним сферам суспільного життя в певному середовищі – економічній, політичній, соціальній, духовній. Ці складові тісно взаємопов'язані, вони в сукупності визначають стан здоров'я людини. В реальному житті майже завжди спостерігається інтегрований вплив цих складових.

Досконале здоров'я, відмінний настрій, сильний імунітет.

Здоровий, але присутні незначні вади, що практично не заважають життєдіяльності і не мають потреби в лікуванні. Наприклад –шрами, пломби.

Нормальний стан. Здоровий, але присутні захворювання що не розвиваються, що іноді можуть обмежити життєдіяльність, підвищувати втомлюваність.

Наприклад: короткозорість і далекозорість, лупа, плоскостопість, сутулість. Рекомендується лікувати по можливості.

Здоровий, але поганий настрій, стрес, ослаблення імунітету. Рекомендується швидше перейти в нормальний стан.

Хворий. Наявність легкого захворювання, що піддається лікуванню. Немає загрози життю. Необхідно швидке лікування або припинення розвитку захворювання. Наприклад: застуда, нежить (риніт), грип, викривлення хребта.

Хронічне захворювання або інвалідність.

Травма. Тимчасова втрата деякої здатності. Можлива загроза здоров'ю. Наприклад, забите місце, поріз, вивих, опік, відмороження, шок, втрата свідомості. Необхідна перша медична допомога. Майже кожна людина повинна вміти робити першу медичну допомогу. Легкі травми можна цілкомвилікувати. Важка травма може привести до ампутації органу (гангрена).

Загроза життю. Наприклад: важке поранення, температура тіла вище 42 °С, втрата крові, зупинка серця, дихання. Необхідна термінова інтенсивна перша медична допомога. Клінічна смерть. Припинення дихання або кровообігу. Реанімація можлива протягом 5 хвилин.

Біологічна смерть.

Кожна людина повинна дбати про своє здоров'я в першу чергу сама. Краще запобігти захворюванню, ніж лікуватися. Першим важливим елементом піклування про здоров'я є відсліджування власного самопочуття. Важливе місце займає особиста гігієна, активне й здорове спілкування з іншими людьми, комфортні умови праці, раціональне харчування і здоровий спосіб життя.

З огляду на загальні принципи термінології, будь-який термін повинен засновуватись на логічному, інформаційному й систематизованому рівні, мати дефініцію, яка чітко окреслює його значення, мати еквіваленти з відповідних міжнародних еталонів та терміни-синоніми, а також описуватись формулою, або схемою.

4.3. Суть і значення концепції «здоров'я» екосистем

На відміну від звичних підходів, які зводяться до понять «екологічний стан», «екологічний статус», «токсобність екосистеми», «трансформація екосистеми» тощо, в рамках концепції здоров'я екосистем обґрунтовуються кількісно змінні інформативні критерії порушень у біологічних системах, а також інтегральні кількісні значення дози впливу, які відображають наслідки комплексного забруднення і ті умови середовища, на фоні котрих діють забруднюючі елементи і сполуки (М. J. Attrill, M. H. Depleg, 1997; F. Xu, Z. Yang, B. Chen, Y. Zhao et al., 2013; Моисеєнко Т. И., 2008).

Історія походження терміну «здоров'я екосистем» пов'язана із важливістю питання раціонального обмеження антропогенних впливів на екосистеми, що у світовій практиці бере початок від концепції критичних навантажень, затверджених на робочій нараді ООН у 1988 р. Попри те, що величини «критичного навантаження» мають різні трактування в окремих дослідників, методологічний підхід до їх визначення зводиться до виявлення двох

основних інтегральних складових у поведінці екосистеми: фактору антропогенного навантаження на навколишнє середовище та відгуку, що визначає функціональну стійкість, продуктивність та різноманіття біотичних елементів (J. T. Louvar, B. D. Louvar, 1998).

Нижче наводимо визначення та вислови різних авторів про те, що таке «здоров'я» екосистем, які стисло передають зміст адаптацій екосистем до змін:

- “екологічна система здорова ... якщо вона стабільна та стійка, тобто якщо вона активна та здатна підтримувати свою організацію, автономна впродовж часу та стійка до стресу” (I. B. Haskei, B. G. Nortnatt, R. Comanza, 1992);
- “здорова екосистема – це така екосистема траєкторія якої у напрямку до клімаксу відносно безперешкодна та чия структура гомеостатична до впливів. Це дозволяє їй повертатися назад, до більш ранніх сукцесійних стадій” (R. E. Ulanowicz, C. J. Russcia, 1990);
- “здоров'я екосистеми означає її процвітаючий стан та життєздатність” (Karr J. R., 1987);
- “здорова екосистема - екосистема, яка є життєздатною та пружною, підтримуючи екологічну структуру та функціонування протягом часу” (J. L. Meyer, R. T. Edwards, 1990);
- “здоров'я екосистеми це стенографія її добрих умов” (Hawkes H. A., 1975);
- “здоров'я екосистеми” це інтегрована відповідь на питання про стан наземних чи водних середовищ під впливом різного роду екологічних факторів, за реакціями рослинних чи тваринних організмів, яка може бути екстрапольована на людину (Захаров В. М., 2000);
- “здоров'я екосистеми” це її властивість зберігати свою структуру, а також демонструвати здатність до відновлення системи після пертурбацій” (D. J. Gilvear, C. J. Spray, R. Casas-Mulet, 2013);
- “здоров'я екосистеми” це функціональний резерв екосистеми витримувати стрес” (X. Deng, Y. Xu, L. Han et al., 2015).

Необхідно зробити доповнення, що незважаючи на простоту та інформативність терміну, його сприйняття буває і скептичним: “... здоров'я екосистеми – це метафора, а не властивість, що спостерігається” (Suter G. W., 1993).

Відомо, що при помірних техногенних впливах у екосистемах включаються компенсаційні механізми, а в їх популяціях з'являється деякий середній, генетично обумовлений рівень гомеостазу та інтенсивності відтворення (Xu Fei, Yang Zhifeng, Chen Bin, Zhao Yanwei, 2013; Грубінко В. В., 2012). І лише в тому випадку, коли тиск антропогенних факторів виводить екосистему за межі природної мінливості, відбувається порушення динамічної стабілізації популяційних зв'язків, змінюється генетичний склад та пригнічується найбільш важлива властивість популяцій – процес відтворення (В. П. Гандзюра, В. В. Грубінко, 2018; Юрцева А. О., 2008).

Так, Клименко М.О. (2015) означає властивість до відновлення екосистем терміном «стійкість», а непорушність передачі енергії по її ланцюгам терміном «стабільність». Мінливість екосистеми вчений розглядає як «біфуркаційні зміни», які на фоні впливу дестабілізуючого фактору намагаються повернути систему до її вихідного стану.

Цілком очевидно, що для об'єктивних оцінок екологічного стану водойм, потрібні знання діапазонів природної мінливості як окремих груп організмів, так і їх біоценозів. У свою чергу, складність та багатомірність біотичних процесів, які мають місце у водоймах за умов їх антропогенних змін, не могли не вплинути на розвиток гідроекологічної термінології.

Провідні світові системи моніторингу поверхневих вод (National Water Quality Management Strategy. Paper No 4, 2012; Environmental Indicators. Typology and Overview, 1999; European Communities WFD CIS Common Implementation Strategy for Water Framework Directive (2000/60/EC), 2003) активно використовують термін «здоров'я гідроекосистем» при тривалій дії забруднень води токсичного характеру. Їх програми спостережень включають різні критерії оцінки «здоров'я» водойм, які структуруються за рівнями біологічної систематизації гідробіонтів: зміни на молекулярно-клітинному рівні; індивідуальні патології; перебудови у популяціях; реорганізація суспільств тощо. При цьому передбачається, що зазначені критерії відображують причинно-наслідкові зв'язки гідроекосистеми під сумісною дією природних та антропогенних факторів (М. Т. Barbour et al., 1992; Catch B., 2006; Hanan S., 2014; Technical Report, 25. EEA, Copenhagen, 1996).

Попри те, що термін «здоров'я гідроекосистем» є відносно новим у гідроекології, його суть відображує базові інтегральні складові у функціонуванні водойм: рівень антропогенного навантаження та відгук, що визначає гомеостаз, продуктивність та різноманіття біотичних елементів.

Наукові праці, що використовують даний термін поки що небагато численні. Автори, здебільшого, користуються звичними поняттями та критеріями оцінок стану гідроекосистем. Дехто вважає основним критерієм класи якості поверхневих вод, встановлені за набором гідрохімічних показників, що зводяться до кількісних параметрів оцінки (Брагинский Л. П., 1985; В. Д. Романенко, В. М. Жукинський, О. П. Оксик и др., 1998). Інші обмежуються методами біоіндикації або біотестування, які дають якісну характеристику екологічного стану водойм за сумою ознак порушень в підсистемах (Веялкіна Н. М., 2011). Достатньо велику кількість робіт присвячено вивченню видового різноманіття гідробіонтів різних таксономічних груп, де основними критеріями оцінки стану водойм є їх трофічність або сапробність (Gavin F. Birch, Marco A. Olmos, 2008; C. Halsband, H. Kurihara, 2013; Андроникова И. Н., 1988). І лише окремі автори акцентують увагу на необхідності інтегральних підходів, які б могли в повній мірі надати уявлення про стійкість та стабільність водойм та виявити невідомі фактори середовища, які впливають на біотичну складову гідроекосистем (Моисеєнко Т. И., 2008; N. S. J. Schofield, P. E. Davies, 1996).

Аналіз літературних даних, що висвітлюють подібні наукові підходи, дозволяє виділити елементи становлення терміну «здоров'я гідроекосистем», які, в повною мірою передають його зміст:

1) виявлення всіх несприятливих процесів у водному середовищі (як прямих так і опосередкованих) та обґрунтування хімічних критеріїв якості води (комплексна факторизація впливу з врахуванням сумарної, синергетичної або антагоністичної дії всіх компонентів);

2) діагностика стану екосистеми та обґрунтування найбільш інформативних біологічних критеріїв, які об'єктивно відображують стан екосистеми (числових значень, що розмежовують «норму і патологію» та визначають поріг незворотних змін);

3) визначення критичних рівнів багатофакторного забруднення вод на підставі доза-ефектних залежностей між якістю водного середовища (за хімічними критеріями) та станом організмів, популяцій та спільнот (за біологічними критеріями).

Ключовим питанням тут є обґрунтування критеріїв оцінки наслідків антропогенних впливів, засноване на пізнанні закономірностей антропогенної мінливості біологічних систем, стійкості та механізмів адаптації; визначення «норми і патології» організмів або якісно нових станів суспільств.

За визначенням науковців США (N. S. J. Schofield, P. E. Davies, 1996) термін «здоров'я гідроекосистем» означає ступінь подібності репрезентативної водойми з еталонною водоймою того ж типу, особливо в аспектах біологічного різноманіття та екологічного функціонування.

Моисеєнко Т. И. (2008), детально проаналізувавши вплив, що чинить кожний окремих фактор на функціонування водойм різних типів, приходить висновку, що «здоров'я гідроекосистеми» – це її збалансоване функціонування за умов пролонгованого впливу слабких доз забруднення та незадовільної якості води. Решетніков Ю.С. розглядає «здоров'я гідроекосистем» як узагальнюючий показник ступеня екологічної сприятливості водойм.

Згідно концепції критичних навантажень, бачення згаданих вчених та нашого поняття терміну «*ecosystem health*», найбільш інформативну базу для розуміння наслідків забруднень водойм та обґрунтування критеріїв їх оцінки надає відстеження цілісної картини змін на всіх рівнях організації живих організмів гідроекосистем (рис. 4.1).

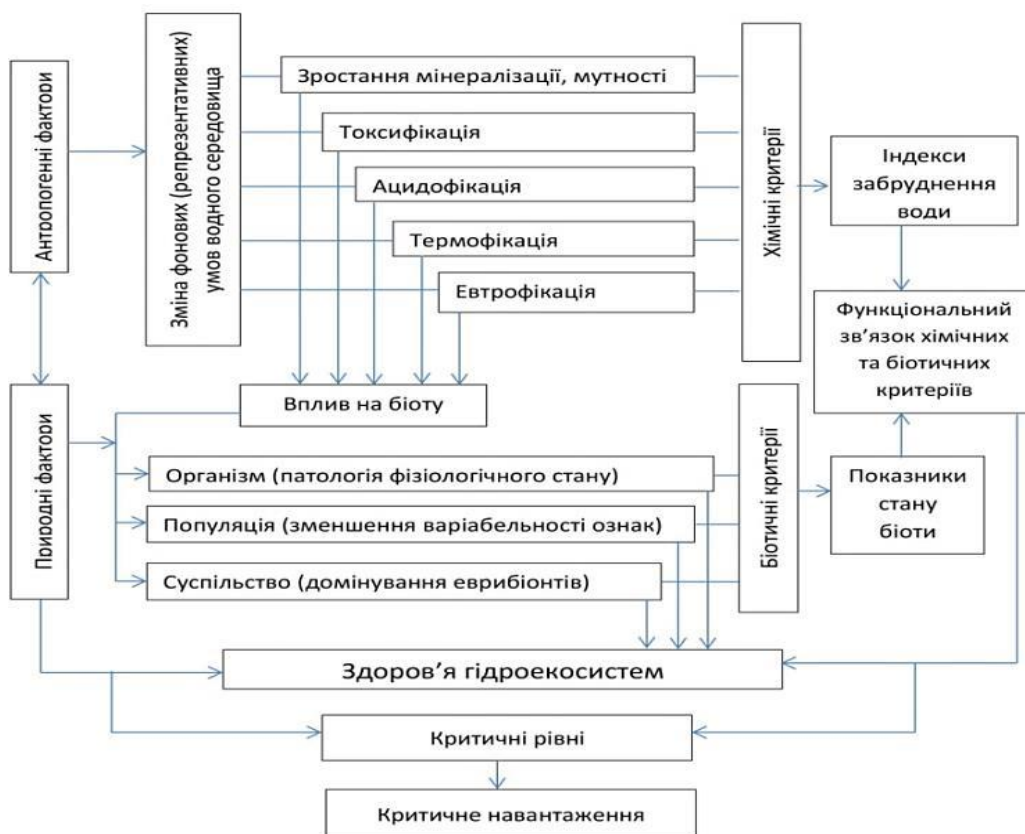


Рис. 4.1. Блок-схема змісту терміну «здоров'я гідроекосистем»

Зазначені блоки свідчать про необхідність виконання достатньо масштабних у теоретичному та практичному плані досліджень. Саме тому, для відображення дози впливу на біологічні системи дії всіх факторів прямої та опосередкованої дії, необхідно оперувати стислим терміном передачі цієї різносторонньої інформації.

В якості такого терміну, цілком логічним є запозичення поняття «*ecosystem health*» та вжиття його для означення інтегральної характеристики стійкості та стабільності гідроекосистем.

З огляду на загальні принципи термінології, будь-який термін повинен ґрунтуватись на логічному, інформаційному й систематизованому рівні, мати дефініцію, яка чітко окреслює його значення, мати еквіваленти з відповідних міжнародних еталонів та терміни-синоніми, а також описуватись формулою, або схемою (А. С. Д'яков, Т. Р. Кияк, З. Б. Куделько, 2000).

На думку О. Бедункової, (2018), всі розглянуті аргументи задовольняють наведеним принципам та дозволяють означити термін наступною дефініцією: **здоров'я гідроекосистеми** це інтегральна характеристика збалансованості структурно-функціональних зв'язків у водоймі на фоні присутності чи післядії дестабілізуючих змін, що встановлюється за відгуком біоти і дає можливість оцінити реакцію гідроекосистеми на дію стресових факторів.

Таким чином, становлення терміну «здоров'я гідроекосистеми» розширює теоретичну основу для появи нових методів і засобів діагностики (оцінки) стану водойм, а як напрямок розвитку світової концепції критичних навантажень, вдосконалює процедуру нормування потоку забруднюючих речовин у водні об'єкти (Клименко М. О., О. О. Бедункова, 2016).

Сукупність таких дій, по суті, являє собою біомоніторинг, що зводиться до відстеження динаміки екологічного стану водойм, як високоорганізованих систем (О. О. Бедункова 2001).

З прикладів таких робіт, особливої уваги заслуговують практичні спроби оцінити лімітуючий рівень досліджуваного фактору забруднення гідроекосистем, тобто виконати так званий «аналіз біологічно значимих навантажень» (Гандзюра В. П., 2001, 2002; Ю. В. Пилипенко, Н. А. Клименко, О. А. Бедункова, 2016; В. Д. Романенко, А. В. Ляшенко, С. А. Афанасьєв, Е. Е. Зорина-Сахарова, 2010).

Водночас згадані роботи свідчать про те, що оцінка антропогенного впливу на біотичні компоненти гідроекосистем ускладняється просторово-часовим фактором, оскільки реакції організмів на дію одного антропогенного чинника можуть суттєво відрізнятись в різних екологічних умовах (Т. Д. Зинченко, Л. А. Выхристюк, В. К. Шитиков, 2000).

Беручи до уваги критичні зауваження, які адресовані концепції ГДК, необхідно згадати також і погляди, згідно котрих нормативи ГДК, попри всі недоліки лишаються важливими орієнтирами для планування діяльності, пов'язаної з управлінням якістю поверхневих вод та розрахунками водокористування.

Ідея цього підходу полягає в тому, що потрібно не очікувати погіршення екологічного стану водойми на основі несприятливих прогнозів, а самим впливати на гідроекосистему шляхом зменшення шкідливих впливів до екологічно допустимих рівнів і, в такий спосіб, «виліковувати» біоценози (R. Costanza, F. Brendan, M. Kenneth, 2007).

Отже, говорячи про перспективи досліджень гідроекосистем, нам вважається за необхідне напрацьовувати та застосовувати методологію найбільш об'єктивної індикації для окремих фізико-географічних регіонів, коли за відгуком біоти на дію невідомих факторів середовища діагностується «здоров'я» гідроекосистеми, а також передбачаються зміни екологічного стану водойми у найближчому та віддаленому майбутньому. Нижче піде мова про засоби такої діагностики.

Зазначені блоки свідчать про необхідність виконання достатньо масштабних у теоретичному та практичному плані досліджень. Саме тому, для відображення дози впливу на біологічні системи дії всіх факторів прямої та опосередкованої дії, необхідно оперувати стислим терміном передачі цієї різносторонньої інформації.

В якості такого терміну, цілком логічним є запозичення поняття «ecosystem health» та вжиття його для означення інтегральної характеристики стійкості та стабільності гідроекосистем.

З огляду на загальні принципи термінології, будь-який термін повинен засновуватись на логічному, інформаційному й систематизованому рівні, мати дефініцію, яка чітко окреслює його значення, мати еквіваленти з відповідних міжнародних еталонів та терміни-синоніми, а також описуватись формулою, або схемою.

На думку деяких авторів (Клименко, Бедункова, 2016), всі розглянуті аргументи задовольняють наведеним принципам та дозволяють означити термін наступною дефініцією: здоров'я гідроекосистеми це інтегральна характеристика збалансованості структурно-функціональних зв'язків у водоймі на фоні присутності чи післядії дестабілізуючих змін, що встановлюється за відгуком біоти і дає можливість оцінити реакцію гідроекосистеми на дію стресових чинників. Всі розглянуті аргументи задовольняють наведеним принципам та дозволяють означити термін наступною дефініцією: здоров'я гідроекосистеми це інтегральна характеристика збалансованості структурно-функціональних зв'язків у водоймі на фоні присутності чи післядії дестабілізуючих змін, що встановлюється за відгуком біоти і дає можливість оцінити реакцію гідроекосистеми на дію стресових чинників.

Таким чином, становлення терміну «здоров'я гідроекосистем» розширює теоретичну основу для появи нових методів і засобів діагностики (оцінки) стану водойм, а як напрямок розвитку світової концепції критичних навантажень, вдосконалює процедуру нормування потоку забруднюючих речовин у водні об'єкти.

Але знову ріже око, що і тут мова йде про негативні чинники. Тоді напрошується питання: за відсутності негативних чинників у екосистемі не буде здоров'я?!

Тому, підбиваючи підсумки обговорення цього поняття, доходимо висновку, що **здоров'я екосистеми – це стан її благополуччя та відсутність ознак процесів, що призводять до його зниження.**

Здорова екосистема за складом, речовинно-енергетичною та інформаційною структурою знаходиться в гармонії з зовнішнім середовищем і має належні механізми стійкості до збурюючих чинників; відсутні будь-які процеси, що призводять (зараз чи в майбутньому) до зниження стану її благополуччя.

Варто вказати, що в літературі зустрічається термін «стан благополуччя систем», який близький до вищезгаданого. Так, в якості ступеня благополуччя використовують речовинні-енергетичні й інформаційні процеси, а в якості комплексно оцінки негативного впливу запропоновано поняття «шкодочинності», розробляються кількісні підходи до оцінки якості середовища існування гідро біонтів. Зокрема, запропоновано визначати якість середовища існування за ступенем адаптації гідробіонтів до середовища. Є спроби оцінки екотоксикологічних ефектів за змінами ентропії системи.

Одночасно, згадані роботи свідчать про те, що оцінка антропогенного впливу на біотичні компоненти гідроекосистем ускладнюється просторово-

часовим фактором, оскільки реакції організмів на дію одного антропогенного чинника можуть суттєво відрізнятись в різних екологічних умовах.

Беручи до уваги критичні зауваження, які адресовані концепції ГДК, необхідно згадати також і погляди, згідно котрих нормативи ГДК, попри всі недоліки лишаються важливими орієнтирами для планування діяльності, пов'язаної з управлінням якістю поверхневих вод та розрахунками водокористування.

Отже, говорячи про перспективи досліджень гідроекосистем, нам вважається за необхідне напрацьовувати та застосовувати методологію найбільш об'єктивної індикації для окремих фізико-географічних регіонів, коли за відгуком біоти на дію невідомих факторів середовища діагностується «здоров'я» гідроекосистеми, а також передбачаються зміни екологічного стану водойми у найближчому та віддаленому майбутньому. Нижче піде мова про засоби такої діагностики.

4.4. Гомеостаз організму як критерій оцінки стану екосистем

На думку багатьох вчених, відобразити вразливість гідроекосистем від дії забруднень та їх комбінованих ефектів, передусім, дозволяє з'ясування токсикорезистентності водної флори і фауни.

Не існує єдиного універсального критерію по відношенню до оцінок всіх антропогенних впливів. Наприклад, при оцінках евтрофування водойм найбільш чітку картину формують зміни фітопланктонних угруповань [36, 50, 249], закислення вод – зоопланктонного населення, токсичного забруднення – зміни структури макробентоса, або ж порушення в організмі риб.

Численні публікації свідчать про успішне використання риб як індикаторів порушень «здоров'я» гідроекосистеми. Як зазначає В.І. Лукьяненко, це обумовлене наступними причинами: 1) риби мають тривалий життєвий цикл і через це здатні накопичувати шкідливі речовини протягом значного періоду часу; 2) різні види риб мають неоднакову чутливість до різних антропогенних токсикантів і тому можуть використовуватись як біоіндикатори різного ступеню антропогенного забруднення водойм; 3) риби мають неоднакову чутливість на різних етапах онтогенезу, що розширює можливості їх використання для біоіндикації стану гідроекосистем. До того ж, риби займають верхній рівень у трофічній системі водойм.

Розрізняють риби високочутливі – лососеві (форель, пелядь), голец, судак, плітка, піскар, верховодка; середньочутливі (вік 1+), гольян, лящ, окунь, краснопірка; слабо чутливі – голавль (вік 2+), короп, карась.

В умовах інтенсивного забруднення стійкість організму риб визначається здатністю ефективно метаболізувати та виводити токсичні речовини, які надходять до організму. Патологічні зміни в їх тілі дозволяють визначити ступінь токсичності водного середовища, оцінити кумулятивні ефекти, а також сформувати уявлення про потенційну небезпеку групи речовин, що надходять до водойм і для людини. Перерозподіл токсичних речовин між

тканинами риб може бути використано для оцінки термінів які мали місце після забруднення водойми.

Причинами летальних наслідків, таких як масова загибель риби, можуть бути незворотні ураження якоїсь конкретної функціональної системи організму, яка виявляється більш піддатливою до порушення при хронічному токсичному впливі (у відповідних умовах за певний проміжок часу).

Нині в Україні відмічається зацікавленість дослідників у вивченні різноманітних підходів до використання риб як індикаторів стану гідроекосистем. Разом з тим, дехто з авторів відмічає тут певні складності.

Висвітлені основні недоліки використання іхтіологічних індикаторів на популяційному рівні, які зводяться до проблеми вибору “еталона” для порівняння результатів оцінки та проблеми визначення оптимального рівня антропогенного перетворення гідроекосистем. Аналізуючи існуючі підходи та методи, автор пропонує 5 показників популяційного та ценотичного рівнів іхтіофауни, що дозволять судити про різні зміни у водоймі: 1) розмірне різноманіття особин популяції; 2) розмірно-масова структура популяції; 3) співвідношення статей; 4) індивідуальна морфологічна мінливість особин та число фенотипів; 5) видова й таксономічна різноманітність.

Відомо, що зв'язок показників різноманіття та сталості (стабільності) екосистем має не завжди відповідний, а інколи й суперечливий характер. Сталість біосистем збільшується зі збільшенням різноманіття, але разом з тим відмічається, що не завжди різноманітність формується за рахунок стабільності екосистеми. Низкою крупних Міжнародних проєктів (MOLAR, LIMPACs, AMAP, ICP-Water та ін.) в рамках екосистемного інтегрованого підходу, при оцінках екологічних наслідків забруднення вод перевага надається дослідженню риб на рівні організму.

В результаті багаторічних експериментальних досліджень було запропоновано дворівневий методичний підхід, який поєднує можливість отримання масового іхтіологічного матеріалу та встановлення точного діагнозу. Автором відокремлений перший макрорівень обстеження індивідумів - за яким захворювання виявляються на основі масового візуального обстеження організмів, а попередній діагноз встановлюється за клінічними та патологоанатомічними симптомами отруєнь. Другий макрорівень діагностики включає в себе гематологічні, гістологічні, біохімічні, інструментальні фізіологічні та інші методи. Тобто, зміни фізіологічних показників риб реєструються численними значеннями, які пропонується використовувати для діагностики «здоров'я» гідроекосистем. Однак, більшість з цих методів, особливо біохімічні та фізіологічні, є вузько спеціалізованими та достатньо складними, тому не можуть широко використовуватись при дослідженнях природних водойм.

Контрольні питання до розділу:

1. Що таке «здоров'я екосистеми»?
2. Як його можна визначити?
3. Які Ви знаєте підходи до оцінки «здоров'я екосистеми»?

4. Чи доцільно, на Вашу думку, використовувати це поняття
5. Які Ви знаєте кількісні підходи до оцінки «здоров'я екосистеми»?
6. Наскільки адекватно оцінювати «здоров'я екосистеми» за станом біо-
Які екосистем різного рівня організації?
7. Які показники гомеостазу та енантіостазу біосистем різного рівня до-
цільно використовувати для діагностики стану здоров'я екосистеми?
8. Які екосистемні характеристики дають інформацію про стан її благо-
получчя?
9. Назвіть головні речовинні, інформаційні та енергетичні критерії здо-
рової та «хворої» екосистеми.

РОЗДІЛ 5

НОРМА І ПАТОЛОГІЯ ЕКОСИСТЕМ. КОНТРОЛЬ І ОЦІНКА ЇХНЬОГО СТАНУ ТА ЯКОСТІ СЕРЕДОВИЩА

5.1. Екологічне нормування. Токсикологічний контроль

Реальним важелем впливу контролюючих органів на роботу підприємств і установ, що забруднюють довкілля, є **екологічне нормування** – встановлення допустимих меж зміни природного стану навколишнього середовища без порушення умов його саморегулювання, самоочищення та самовідновлення. Спрямоване на забезпечення якості довкілля (ступеня відповідності природних і створених людиною умов потребам суспільства і живих організмів біосфери). Інструментом нормування екологічного є **екологічні нормативи** – науково обґрунтовані обов'язкові межі збереження структури і функцій екосистеми будь-якого ієрархічного рівня, а також усіх екологічних компонентів, які необхідно враховувати у господарській діяльності. Екологічне нормування полягає у встановленні ступеня максимально можливого втручання людини в екосистеми, коли забезпечується збереження цих екосистем, розробленні заходів, пов'язаних з визначенням у юридичному порядку обсягів будь-якого антропогенного впливу на екосистеми, які не загрожують нормальному функціонуванню останніх. Базою для екологічного нормування є **екологічні стандарти** і нормативні документи Міністерства охорони навколишнього природного середовища України – «Система стандартів з охорони навколишнього середовища. Основні положення» (1996) та низка методичних вказівок щодо визначення забруднення атмосфери, води, ґрунтів.

При нормуванні шкідливі речовини (забруднювачі довкілля) поділяють на 4 **класи небезпечності**: I – *надзвичайно небезпечні* (свинець, бензапирен, діоксин), II – *високо небезпечні* (феноли, діоксид нітрогену), III – *помірно небезпечні* (сірчаний газ, пил), IV – *малонебезпечні* (оксид вуглецю, аміак).

Традиційно для забезпечення належної якості довкілля використовують *гранично допустимі концентрації (ГДК)* різних забруднювачів, *гранично допустимі скиди (ГДС)*, та *гранично допустимі викиди (ГДВ)*, а також *гранично допустимі навантаження (ГДН)* на екосистему, територію чи ландшафт.

Гранично допустима концентрація (ГДК) певного забруднювача – це законодавчо регламентована верхня межа його концентрації. В Агенції з охорони довкілля США використовується термін *Water pollution permissional level* – дозволений рівень забруднення води. Аналогічні дозволені рівні забруднення розроблені також для повітряного басейну.

За станом на 2006 р. визначено близько 1100 ГДК забруднювачів води, бл. 600 ГДК забруднювачів повітря, близько 30 ГДК забруднювачів ґрунтів

і близько 50 ГДК для токсикантів комплексної негативної дії. Варто відзначити, що для об'єктивної оцінки стану довкілля необхідно знати принаймні 20 тис. ГДК різних забруднювачів, які виробляє людина [15].

Частина авторів вважає, що ГДК є санітарно-гігієнічними нормами, які стосуються лише здоров'я людини, а не екосистем та їхніх біотичних компонентів (тобто вони тлумачать ГДК як норматив, орієнтований на таку кількість токсиканта, яка за тривалої дії не призводить до негативних змін в організмі людини). Проте це точка зору, головним чином, санітарів-гігієністів і токсикологів, які працюють в галузі охорони здоров'я людини.

В екології, особливо у гідроекології, виділяють такі ГДК:

Санітарно-гігієнічні ГДК (ГДК_{сг}) мають на меті охорону здоров'я людини при використанні води в питному водопостачанні. Їх встановлюють на підставі фізіолого-біохімічних, генетичних та інших медико-біологічних досліджень (для розробки кожної ГДК_{сг} застосовують не менше 50 різних методик). Вони мають силу закону передусім для лабораторій водогінних станцій. При перевищенні ГДК за нормованими інгредієнтами воду заборонено допускати до вживання. ГДК_{сг} регулюють також рекреаційне використання водойм;

Рибогосподарські ГДК (ГДК_р) ґрунтуються на експериментальних дослідженнях впливу токсикантів на гідробіонтів різних систематичних та екологічних груп з використанням численних біологічних показників, проте стосуються лише води і не регулюють токсичність донних відкладів, які мають важливе екологічне значення для риб-бентофагів;

Іригаційні ГДК (ГДК_і) регламентують придатність води для зрошення. На жаль, більшість ГДК_і в країнах колишньої РЕВ (Ради Економічної Взаємопомогі) – Угорщині, Чехословаччині, НДР – розроблялися стосовно до ґрунтових і температурних умов центральної Європи, в той час як в Україні умови інші.

Основою для розробки ГДК кожного токсиканта є верхня межа концентрації токсиканта, яка не викликає жодних вірогідних істотних змін у живих організмах. Для різних галузей природокористування ГДК істотно відрізняються і встановлюються на підставі самостійних методологічних і методичних підходів.

Лімітуючий показник шкідливості (ЛПШ) дає змогу синтезувати інформацію про наявність і шкідливість окремих речовин. Як для ГДК_{сг}, так і для ГДК_р ЛПШ визначається за формулою:

$$\text{ЛПШ} = C_1/\text{ГДК}_1 + C_2/\text{ГДК}_2 + \dots C_i/\text{ГДК}_i \leq 1;$$

де: C_i – концентрація i -го токсиканта; ГДК_i – його ГДК.

Тобто сума відношень концентрацій токсикантів, що визначаються у воді даної водойми до їхніх ГДК, повинна бути меншою або не перевищувати одиниці.

Чим менший ЛПШ, тим вищою визначається якість води за токсикологічним показником. Протягом багатьох років ЛПШ вважали однією з найпоказовіших характеристик рівня забруднення водного середовища. Водночас слід мати на увазі, що ЛПШ зовсім не враховує взаємодії між токсикантами, явища антагонізму і синергізму при впливі на живі організми.

Враховуючи величезну кількість чинників, що впливають на якість середовища (лише кількість речовин, занесених до класу поллютантів, складає близько 150 тисяч, із яких до водойм потрапляє до 40 тисяч), найперспективнішою (а точніше – єдино можливою) має стати оцінка його якості за станом самих біосистем, що найповніше віддзеркалюватиме ступінь адекватності середовища особливостям живої матерії, а зміни у стані середовища мають оцінюватися за функцією відгуку біосистем різного рівня. В цьому аспекті пріоритет, безперечно, належить продукційно-енергетичним параметрам живих систем, які можуть однаково успішно застосовуватися як до будь-яких живих організмів (незалежно від їхнього систематичного положення), так і до їхніх популяцій і угруповань.

“Водна політика і водогосподарська діяльність повинні базуватися на екосистемному підході” – така рекомендація урядам країн Європейської економічної комісії (ЄЕК) ООН була прийнята старшими радниками урядів ЄЕК з проблем довкілля і водних ресурсів ще в березні 1992 р. і підтверджена в грудні 1996 р. у проекті “Основної (рамкової) Директиви ЄС по воді (4.12.96)”. Поступово саме екосистемний підхід займає належне йому місце, уможливорюючи комплексне вирішення проблем довкілля.

Забруднення екосистем негативно впливає і на метаболічні процеси організмів всіх таксономічних і екологічних груп, що призводить до значного зниження їх продуктивності, викликає низку небажаних, часто незворотніх змін, порушення складу, структури та функціонування екосистем, що призводить до їх деградації.

5.2. Біоіндикація

Із кожним роком у системі оцінки стану середовища і екосистем в цілому все частіше використовують методи *біологічної індикації*. Хоч витоки спостережень за індикаторними властивостями біологічних об’єктів можна знайти у працях природодослідників самої глибокої давнини, до цих пір відсутня струнка теорія і адекватні методи біоіндикації.

Відносно благополучно тут з описовим поясненням термінів. Наприклад, згідно визначення Н.Ф. Реймерса (1990): *«Біоіндикатор – група особин одного виду або угруповання, за наявністю, станом і поведінкою яких судять про зміни в середовищі, зокрема про присутність і концентрацію забруднень... Угруповання індикаторне – угруповання, за швидкістю розвитку, структурою і благополуччям окремих популяцій мікроорганізмів, грибів, рослин і тварин якого можна зробити висновок про загальний стан середовища, включаючи його природні і штучні зміни»*.

Безумовно, об'єктивні факти свідчать про існування тісного впливу факторів середовища на біологічні процеси екосистеми (щільність популяцій, динаміку видової структури, особливості поведінки). Такі фактори середовища як світло, температура, водний режим, біогенні елементи (макро- і мікроелементи), солоність та інші функційно важливі для організмів на всіх основних етапах життєвого циклу. Проте можна використовувати і зворотну закономірність, тобто за видовим складом організмів, їх чисельністю, біомасою тощо визначати тип фізичного середовища. Тому «біоіндикація – це визначення біологічно вагомих навантажень на основі реакцій на них живих організмів та їх угруповань. Повною мірою це стосується всіх видів антропогенних забруднень» (Криволуцкий и др., 1988).

Головним завданням біоіндикації є розробка методів і критеріїв, які спроможні адекватно відображувати рівень антропогенних впливів з урахуванням комплексного характеру забруднення і діагностувати ранні порушення в найбільш чутливих компонентах біотичних угруповань. Біоіндикація, як і моніторинг, здійснюється на різних рівнях організації біосфери: макромолекули, клітини, органу, організму, популяції, біоценозу (Биоиндикация: теория..., 1994). Очевидно, що складність живої матерії і характеру її взаємодії з зовнішніми факторами зростає з підвищенням рівня організації. В цьому процесі біоіндикація на нижчих рівнях організації повинна діалектично включатись у біоіндикацію на більш високих рівнях, де вона постає в новій якості і може слугувати для пояснення динаміки більш високоорганізованої системи.

Вважається, що використання методу біоіндикації дозволяє вирішувати задачі екологічного моніторингу в тих випадках, коли сукупність факторів антропогенного тиску на біоценози важко або незручно вимірювати безпосередньо. На жаль, сучасна практика біоіндикації має значною мірою феноменологічний характер, виражений в об'ємному викладенні підмічених дослідником фактів поведінки різних видів організмів у конкретних умовах середовища. Інколи ці описи супроводжуються не завжди обґрунтованими висновками, які мають, як правило, суто оціночний характер (типу «добре / погано», «чисто / брудно» тощо), причому вони базуються на виключно візуальних методах порівняння чи використанні недостатньо вірогідних індексів. Найчастіше такий «прогноз» робиться, коли «громадська» думка щодо кінцевого результату оцінки стану екосистеми вже завчасно відома, наприклад, за безпосередніми чи опосередкованими параметрами середовища. В результаті цього роль біоіндикації виявилася зведеною до наступної сукупності дій, що технологічно співпадає з біомоніторингом:

- виділяється один чи кілька факторів середовища, які досліджуються (за літературними даними чи у зв'язку з наявною програмою моніторингових досліджень);
- збираються польові й експериментальні дані, що характеризують біотичні процеси в досліджуваній екосистемі, причому теоретично ці

дані повинні вимірюватися в широкому діапазоні варіювання досліджуваного фактора (наприклад, в умовно-чистих і в умовно-брудних районах);

- певним чином (шляхом простого візуального порівняння, з використанням системи попередньо розрахованих оціночних коефіцієнтів чи із застосуванням математичних методів первинної обробки даних) робиться висновок про індикаторну значимість якогось виду чи групи видів.

У поодиноких випадках здійснюються практичні спроби оцінити лімітуючий рівень досліджуваного фактора забруднення, тобто виконати так званий «аналіз біологічно значимих навантажень». І лише у виключних випадках виконується власне операція «індикації», коли з використанням біоіндикаторних показників прогнозуються невідомі фактори середовища і оцінюється їхня значимість для всієї екосистеми в найближчому і віддаленому майбутньому. Як нечисленні приклади організації комплексних гідроекологічних досліджень, в результаті яких було сформульовано певний комплекс науково обґрунтованих природоохоронних рішень, можна навести праці з оцінки екологічного стану озера Байкал (Кожова, 1986), річок Неви (Алимов и др., 1996) і Чапаївки (Экологическое состояние..., 1997) тощо.

Значною мірою теоретична і практична неповнота робіт у галузі біоіндикації пов'язана з об'єктивними методологічними труднощами відображення і моделювання предметної сфери. Оцінка антропогенного впливу на біотичні компоненти екосистем значною мірою ускладнюється просторово-часовою диференціацією видової структури, оскільки ценопопуляції одного й того ж виду, що входять до різних угруповань організмів, характеризуються різноманітними екологічними умовами мешкання та їх реакції на дію чинника можуть істотно відрізнятися. У видів зі слабо вираженими механізмами популяційного гомеостазу ці реакції завжди достатньо чітко виражені у зниженні фізіологічної стійкості частини особин до дії антропогенних чинників і, насамкінець, у порушенні процесів репродукції. Проте для більшості видів реагування на будь-який техногенний вплив (якщо тільки він не має катастрофічного характеру) принципово не відрізняється від вироблених в ході еволюції тривіальних реакцій на коливальні зміни середовища. В процесі адаптації біоценозу до умов, що змінюються, включаються компенсаційні механізми і, за помірних впливів, у популяціях встановлюється деякий середній, генетично обумовлений рівень інтенсивності відтворення за рахунок «перерозподілу факторів смертності» (Северцов, 1941). І лише у тому випадку, коли тиск антропогенних чинників виводить екосистему за рамки природної мінливості, відбувається порушення динамічної стабілізації популяційних зв'язків, змінюється генетичний склад і відбувається пригнічення найбільш генералізованої властивості популяції – відтворювального процесу.

Необхідною умовою для встановлення якісних порушень біотичних процесів, що відбуваються в екосистемах під впливом антропогенних факторів, є знання діапазону природної мінливості біоценозів, тобто побудова простору стану популяцій (Шмальгаузен, 1968; Тимофеев-Рессовский и др.,

1973). У зв'язку з цим виникає необхідність визначення тих параметрів, які дозволять із заданою детальністю і точністю оцінити стан біоценозу, виокремити зміни, викликані дією антропогенних факторів і отримати необхідну та достатню інформацію для прогнозу можливих змін стану екосистеми. Проте для отримання такого «динамічно достатнього опису» (термін Б.К. Павлова (Методология оценки..., 2000) необхідне знання «правил» внутрішнього перетворення популяцій внаслідок дії певних чинників. Проте ми не можемо сформулювати ці "правила" до того часу, поки не визначимо низку необхідних і достатніх параметрів опису стану популяцій, достатньо чутливих, інформативних і таких, які мають достатню селективність у рамках поставленої задачі. Тому всі дослідження популяцій і угруповань принципово проміжні (тобто не кінцеві) і необхідне постійне накопичення інформації, її аналіз і синтез, у процесі яких структурно-функцій-ний опис біоценозів і «правила» їх перетворення приводяться у відповідність одне з одним. Таким чином, біоіндикацію можна визначити як сукупність методів і критеріїв, призначених для пошуку інформативних компонентів екосистем, які спроможні:

- адекватно відображувати рівень впливу середовища, включаючи комплексний характер забруднення з урахуванням явищ синергізму чинних факторів;
- здійснювати діагностику ранніх порушень у найбільш чутливих компонентах біотичних угруповань і оцінювати їхню значимість для всієї екосистеми як в найближчому, так і у віддаленому майбутньому.

5.3. Біотестування

Особливу увагу приділяють зараз прийомам токсикологічного *біотестування*, тобто використання в контрольованих умовах біологічних об'єктів як засобів виявлення сумарної (загальної) токсичності водного середовища. **Біотестування** – методичний прийом, заснований на оцінці впливу чинника середовища, в тому числі і токсичного, на організм, його окрему функцію або систему організмів.

Для біотестування використовуються найрізноманітніші організми – бактерії, водорості, вищі рослини, п'явки, дафнії, молоски, риби, амфібії та інші. Для кожного з досліджуваних рівнів можна виділити окремі (конкретні) та *інтегральні тест-функції*. Інтегральні параметри характеризують стан системи відповідного рівня найбільш узагальнено, даючи сумарну відповідь про стан системи.

Для організму до інтегральних належать характеристики виживання, росту, плодючості. А фізіологічні, біохімічні гістологічні та інші параметри належать до конкретних. Надійність одержуваної у відповідності з метою дослідження відповіді знижується при віддаленні системного рівня тест-функції від рівня процесу чи явища, що моделюється. Біохімічний параметр організму, наприклад, надійно характеризує функцію конкретної фермент-

ної системи, до певного ступеня ймовірності може оцінювати стан організму в цілому і практично непридатний для оцінки екологічної ситуації у водоймі.

Для параметрів, що належать до різних біологічних рівнів, загальна тенденція полягає у тому, що зі збільшенням інтегральності підвищується «екологічний реалізм» тесту, проте, як правило, знижується його оперативність і чутливість. Функціональні параметри виявляються більш лабільними за структурні, а параметри клітинного і молекулярного рівнів програють у екологічній інформативності, виграючи у чутливості, оперативності та відтворюваності.

Біопродукційний і токсикологічний напрямки у вивченні екосистем тривалий час розвивалися незалежно один від одного. Вивчення загальних питань біопродуктивності було спрямоване на з'ясування кількісних закономірностей продукційного процесу, в основі якого лежать два принципи термодинаміки.

Головна увага була зосереджена на складових енергетичного обміну. Значна увага при цьому приділялася особливостям річних циклів різних організмів, зокрема риб, біохімічним процесам в їхньому організмі. Цей підхід дозволив розглядати з єдиної точки зору рибогосподарські і санітарно-біологічні аспекти, проте могутні токсичні фактори водного середовища залишалися поза увагою. Багатьма екологами токсикологія, що оцінює вплив токсичних речовин на екосистеми, розглядається як особлива наукова дисципліна – *екотоксикологія*.

До найважливіших задач екотоксикології належать виявлення ступеня шкідливого впливу (як у якісному, так і у кількісному відношенні) і розробка лікувальних заходів. Іншою важливою задачею екотоксикології є виявлення змін видового складу і функції екосистеми. Таке ж важливе значення, як і структурно-видові зміни, мають функціональні порушення в екосистемі. Тут мова йде в принципі про контрольні кількісні параметри росту організмів і обміну речовин (Екологическая химия, 1997). Виміри об'ємних показників росту рослин є чутливим методом виявлення можливого впливу шкідливих речовин, особливо в кількості, близькій до межі токсичності. Зниження показників біопродуктивності вищих рослин (дерев) у деяких випадках кількісно виявляється лише через кілька років. Однак як додатковий критерій може слугувати зниження фотосинтетичної активності.

Досягнутий рівень біопродукційних досліджень дозволяє впевнено вирішувати питання складання екологічного балансу озер, обґрунтовувати раціональні рибогосподарські заходи для ставкових господарств, розраховувати продуктивність прісноводних водойм, морів та океанів. Водночас слід зауважити, що розраховані таким чином продукційно-біологічні баланси досить часто не підтверджуються результатами конкретних досліджень, а продуктивність екосистем різного ступеня забруднення виявляється значно нижчою від теоретично розрахованої. Це свідчить про те, що продукційна екологія вже оволоділа розумінням “*екологічної норми*”, проте не дійшла розу-

міння “*патології*” екосистем. Особливої уваги заслуговує проблема кількісних змін продукційних параметрів під впливом людської діяльності та пов'язаного з нею перерозподілу потоків у екосистемі (Алимов, 1988).

Водночас перед водною токсикологією ще в 50-60 роки XX століття постала проблема докорінних змін у гідроекосистемах, викликаних потужними потоками нафти, пестицидів, важких металів, радіонуклідів, поверхнево-активних речовин та інших забруднень, які надходять до водойм, що призвело до істотних змін практично всіх внутрішньоводоймних процесів. Для розв'язання цих проблем важливо було виявити кількісну сторону небезпеки забруднень водойм токсичними речовинами, що й було передумовою для орієнтації наукових досліджень в галузі водної токсикології на встановлення рибогосподарських гранично допустимих концентрацій (ГДК) шкідливих речовин.

Перші дослідження, що показали можливість оцінювати пригнічуючий вплив пестицидів на водорості за інтенсивністю фотосинтезу, були проведені наприкінці 50-х років XX століття. Було встановлено також вплив на первинну продукцію важких металів та низки інших речовин.

Інша група досліджень, яка поєднувала токсикологічні й біопродукційні підходи – це експериментальний аналіз впливу токсикантів на продуктивність водяних тварин у низці поколінь. Але пошук методик, що об'єднували б ці напрямки, обмежений кількома працями. Остання методика реалізована в численних експериментах Е.П. Щербань (1969, 1971, 1973 та ін.). Інтимний механізм впливу токсикантів на ті чи інші параметри ракоподібних (структура токсичного ефекту) може бути різноманітним, але кінцевий ефект завжди один – продуктивність популяції знижується в десятки разів.

Токсикологічний експеримент такого роду включає в себе як обов'язковий елемент контроль – «норму», тобто тест-культуру (без токсикантів). Аналогічний принцип може успішно застосовуватися до всіх методик, за допомогою яких досліджується продуктивність водяних тварин, швидкість поглинання кисню, темп росту тощо. Проте, як справедливо зауважує Л.П. Брагінський (Брагинский, 1988), «...отримані дані ще не вдалося пов'язати з найбільш важливими продукційно-біологічними показниками – ефективністю трансформації раціону, продукційно-біомасовими коефіцієнтами тощо.

Слід відзначити ще одну точку перетину інтересів водної токсикології і біопродукційних досліджень на рівні вищих трофічних ланок – біоенергетичну оцінку впливу токсикантів на риб і безхребетних. Головним показником з багатьох фізіолого-біохімічних критеріїв, досліджених багатьма авторами, є зміни калорійності тканин (а також вміст у них ліпідів та іншого енергетичного матеріалу), який в умовах інтоксикації знижується і у риб, і у безхребетних. Стійкі токсиканти накопичуються в організмах, що призводить до підриву їх відтворювальної здатності, а часто – і до масової загибелі.

Токсичність – це здатність різноманітних отрут за концентрацій, які перевищують деякі критичні значення, викликати певне коло порушень

життєдіяльності біо- об'єктів. Якщо буде забезпечено існування організму на найбільш чутливих стадіях, то тим самим буде збережено весь його біологічний цикл.

Тест-об'єкт – піддослідний біологічний об'єкт (зазвичай організм чи тест-культура), який підлягає впливу несприятливих факторів середовища. Найбільш чутливим показником впливу того чи іншого токсиканта є зміна інтенсивності обміну речовин. Про це може свідчити темп росту, інтенсивність дихання тощо, тому дедалі все частіше ці показники використовуються для розробки рибогосподарських ГДК.

Тест-функція – це будь-який показник реакції біоти на відповідні зміни умов середовища, або функціональний показник, що реагує на токсичний вплив і може бути виміряний кількісно за допомогою певного методу.

Токсичні чинники мають важливе значення у формуванні біопродуктивності різноманітних екосистем. Проте широке використання біопродукційних параметрів організмів для діагностики екотоксикологічної ситуації і оцінки якості середовища в цілому ще не знайшло належного застосування у практиці біоіндикації й біотестування.

Питання ж кількісної характеристики якості середовища може вирішуватися за функцією благополуччя біо- і екосистем різного рівня організації й інтеграції. На рівні індивідууму якість середовища оцінюється за станом самого організму, на рівні популяції – за популяційними характеристиками – структурою популяції, її динамічними параметрами. На біоценотичному рівні – за видовим різноманіттям, інформацією угруповання, біомасою на одиницю доступного потоку енергії тощо. Нарешті, на екосистемному рівні – за скорельованістю і збалансованістю біогеохімічних колообігів, інформаційними параметрами системи, змінами ентропії тощо.

Вкрай важливим питанням є застосування єдиного методологічного підходу, який дозволяє оцінювати стан якості середовища для різнорівневих біо- і екосистем, а також може однаково успішно застосовуватися до живих організмів різних систематичних груп, їх популяцій і угруповань. В цьому аспекті можна виділити три основні групи показників: речовинні, енергетичні та інформаційні.

Речовинні характеристики стосуються збалансованості та скорельованості метаболічних процесів на рівні організму, популяції, угруповання і екосистеми в цілому. Так, на рівні організму – це перш за все збалансованість метаболічних процесів, що забезпечує нормальний стан живого організму. На рівні ж екосистеми мова вже йде про скорельованість і збалансованість біогеохімічних колообігів.

Енергетичні показники однаково успішно можуть використовуватися для систем будь-якого рівня організації. Так, на рівні організму, популяції й угруповання – це відносна швидкість накопичення енергії та ефективність її трансформації, потужність енергетичного потоку через систему. Ці ж характеристики справедливі і для екосистемного рівня.

Інформаційні – це показники, що відображають інформаційні процеси в системі. Найчастіше використовують індекси видового різноманіття угруповання, асамблеї тощо.

Кожному рівню організації притаманні свої своєрідні особливості. Зокрема, ми можемо спостерігати процвітання певної популяції на тлі пригніченого стану більшості членів біотичного угруповання. Так, забруднення води органічними речовинами призводить до значного зростання біомаси деяких тубіфіцид, зокрема трубочника *Tubifex tubifex*. Тому найбільш адекватну характеристику стану якості середовища можна отримати лише на засадах цілісного екосистемного підходу, використовуючи як інтегральні параметри стану якості функцію благополуччя біотичного угруповання в цілому. Відповідно, ми можемо оцінювати якість середовища за: інформацією угруповання, наявною біомасою на одиницю доступного потоку енергії, ефективністю трансформації енергії кожним трофічним рівнем, потужністю енергетичного потоку через біотичне угруповання, спряженістю і збалансованістю біогеохімічних колообігів тощо.

Важливою характеристикою є також спряженість речовинно-енергетичних та інформаційних процесів в системі. Адже певний тип метаболізму угруповання чи біогеохімічних циклів забезпечується зовнішнім джерелом енергії, від ефективності трансформації якої залежить і величина наявної біомаси, і енергія, фіксована в хімічних зв'язках органічних сполук. Ефективність же трансформації енергії нерозривно пов'язана з видовим різноманіттям і структурою популяцій, тобто з певною інформаційною структурою як біотичного угруповання, так і екосистеми в цілому.

Фізичною і фізико-хімічною основою реагування екосистем на шкідливі впливи є закони термодинаміки і *принцип Ле Шательє–Брауна*.

5.4. Кількісна оцінка якості середовища за продукційно-енергетичними показниками біосистем

Серед кількісних підходів до оцінки стану екосистем і якості середовища особливе місце посідає продукційно-енергетичний підхід, оскільки він дозволяє кількісно оцінити стан якості середовища для будь-яких живих організмів, їх популяцій і угруповань за інтенсивністю та ефективністю трансформації речовини і енергії біосистемами різного рівня. Водночас продукційно-енергетичні параметри біосистем достатньо повно характеризують співвідношення ентропійного та негентропійного начал у біосистемах, а відтак щонайповніше віддзеркалюють умови існування як ступінь адекватності середовища особливостям енергетики живої матерії. За цих обставин як функцію благополуччя біосистем можна розглядати інтенсивність енергетичного потоку через них, швидкість накопичення енергії та ефективність функціонування біосистем як трансформаторів енергії.

Підхід, що ґрунтується на енергетичних принципах організації та функціонування біосистем водночас дозволяє враховувати будь-яке відхилення продукційно-енергетичних параметрів біосистем від значень, характерних

за оптимальних умов середовища. А за ступенем відхилення параметрів від їх оптимальних значень уможлиблюється об'єктивна кількісна характеристика стану якості середовища за його відповідністю енергетичним особливостям біосистем, а, отже інтегральна енергетична оцінка стану середовища. Цим самим натомість розмов про “енергетику середовища” розпочинається її кількісна оцінка за ступенем адекватності середовища існування енергетиці живої матерії.

Зміни стану середовища безпосередньо впливають на продукційно-енергетичні параметри біосистем, проте цей вплив може знаходити свій прояв як у зміні величини потоку енергії через біосистему, так і у змінах ефективності трансформації нею енергії. Тому часто буває неможливо оцінити ефект впливу на біосистему лише за інтенсивністю енергетичного потоку чи ефективністю трансформації енергії: нерідко істотне зростання енергопотоку через біосистему є одним з проявів токсичного ефекту і супроводжується зниженням ефективності її трансформації. З іншого боку, нерідко біосистеми характеризуються високою ефективністю трансформації енергії, проте інтенсивність енергетичного потоку вкрай обмежена.

Саме тому нами було запропоновано поряд з використанням вищевказаних показників для інтегральної енергетичної оцінки стану середовища використовувати *індекс оптимальності середовища* для біопродукційного процесу – ІОС (Гандзюра, 1991, 1993):

$$\text{ІОС} = (K_i \times g_i) / (K_e \times g_e),$$

де: g – питома швидкість росту, чи накопичення системою енергії; K – валова ефективність трансформації енергії; i – в i -тому середовищі; e – в еталонному (чи у контролі).

Використання енергетичних еквівалентів біопродукційних показників уможливлює застосування їх як для гетеротрофних, так і для автотрофних організмів. У рослин доцільно визначати величину поглинутої ФАР (що відповідає енергії спожитого раціону гетеротрофів).

Таким чином ІОС характеризує як інтенсивність накопичення системою енергії, так і ефективність функціонування біосистем як трансформаторів енергії. В енергетичних еквівалентах у найбільш загальному вигляді це має вигляд:

$$\text{ІОС} = (\Delta E_i / I_{e_i} \times \ln(E_{i(t)} / E_{i(t-1)}) / \Delta t) / (\Delta E_e / I_{e_e} \times \ln(E_{e(t)} / E_{e(t-1)}) / \Delta t),$$

де: ΔE_i – приріст енергії в системі за час Δt в i -тому середовищі; I_{e_i} – величина вхідного потоку енергії в i -тому середовищі (енергія раціону в гетеротрофних організмів чи енергія поглинутої ФАР – у фотоавтотрофів); $E_{i(t)} / E_{i(t-1)}$ – відношення запасу накопиченої системою енергії в момент часу (t) до запасу енергії в системі за попередній відрізок часу $(t-1)$; в знаменнику – ті ж показники для аналогічної системи у контролі (e) чи еталонному середовищі.

Застосування ІОС практично вперше дозволяє давати кількісну характеристику якості середовища одночасно як за інтенсивністю енергетичного

потоків і швидкістю накопичення системою енергії, так і за ефективністю її трансформації.

Однією з найважливіших проблем сучасної екології є діагностика стану екосистем, з'ясування напрямків і темпів їх змін в умовах антропогенного навантаження, що можливо лише на засадах кількісної оцінки стану біологічних і екологічних систем. Важливим етапом вирішення цієї проблеми є діагностика „нормального” і „патологічного” стану екосистем, і в цьому аспекті першочерговим завданням є розробка кількісних критеріїв, спроможних давати об'єктивну оцінку стану середовища мешкання живих організмів і екосистем в цілому.

5.5. Оцінка стану екосистем за змінами їх ентропії

Вирішення цієї проблеми багатьма вченими вбачається в комплексній оцінці стану екосистем шляхом визначення змін ентропії як міри неупорядкованості стану системи. Джерелом деградуючого впливу на природні екосистеми можуть бути різноманітні фактори як хімічної, так і фізичної природи. Оцінка їх в ентропійних одиницях дозволяє порівняти рівні екологічного впливу:

$$dS_e = dS_0 + dS_a;$$

де: dS_a – внесок оточуючого середовища; dS_0 – приріст ентропії, викликаний нерівноважними процесами усередині системи.

Крім того, врахування термодинамічних характеристик середовища в ентропійних одиницях дозволяє також кількісно оцінити вплив як хімічних, так і фізичних компонентів:

$$dS_a = dS_x + dS_\phi;$$

де: S_x , S_ϕ – значення антропогенного навантаження відповідно хімічної та фізичної природи.

Безперервний обмін речовиною і енергією між біоценозом і середовищем складає фундаментальну основу його існування – *метаболізм біоценозу*, в процесі котрого йому „вдається вивільняти себе від усієї тієї ентропії, яку він вимушений виробляти”.

Без аналізу продукційно-енергетичних характеристик, очевидно, принципово неможливо визначати кількісно різні стани екосистеми. Тому не випадково, що жоден з методів оцінки якості середовища за біологічними показниками не дозволяє контролювати перехід екологічної системи під впливом антропогенного навантаження з одного якісного стану до іншого. Саме як зрушення в ентропійно-негентропійних процесах під впливом антропогенного навантаження розглядається вплив забруднення на екосистеми низкою авторів. Ентропію можна оцінювати в інформаційних або в термодинамічних величинах.

За умов забруднення навколишнього середовища може відбуватися як зростання інтенсивності метаболізму біоценозу – метаболічний прогрес, так і зниження його інтенсивності – метаболічний регрес. Важливою умовою метаболічного прогресу є антропогенне збагачення екосистем біогенними

елементами. Низка фактів свідчить про те, що здатність до живлення і його ефективність у гідробіонтів зростає при низьких концентраціях деяких речовин, що вважаються отруйними. Показниками токсичного впливу є зниження інтенсивності чи повне припинення фотосинтезу, зміни співвідношення між первинною продукцією і деструкцією тощо.

Одним з найбільш адекватних підходів до оцінки якості середовища може бути його характеристика за змінами ентропії системи, проте про які саме системи йде мова – біологічні чи екологічні – не зовсім зрозуміло з відповідних публікацій, присвячених цій проблемі. До того ж, окрім загальних концепцій і положень, ці роботи практично позбавлені фактичного матеріалу щодо змін ентропії системи за умов токсичного навантаження.

Для з'ясування цієї проблеми нами проведено низку експериментальних досліджень змін продукційно-енергетичних показників і ентропії в біологічних і екологічних системах за умов різного ступеня токсичного забруднення водного середовища різноманітними токсикантами, зокрема, сполуками важких металів. У експериментах з автотрофними організмами нами встановлена залежність між значеннями біопродукційних показників та концентрацією токсиканта за різної інтенсивності освітленості. Характер цих змін не лінійний: за відносно низької концентрації (0,01 мг/л свинцю і нікелю) спостерігається стимулюючий вплив, потім спостерігається пригнічення процесів, причому важливо відзначити, що рівень прояву токсичних ефектів значною мірою залежить від величини доступної біосистемі енергії, а обмеження енергетичного потоку істотно посилює ефект впливу токсикантів (рис. 5.1-5.2).

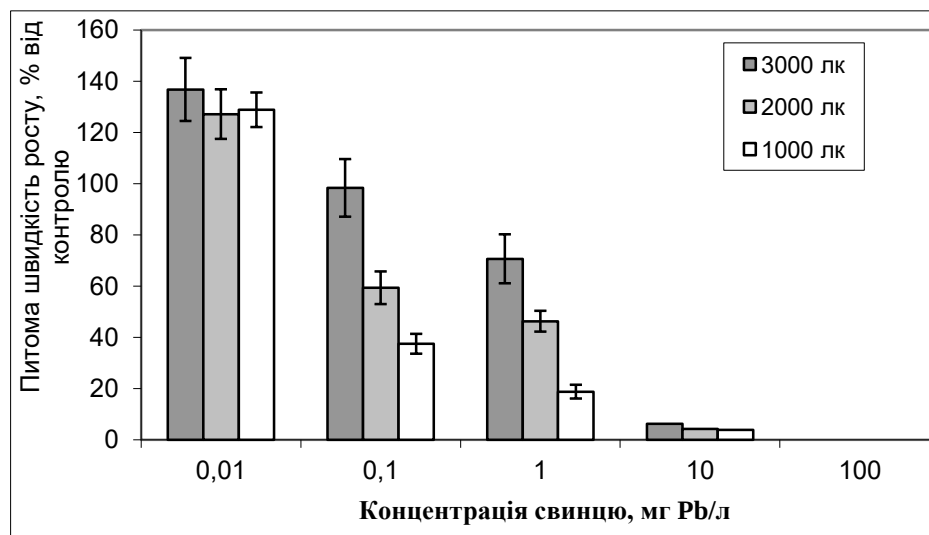


Рис. 5.1. Питома швидкість росту у *Lemna trisulca* за різних концентрацій Pb^{2+} у воді та інтенсивностей освітлення (лк)

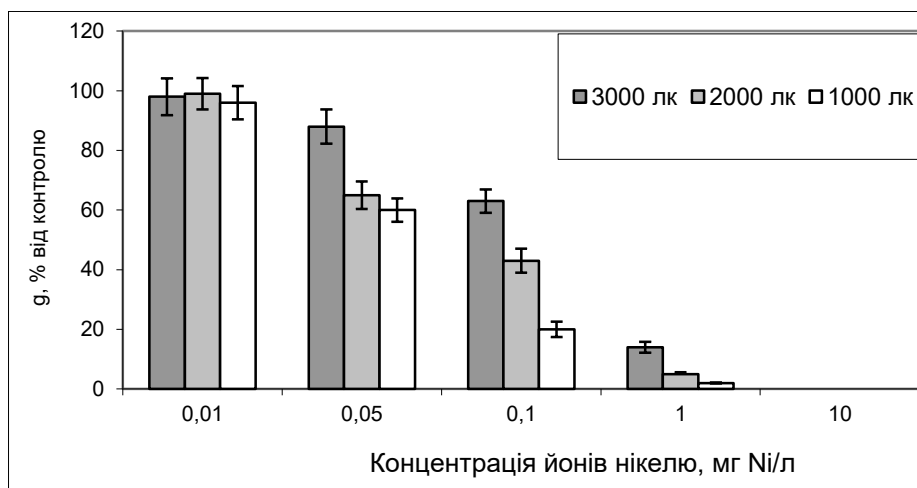


Рис. 5.2. Питома швидкість росту *Lemna trisulca* за різних концентрацій Ni^{2+} та інтенсивностей освітлення (лк)

Проте в усіх експериментах за певного рівня токсикантів (10-100 мг/л для свинцю та 10 мг/л для нікелю) у середовищі життєдіяльність пригнічувалася настільки істотно, що вже практично не мало ніякого значення, якої величини енергетичний потік був доступним для біосистеми: вона припиняла своє існування.

Результати експериментів по з'ясуванню рівня темнового дихання (R), чистої продукції (за виділенням кисню) (Pч) та відношення чиста продукція/дихання свідчать, що йони хрому за концентрації від 1 до 10 мкг Cr^{6+} /л призводять до зростання як чистої продукції, так і величини дихання (при цьому співвідношення цих величин мало змінюється у порівнянні з контролем). За концентрації 100 мкг Cr^{6+} /л на тлі активації дихання різко знижується величина чистої продукції та відношення Pч/R, а при 1000 мкг Cr^{6+} /л істотно пригнічується як дихання, так і продукція. Відношення Pч/R знижується ще різкіше, причому цей показник змінюється найбільш пропорційно зростанню концентрації токсиканта (рис. 5.3).

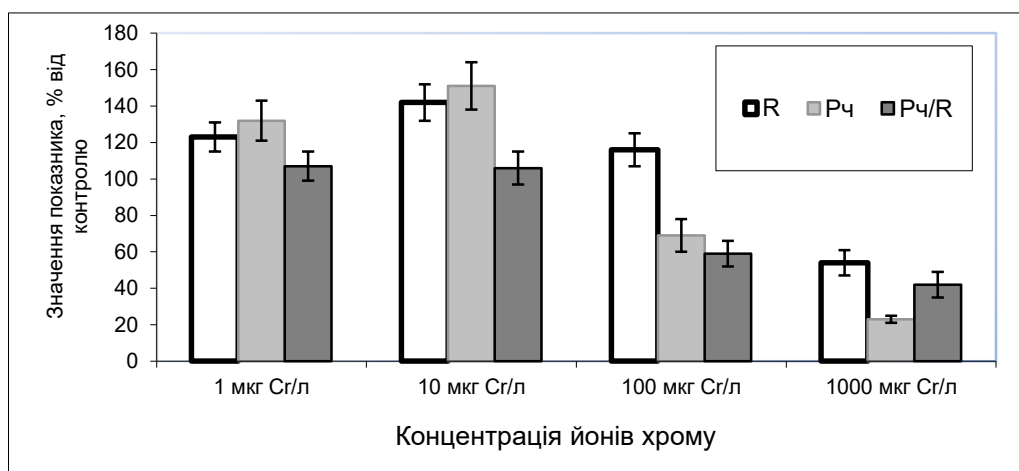


Рис. 5.3. Значення біопродукційних показників у *Elodea canadensis* на 14 добу експерименту за різних концентрацій Cr^{6+} у воді

Таким чином, прояв токсичних ефектів істотно залежить від концентрації токсиканта, причому, як і в більшості випадків, при зростанні вмісту токсиканта в середовищі спочатку спостерігається певна стимуляція досліджених біопродукційних показників, а при подальшому зростанні концентрації – їх закономірне зниження аж до припинення існування біосистеми.

Принципово схожі результати отримані нами в експериментах з гетеротрофними організмами. Зокрема, у експериментах з пуголовками озерної жаби встановлено, що за концентрації хрому від 0,001 до 1,000 мг Cr^{6+} /л темп росту дещо зростає (у порівнянні з контролем), сягаючи максимальних значень при 0,100 мг Cr^{6+} /л, і знижується при більш високих його концентраціях. (табл. 5.1).

Ефективність трансформації енергії при цьому знижується у всьому діапазоні досліджених концентрацій хрому. Дослідження складових енергетичного балансу показало, що в усіх випадках зростання концентрації йонів хрому призводить до істотних змін структури енергетичного балансу організмів. Найістотніше при цьому значне зростання частки стандартного обміну, в той час як інші складові змінюються не так суттєво.

Таблиця 5.1 Енергетичні витрати у пуголовків *Rana ridibunda* при різних величинах добового раціону за різних концентрацій йонів хрому в воді ($T = 25^{\circ}\text{C}$)

Раціон, частки від максимального	Енергетичні витрати (Дж/г маси тіла на добу) за різних концентрацій хрому в воді					
	Контроль	0,001 мг Cr^{6+} /л	0,010 мг Cr^{6+} /л	0,100 мг Cr^{6+} /л	1,000 мг Cr^{6+} /л	10,000 мг Cr^{6+} /л
0 (R_0)	295,4	933,8	1048,6	1352,4	995,4	877,8
0,5 ($R_{0,5}$)	945,0	1134,0	1323,0	1814,4	1577,8	963,2
1 ($R_{\max}$)	1310,4	1481,2	1533,0	12695,0	2083,2	1323,0
$(R_{\max})/(R_0)$	4,4	1,6	1,5	2,0	2,1	1,5
$(R_{0,5})/(R_0)$	3,2	1,2	1,3	1,3	1,6	1,1
$R_{i0}/R_{0\text{contr}}$		3,2	3,5	4,6	3,4	3,00

Відомо, що інтенсивність дихання гідробіонтів у токсичному середовищі спочатку зростає, потім істотно знижується. Проте слід мати на увазі, що досліджувались, головним чином, рівні стандартного обміну. При цьому травний обмін, загальний, а тим паче структура енергетичного балансу залишалась мало дослідженою. Саме тому нам довелося з'ясувати і це коло питань.

Аналіз структури енергетичного балансу показав, що за умов підвищеного вмісту хрому значно зменшується різниця між рівнями травного і стандартного метаболізму, що свідчить про суттєве зниження ефективності трансформації енергії у зв'язку з істотним зростанням частки стандартного обміну, яка йде на підтримання гомеостазу і енантіостазу в умовах токсичного середовища. Водночас варто відзначити, що різниця між рівнем травного обміну в контролі та експерименті виявляється незначною.

Таким чином, за умов живлення досхочу рівень загального обміну досягає значень, близьких до максимально можливих для данного організму. В токсичному середовищі при цьому відбуваються істотні зрушення структури енергетичного балансу – різке зростання частки стандартного обміну. Це дозволяє передбачати зміни у стані гідробіонтів за умов обмежених харчових ресурсів: при обмеженні кормових ресурсів чи голодуванні найістотніші втрати маси тіла і енергетичних ресурсів варто очікувати саме у організмів, які мешкають за концентрації хрому 0,1 мг/л. Експерименти повністю підтвердили це припущення. Треба відзначити, що і вміст сухого залишку в тілі, і його калорійність виявились найнижчими у пуголовків, яких тримали у воді з концентрацією хрому 0,1 мг/л (менше, ніж у контролі на 8,94 % за сухим залишком і на 13,24 % за калорійністю).

Це узгоджується з *теорією оптимального живлення*. Зокрема, вважається, що пристосовуваність до умов середовища безпосередньо залежить від кількості енергії, яка надходить до організму, що живиться. Рівень стандартного обміну (при голодуванні) в умовах підвищеного вмісту йонів хрому в воді в діапазоні концентрацій (0,001 – 10,000 мг Cr^{6+} /л) в декілька разів перевищував рівень стандартного обміну в контролі, причому максимальне перевищення мало місце за концентрації хрому 0,100 мг/л (в 4,6 рази). Привертає до себе увагу відношення травного обміну до стандартного. Воно мало мінімальне значення за концентрації хрому 10 мг/л (табл. 5.1), що свідчить що за цих умов вся доступна організмові енергія використовується лише на «відкачування» ентропії, тобто на підтримання гомеостазу й енантіостазу, а вже на накопичення енергії у організму резервів не лишається.

Рівень стандартного обміну (при голодуванні) за наявності біхромату калію у воді в діапазоні досліджених концентрацій (від 0,001 до 10,000 мг Cr^{6+} /л) в кілька разів перевищував рівень стандартного обміну в контролі, причому максимальне перевищення було за концентрації хрому 0,100 мг/л (у 4,6 рази). Привертає увагу відношення травного обміну до стандартного. Воно мало найменші значення за умов концентрації хрому 10 мг/л. Це свідчить, що за цих умов вся доступна організму енергія витрачається лише на «відкачування ентропії», тобто на підтримання гомеостазу та енантіостазу, а на накопичення енергії резервів вже не залишається. Слід звернути увагу на кілька важливих обставин. По-перше, рівень стандартного обміну був мінімальним у контролі. А саме величина стандартного обміну розглядається як мінімальні енергетичні витрати організму на підтримання своєї життєдіяльності, тобто на «відкачування» ентропії і саме за величиною його зростання можна кількісно оцінити витрати організму на підтримання свого існування, тобто це і є енергетична вартість забруднення для організму. За концентрації хрому 0,001 мг/л істотно зростають енерговитрати організму на підтримання своєї життєдіяльності. Зростання рівня стандартного обміну пропорційне концентрації хрому у воді, сягаючи максимального значення за 0,100 мг Cr^{6+} /л (рис. 5.4).

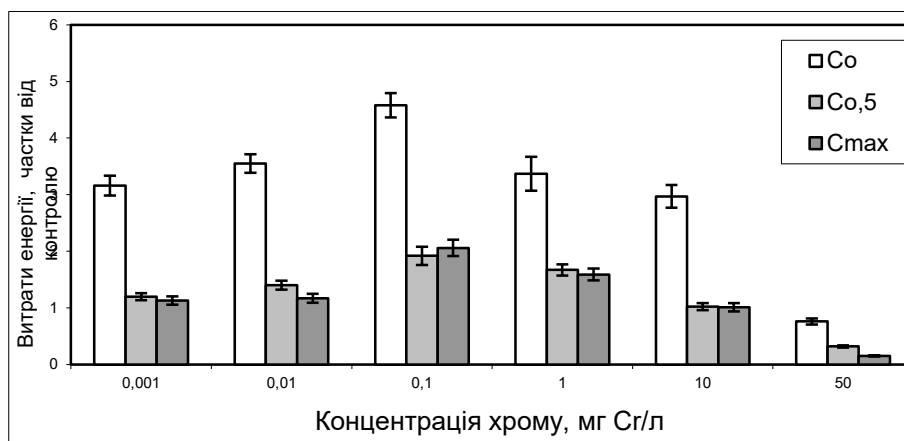


Рис. 5.4. Витрати енергії у личинок *Rana ridibunda* на стандартний обмін (C_0), травний обмін при живленні досхочу ($C_{\max}$) та за раціону, що складає половину від максимального ($C_{0,5}$) за різного рівня Cr^{6+} у воді

Подальше зростання токсичності середовища призводить до зниження рівня як стандартного, так і загального обміну, що пов'язано зі згасанням функціональної активності організму. Таким чином, цей рівень токсичності можна вважати верхньою межею забруднення, з яким організм ще може “впоратися” шляхом пожвавлення “відкачування” ентропії ціною суттєвого зростання власних енерговитрат.

В експериментах з пуголовками за підвищеного вмісту Pb^{2+} також встановлені істотні зміни структури енергетичного балансу – суттєве зростання частки стандартного обміну (рис. 5.5-5.6).

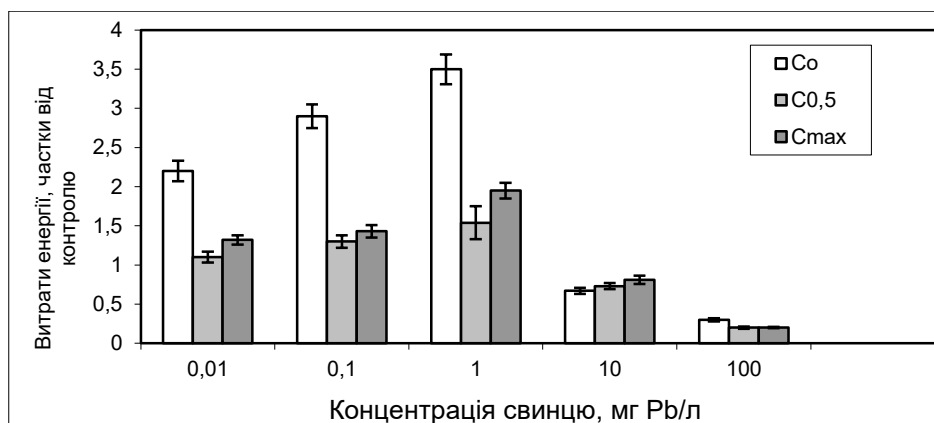


Рис. 5.5. Рівні стандартного (C_0) і травного обміну при живленні досхочу ($C_{\max}$) та за раціону, що складає половину від максимального ($C_{0,5}$) у пуголовків *Rana ridibunda* за різного вмісту Pb^{2+} у воді

Встановлені нами закономірності дозволяють передбачати зміни стану організмів за різних трофічних умов. Отримані нами результати узгоджуються з теорією оптимального живлення, згідно з якою пристосованість до умов середовища безпосередньо залежить від надходження енергії до організму, що харчується.

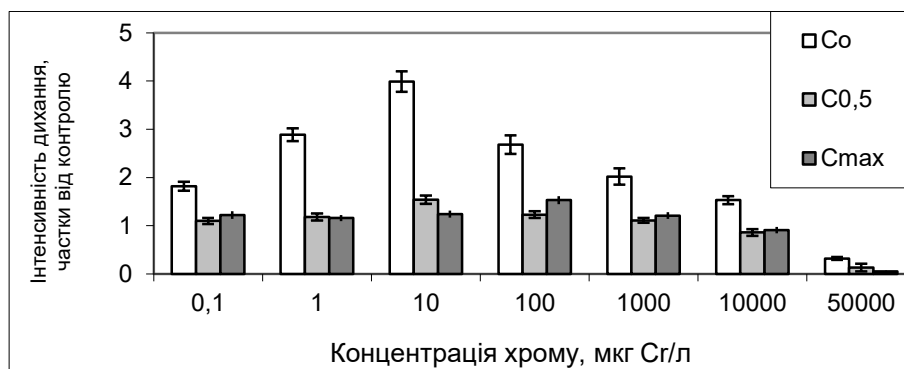


Рис. 5.6. Інтенсивність дихання пуголовків *Rana arvalis* при голодуванні (C_0), живленні досхочу (C_{max}) та раціоні, що складає 50% від величини максимального ($C_{0,5}$) за різних концентрацій Cr^{6+} у воді

Рівень стандартного обміну (при голодуванні) за вмісту свинцю у воді в діапазоні досліджених концентрацій (від 0,01 до 100,000 мг Pb^{2+} /л) в кілька разів перевищував рівень стандартного обміну в контролі, причому максимальне перевищення було за концентрації 1,00 мг/л. Привертає увагу відношення травного обміну до стандартного. Це свідчить, що за цих умов майже вся доступна організму енергія витрачається лише на підтримання гомеостазу та енантіостазу, а на накопичення енергії резервів вже не залишається (рис. 5.5).

Аналогічні закономірності встановлені й у риб. Обмеження раціону істотно впливає на рівень прояву токсичного ефекту (зокрема, за ступенем пригнічення росту) (рис. 5.7).

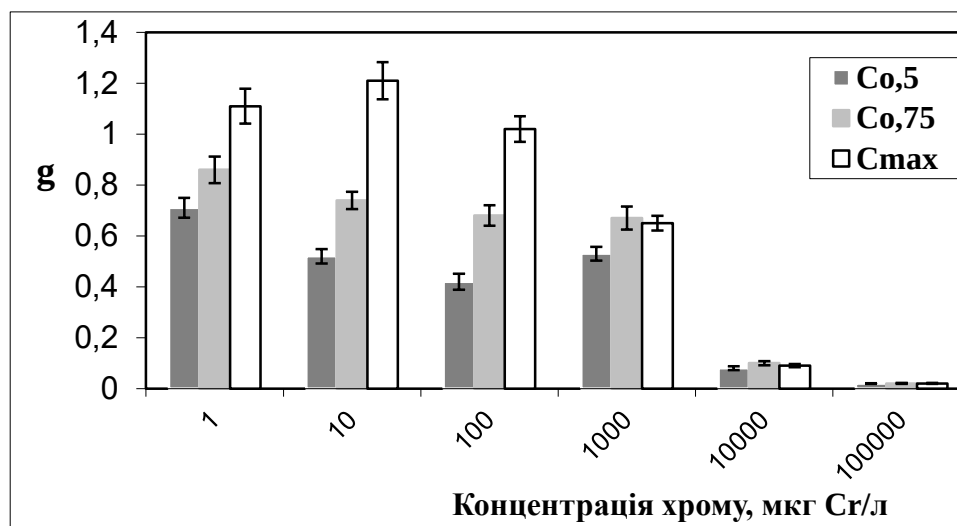


Рис. 5.7. Питома швидкість росту (g, частки від контролю) *Carassius auratus auratus* (вік 1–2 місяці) за різних концентрацій Cr^{6+} у воді та величинах раціону

Причому це вже суттєво проявляється при концентрації токсиканту, яка відповідає 1 ГДК (в той час як за умов живлення досхочу питома швидкість росту за цієї концентрації була вищою, ніж у контролі. Істотне ж переви-

щення концентрації токсиканту призводить до пригнічення росту вже практично незалежно від величини доступного раціону, що обумовлено пригніченням життєдіяльності за цих умов

Рівень стандартного обміну в усіх випадках був мінімальним у контролі. А саме величина стандартного обміну розглядається як мінімальні енергетичні витрати організму на підтримання своєї життєдіяльності, тобто на “відкачування” ентропії. Таким чином, вже за концентрації свинцю 0,01 – 1,00 мг/л істотно зростають енерговитрати організму на підтримання своєї життєдіяльності (рис. 5.5). Зростання рівня стандартного обміну пропорційне концентрації свинцю у воді, сягаючи максимального значення за 1,00 мг Pb²⁺/л. Подальше зростання токсичності середовища призводить до зниження рівня як стандартного, так і загального обміну, що пов’язано зі згасанням функціональної активності організму. Таким чином, цей рівень токсичності можна вважати верхньою межею забруднення, з яким організм ще може “впоратися” шляхом пожвавлення “відкачування” ентропії ціною суттєвого зростання власних енерговитрат за живлення досхочу. Будь-яке обмеження раціону призводить до істотного зниження значень біопродукційних показників.

У численних експериментах з гідробіонтами різних груп (личинки амфібій, молодь риб, гіллястовусі ракоподібні, інфузорії, гідри, вищі водяні рослини) ми перевіряли, який з біопродукційних параметрів найчутливіший до підвищеної концентрації різних токсикантів. З досліджених гідробіонтів молодь риб відзначалася найменшою чутливістю до впливу токсикантів, але і в цих дослідах ІОС давав найадекватнішу картину (найвищі коефіцієнти кореляції ІОС із концентрацією токсиканта) якості середовища. В деяких випадках невеликі концентрації токсикантів призводять до зростання значень досліджених біопродукційних показників. Подальше збільшення концентрації токсикантів супроводиться, як правило, їхнім зниженням. Але в усіх випадках найчутливіше реагує на зміну концентрації токсикантів саме ІОС, таким чином, за відхиленням його значень від контролю можна простежити зміни у стані самого середовища мешкання живих організмів.

ІОС може успішно застосовуватися як на рівні організму, так і на рівні популяції та угруповання. При цьому кожному рівню притаманні свої особливості. Якщо на рівні організму ІОС характеризує, головним чином, скорельованість метаболічних процесів і співвідношення складових енергетичного балансу індивідууму, то на популяційному ІОС вже відображує і розмірно-вагову, статеву, вікову структуру популяції, що у свою чергу віддзеркалює різний вплив токсикантів (чи стану середовища в цілому) на окремі розмірно-вікові групи, певні періоди життєвого циклу тощо. Щодо угруповань, то на цьому рівні ІОС вже характеризуватиме інтенсивність і ефективність трансформації енергії як окремими популяціями, трофічними рівнями так і угрупованням у цілому. При цьому, звичайно, істотним буде вплив зміни структури біоценозу під дією антропогенного навантаження, що у свою чергу вплине на весь хід енергетичних процесів у екосистемі в

цілому, неминуче призведе до зниження інформації угруповань та до зростання ентропії.

Встановлені нами закономірності змін продукційно-енергетичних параметрів у токсичному середовищі дозволяють по-новому розглянути одержані раніше багатьма авторами значення біопродукційних показників різноманітних організмів і популяцій під кутом зору використання їх для оцінки стану довкілля (шляхом порівняння з аналогічними параметрами тих же видів, але за умов сучасного антропогенного навантаження на різноманітні екосистеми), для з'ясування напрямків та темпів антропогенної трансформації екосистем.

У цьому аспекті ІОС є кількісною характеристикою зрушень термодинамічного стану біосистем, а відтак – і одним з найадекватніших показників стану довкілля, який дає енергетичну характеристику рівня антропогенного навантаження на екосистему. Як показали наші дослідження, при визначенні й розрахунку біопродукційних процесів за умов токсичного навантаження вкрай важливо враховувати такий показник, як величина доступного біосистемі потоку енергії. Причому ця проблема має кілька аспектів.

Перший – загальна потужність зовнішнього потоку енергії, яку може використовувати та чи інша біосистема. Так, у експериментах із гідромакрофітами переконливо показано, що токсичний ефект суттєво посилюється за умов обмеження світлового потоку. Аналогічні результати отримано нами і на гетеротрофних організмах (за умови обмеження величини їх раціону).

Але є й інший бік цієї проблеми. Так, за умов інтоксикації водного середовища йонами свинцю у багатьох організмів знижується апетит, що призводить до зменшення величини раціону. Тобто, з одного боку, їжа і присутня, але рівень її споживання істотно зменшується. З іншого боку, зростають енергетичні витрати на підтримання гомеостазу організму, наслідком чого є зниження ефективності трансформації енергії.

Щодо природних умов, то за токсифікації водного середовища важкими металами можна очікувати істотного, значно суттєвішого, ніж в умовах лабораторного експерименту, зниження раціону, пов'язаного зі зниженням пошукової активності й загальним гальмуванням харчодобувних рефлексів. Причому за певного рівня токсиканта у середовищі він сильніше діє на кормові об'єкти, зокрема, (за нашими спостереженнями) це призводить до зниження рухової активності періодафній, які стають легкою здобиччю гідр.

Водночас результати експериментів з гідрою показали, що найбільш адекватну картину рівня токсичного забруднення середовища можна отримати з використанням індексу оптимальності середовища для біопродукційного процесу, оскільки він характеризує як швидкість накопичення системою енергії, так і ефективність її трансформації.

Як видно з результатів експериментів з гідрою, як для питомої швидкості росту, так і для ефективності трансформації енергії встановлені аналогічні закономірності – за концентрації свинцю у воді 0,01 мг/л, що складає

0,1 ГДК, відзначені істотні коливання значень досліджених біопродукційних показників. Значне підвищення вмісту Pb^{2+} у воді призводить до суттєвого зниження біопродукційних показників, причому амплітуда коливань при цьому істотно знижується.

Значення індекса оптимальності середовища в усіх випадках знижувалися обернено пропорційно до рівня забруднення водного середовища, і тому саме цей показник найбільш адекватно характеризує стан якості середовища для біологічних систем.

Таким чином, індекс оптимальності середовища є адекватною кількісною енергетичною характеристикою рівня токсичного забруднення екосистем за станом біосистем (табл. 5.2-5.3, рис. 5.8).

Таблиця 5.2. Питома швидкість накопичення енергії та ефективність її трансформації у *Pelmatohydra oligactis* за різних концентрацій Pb^{2+} у воді (n = 8)

Концентрація свинцю, мг Pb^{2+} /л	Питома швидкість накопичення енергії, %		Валова ефективність трансформації енергії, %		Індекс оптимальності середовища, %
	на добу	від контролю	від енергії раціону	від контролю	
Контроль	19,2±2,7	100,00	39,2±6,8	100,0	100
0,01	16,4±3,2	85,42	40,1±6,7	102,2	87,38
0,05	20,7±2,9	107,81	25,9±4,2	65,07	71,23
0,10	15,5±2,0	80,73	16,7±4,3	42,60	34,40
1,00	8,1±2,9	42,40	19,1±4,2	48,72	20,56
5,00	4,3±0,9	22,40	6,7±2,9	17,14	3,83

Таблиця 5.3. Біопродукційні показники у *Pelmatohydra oligactis* за різних концентрацій Cr^{6+} у воді (n=16)

Концентрація хрому, мг Cr^{6+} /л	Питома швидкість росту		Валова ефективність трансформації енергії		Індекс оптимальності середовища, %
	% на добу	% від контролю	% від енергії раціону	% від контролю	
Контроль	19,2±2,7	100,00	39,2±6,8	100,00	100
0,0005	17,8±3,1	92,71	41,0±7,3	104,59	96,96
0,0010	15,7±1,4	81,77	37,9±3,9	96,68	79,06
0,0100	15,1±2,0	78,65	31,8±7,4	81,12	63,80
0,1000	18,6±1,9	86,87	22,9±4,2	58,41	56,59
1,0000	9,0±0,8	46,87	7,2±3,8	43,88	20,57

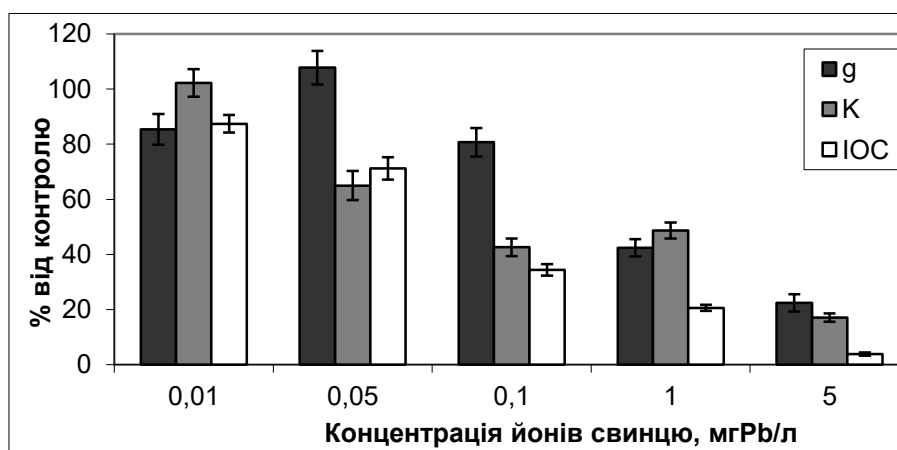


Рис. 5.8. Значення біопродукційних показників у *Pelmatohydra oligactis* за різних концентрацій Pb^{2+} в воді

4.6. Роль коливальних процесів у діагностиці рівня забруднення екосистем

Проте навіть дослідження біопродукційних показників організмів за токсичного впливу здебільшого оцінюється за кінцевими результатами – змінилися чи ні ті чи інші показники в кінці експерименту. Це не дає змоги враховувати коливання біопродукційних показників у токсичному середовищі, оскільки в багатьох випадках кінцеві значення біопродукційних показників можуть суттєво не відрізнятися від контрольних. Водночас з літератури по надійності технічних систем відомо, що шум транзисторів і інших електронних пристроїв у низькочастотному діапазоні дає суттєву інформацію про довговічність елементів (Таннебергер К., 1977). Чим вища амплітуда шумів, тим більша вірогідність виходу функціонального параметра за межі області його припустимих значень, відповідно, вища ймовірність відмови системи за цим параметром.

В біологічних системах флуктуації відомі давно. Спонтанно флуктують активності ферментів у розчинах (Шнюль С.Э.) Флуктує багато (якщо не всі) фізіологічні показники у людей і тварин, рослин. Виходячи з аналогії з технічними системами, можна очікувати посилення флуктуацій фізіологічних і інших показників у живого об'єкта при його старінні (Гродзинский Д.М. и др., 1987). З позиції теорії надійності посилення "шумів" в організмі слід чекати при патологічних станах (Фролькис В.В., Горбань Е.Н., Кольтов В.К. 1985).

Таким чином, аналіз флуктуацій показників метаболічних процесів може дати цінну інформацію про стан організму. Цей теоретико-надійнісний підхід може стати основою нових схем випробувань фізіологічно активних речовин і оцінки функціональних можливостей живих систем (Гродзинский Д.М. и др., 1987).

Тому нами проведено дослідження впливу найпоширеніших важких металів – хрому, свинцю і нікелю на питому швидкість росту (g), ефективність конвертування їжі (K_1) у молоді гупі і золотої рибки.

В усіх випадках за умов токсичного впливу важких металів нами спостерігалися істотні коливання всіх досліджених нами біопродукційних показників. У більшості випадків низькі концентрації токсикантів стимулювали біопродукційні параметри риб, а подальше зростання концентрації токсиканта призводило до їх зниження.

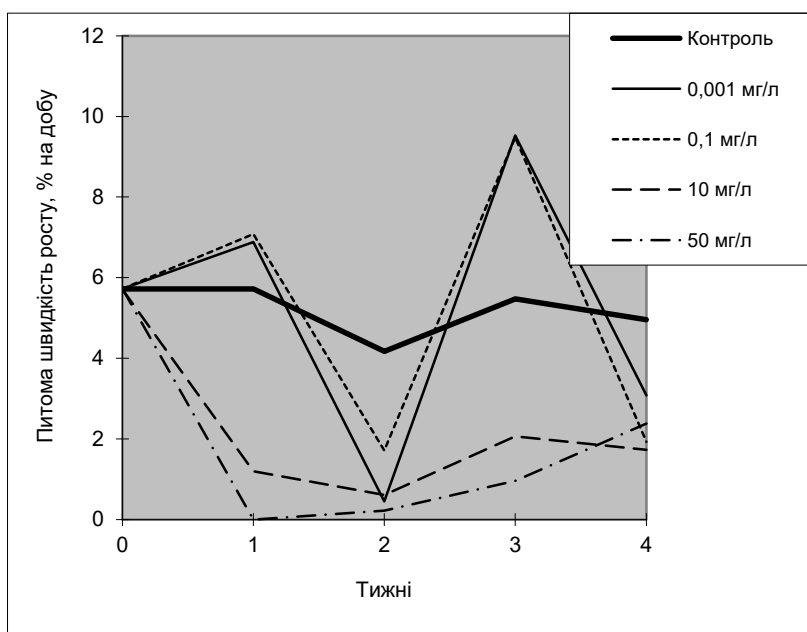


Рис. 5.9. Динаміка питомої швидкості росту у золотій рибки (1 – 2 місячного віку) за різних концентрацій Cr^{6+} у воді

Щодо динаміки у часі біопродукційних параметрів, то тут має місце певна закономірність. В той час як у контролі ефективність конвертування їжі залишалася досить постійною протягом періоду досліджень (28 діб), то за умов наявності хрому спостерігається коливання значень цього параметру по тижням в залежності від концентрації токсиканту.

Аналогічна залежність характерна і для питомої швидкості росту, коливання значень якої ще більш значні: на початку експерименту питома швидкість росту більша, ніж у контролі, на другому тижні спостерігається її значне падіння, на третьому – різке зростання її потім знову значне зниження.

Це, з одного боку, свідчить про розбалансування системи, а по-друге, про фазовість підключення систем регулювання та підтримання гомеостазу в умовах впливу токсиканту.

Свинець у всьому діапазоні досліджених концентрацій (від 1 до 100 ГДК) викликав лише деяке зростання біопродукційних показників, і лише в умовах концентрації свинцю 10 мг/л спостерігалася їх зменшення і подальша елімінація піддослідних риб. Але і в цьому випадку ми можемо діагностувати токсичний ефект за осциляцією значень біопродукційних показників.

Таким чином, за наявності у воді токсикантів у піддослідних риб встановлено коливання біопродукційних параметрів, що свідчить про ступінчастий характер пристосування до токсичного середовища і про розбалансування метаболічних процесів піддослідних риб. В усіх випадках найбільше відхилення від контролю притаманне індексові оптимальності середовища.

Останнім часом коливання значень показників метаболічних процесів у риб стає предметом пильної уваги дослідників. Так, дослідження, проведені більш ніж на рибах водойм з різним ступенем антропогенного навантаження (неорганічні і органічні забруднюючі речовини, в тому числі важкі метали, нафтопродукти тощо з використанням біохімічних методів, які дозволяли оцінити варіабельність близько 200 індивідуальних показників білкового, ліпідного, вуглеводного, нуклеопротеїдного метаболізму кількох органів риб показали велике розмаїття змін індивідуальних біохімічних показників в залежності від характеру і тривалості дії різних концентрацій токсиканта, що утруднює однозначну оцінку ступеня, інтенсивності і небезпеки для організму даного забруднення. Грунтуючись на оцінці ступеня відхилення від природніх меж варіабельності досліджених біохімічних показників, в усіх експериментах визначали кількість показників, близьких до крайніх меж варіабельності чи навіть тих, що виходять за їх межі і виражали їхню кількість у відсотках до загальної кількості досліджених показників. Цю інтегральну величину умовно назвали інтегральним біохімічним індексом (ІБІ) (Сидоров В.С., Немова Н.Н., Высоцкая Р.У., 2002) (Сидоров и др, 2002). Індекс залежить від видової належності і віку риби, а також від токсичності забруднювача. Величина ІБІ в токсикологічних експериментах відповідає принципу “доза–ефект, Тобто зі зростанням дози токсиканта зростає і ефект, що ним спричинюється. На думку авторів, особливо цінним є використання ІБІ для оцінки загального рівня забруднення водойми.

В усіх випадках за підвищеного рівня важких металів у воді нами встановлено істотне зростання коливань значень біопродукційних показників у часі, амплітуда яких залежала від концентрації токсиканта. Це свідчить про ступінчастий каскадний характер розвитку токсичного процесу та адаптацій до нього організмів (рис. 5.9-5.11).

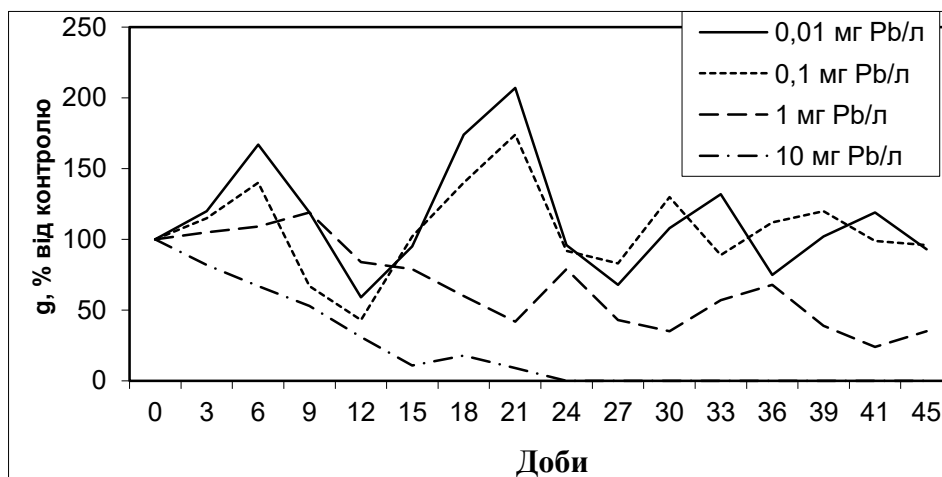


Рис. 5.10. Динаміка питомої швидкості росту (g, % від контролю) *Poecilia reticulata* за різної концентрації Pb^{2+} (мг/л) у воді

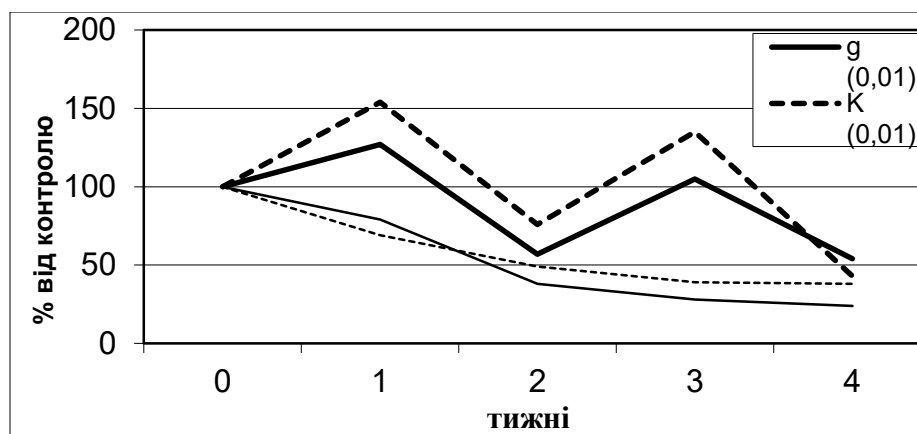


Рис. 5.11. Динаміка питомої швидкості росту (g) і ефективності трансформації енергії раціону (K) у гідри *Pelmatohydra oligactis* за різної концентрації Pb^{2+} (мг/л)

Коливання значень біопродукційних показників значно зростають вже за рівня токсиканта у воді, який відповідає 0,1 ГДК. Істотні коливання показників за токсичного впливу виявлені й у інших видів (табл. 5.4).

Таблиця 5.4. Показники росту лина *Tinca tinca* за різної концентрації хрому

Статистичні показники	Питома швидкість росту (% на добу) за концентрації хрому у воді				
	Контроль	0,0005 мг Cr^{6+} /л	0,0100 мг Cr^{6+} /л	10,0000 мг Cr^{6+} /л	50,0000 мг Cr^{6+} /л
Середнє значення	7,312	7,416	7,502	2,786	1,596
Дисперсія	0,136	23,701	13,183	8,699	13,029
Середнє відхилення	0,310	3,649	2,806	2,143	2,523

Причому максимальних значень вона сягає за концентрації хрому 0,0005 мг/л, що свідчить про максимальну амплітуду коливань значень питомої швидкості росту за цих умов. Середні відхилення значень питомої швидкості росту також на порядок перевищують аналогічні величини у контролі (табл. 5.4).

Таким чином, важливо не лише констатувати зміну біопродукційних показників за певний відрізок часу. Не менш важливу інформацію про токсичність середовища дає аналіз динаміки біопродукційних показників у часі за умов токсичного впливу важких металів. Тому будь-які відхилення значень біопродукційних показників від контрольних може свідчити про наявність токсичного ефекту. Амплітуда коливань має важливе значення для діагностики екотоксикологічних ефектів, адже при перевищенні певних значень зростає ризик виходу системи за межі її стійкості, що може призвести до летальних наслідків.

Водночас істотні перевищення ГДК часто призводять до суттєвого зниження біопродукційних показників без виражених їх коливань у часі (рис. 5.9–5.10).

Зростання рівня стандартного обміну пропорційне концентрації йонів хрому у воді, досягаючи максимального значення при $0,100 \text{ мг Cr}^{6+}/\text{л}$. Подальше зростання рівня токсичності середовища призводить до зниження як стандартного, так і загального обміну, що пов'язано зі згасанням функціональної активності організму за цих умов. Таким чином, цей рівень токсичності можна вважати верхньою межею забруднення, з яким організм ще може впоратись шляхом інтенсифікації «відкачування» ентропії ціною істотного зростання власних енергетичних витрат.

Аналогічні закономірності отримані нами і на культурах різноманітних безхребетних – інфузоріях, дафніях, церіодафніях тощо. Таким чином, і на лабораторних популяціях підтверджено, що величина зв'язаної системою енергії (на одиницю її доступного потоку) знижується зворотно пропорційно до зростання рівня токсичності середовища.

На рівні біотичного угруповання головним механізмом зв'язування енергії зовнішнього потоку є фотосинтетична активність фотоавтотрофів. Саме величина зв'язаної фотосинтетиками енергії визначає енергетичний бюджет угруповання. Внесок всіх останніх трофічних рівнів визначається кількістю енергії, яка розсіюється ними в процесі дихання. Тому загальні запаси зв'язаної в біомасі угруповання енергії визначаються біомасою і темпом продукційного процесу автотрофів з одного боку, та ефективністю трансформації енергії гетеротрофами – з іншого.

Встановлені зміни ентропії в біологічних і екологічних системах за різного рівня токсичного забруднення водного середовища іонами важких металів. Незначне забруднення не викликає зростання ентропії в біосистемах, водночас призводить до зростання споживання ними енергії, що обумовлено зростанням енергетичних витрат на підтримання життєдіяльності в токсичному середовищі. Саме тому для біосистеми за токсичного впливу вкрай важливо мати достатнє джерело енергії, оскільки за цих умов суттєво зростають енергетичні витрати організму. Тому будь-яке обмеження енергетичного потоку призведе до зростання прояву токсичних ефектів.

Наслідком цього є зростання ентропії в екосистемі. Подальше зростання рівня токсичності середовища призводить до збільшення ентропії в

біосистемах, пропорційному рівню забруднення, проте ентропія екосистеми в цілому знижується, що пов'язано зі зменшенням розсіювання енергії біосистемами внаслідок згасання їх функціональної активності

Біопродукційні показники уможливлюють порівняння умов існування організмів різних груп і таксонів (рис. 5.12-5.13).

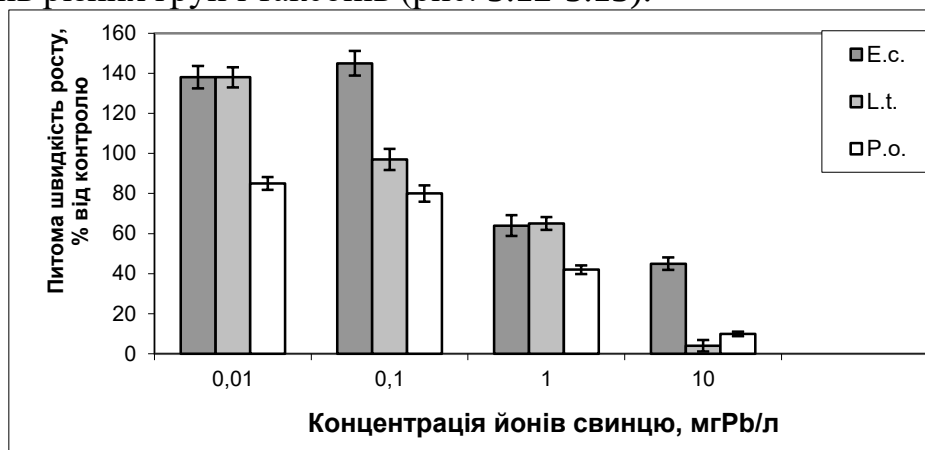


Рис. 5.12. Питома швидкість росту у *Elodea canadensis* (E.c.), *Lemna trisulca* (L.t.) і *Pelmatohydra oligactis* (P.o.) за різних концентрацій Pb^{2+} у воді

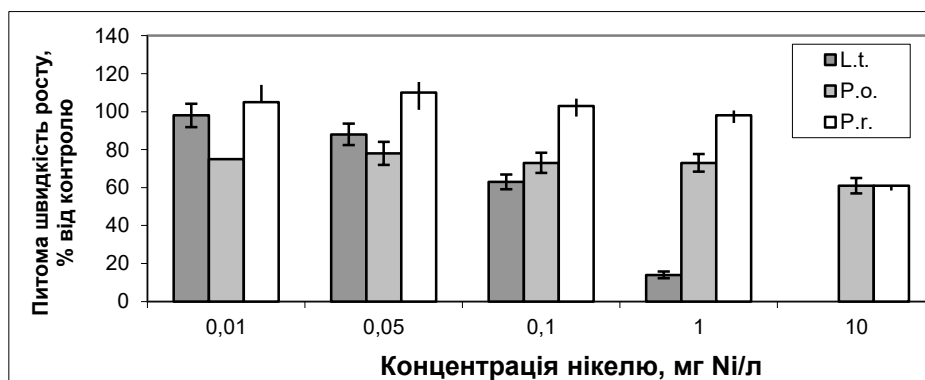


Рис. 5.13. Питома швидкість росту у *Lemna trisulca* (L.t.), *Pelmatohydra oligactis* (P.o.) і *Pecilia reticulata* (P.r.) за різних концентрацій Ni^{2+} у воді

Проте найбільш чітку картину впливу підвищених концентрацій йонів важких металів отримуємо при порівнянні індексів оптимальності середовища (рис. 5.14)

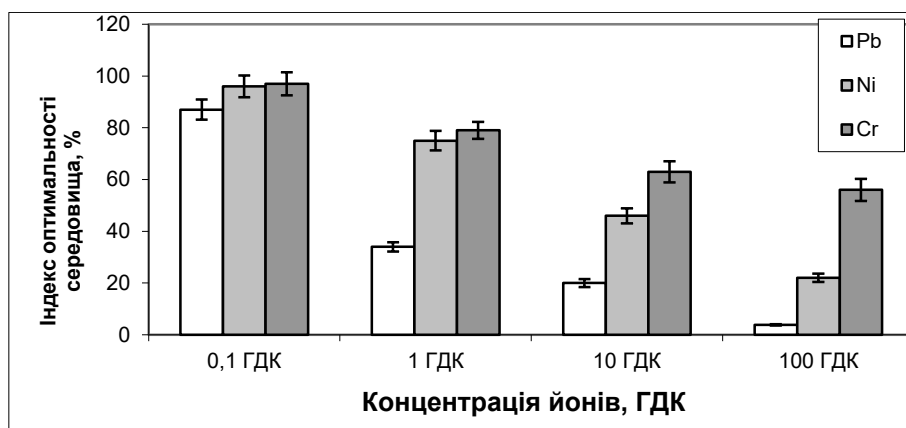


Рис. 5.14. Значення індексу оптимальності середовища для *Pelmatohydra oligactis* за різних концентрацій йонів важких металів у воді

Аналогічне порівняння змін ефективності трансформації раціону (рис. 5.15) і питомої швидкості росту (рис. 5.16) дає менш чітку картину.

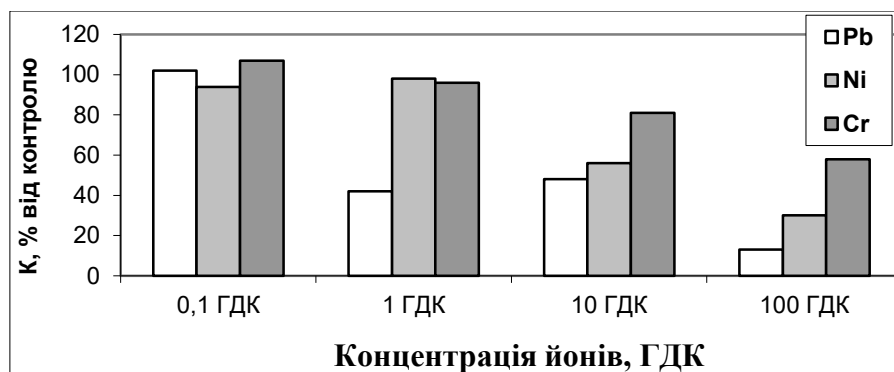


Рис. 5.15. Ефективність трансформації раціону (К) у *Pelmatohydra oligactis* за різних концентрацій ЙВМ

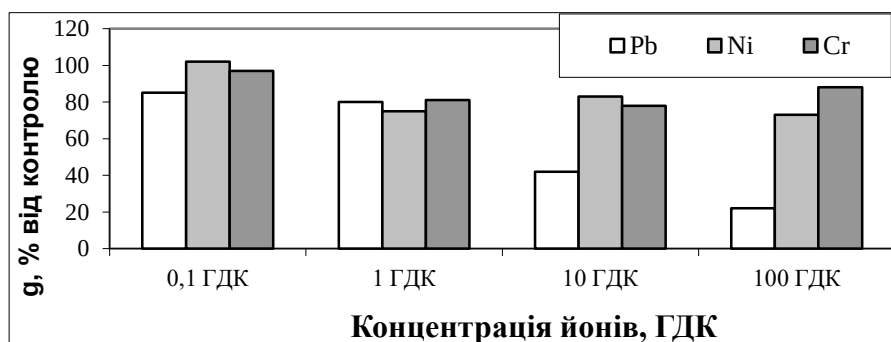


Рис. 5.16. Питома швидкість росту (g) у *Pelmatohydra oligactis* за різних концентрацій ЙВМ

Варто звернути увагу на кілька обставин. Рівень стандартного обміну мав мінімальні значення у контролі. А саме величина стандартного метаболізму розглядається як мінімальні енергетичні витрати організму на підтримання своєї життєдіяльності, тобто на «відкачування ентропії». Таким чином, вже за концентрації йонів свинцю 0,01–1,00 мг/л істотно зростають енерговитрати організму на підтримання життєдіяльності. Причому зростання рівня стандартного обміну пропорційно концентрації свинцю у воді, сягаючи максимального значення за 10 мгPb²⁺/л. Подальше збільшення вмісту свинцю у середовищі призводить до зниження рівнів як стандартного, так і загального метаболізму, що пов'язано зі згасанням функціональної активності організму.

Таким чином, цей рівень токсичності можна вважати верхньою межею забруднення, з яким організм ще здатний «впоратися» шляхом інтенсифікації «відкачування» ентропії ціною істотного зростання власних енергетичних витрат (за умов живлення досхоchu). Будь-яке обмеження раціону при цьому призводить до суттєвого зниження біопродукційних показників.

В експериментах з гідрою встановлено, що найадекватнішу картину токсичного забруднення середовища можна отримати з використанням інде-

ксу оптимальності середовища. Оскільки він характеризує як швидкість накопичення енергії, так і ефективність її трансформації. Індекс оптимальності середовища знижувався зворотно пропорційно до рівня забруднення середовища. Причому в умовах забруднення середовища особливого значення набуває величина доступної системі енергії.

Для з'ясування загальних закономірностей біопродукційного процесу на популяційному рівні нами проведено цикл досліджень лабораторних популяцій (культур) низки різних видів гідробіонтів. Зокрема, на лабораторних популяціях інфузорії туфельки *Paramecium caudatum* встановлено, що чисельність лабораторної культури знижується зі зростанням концентрації токсиканта (шестивалентного хрому, джерелом якого є дихромат калію) (рис. 5.17).

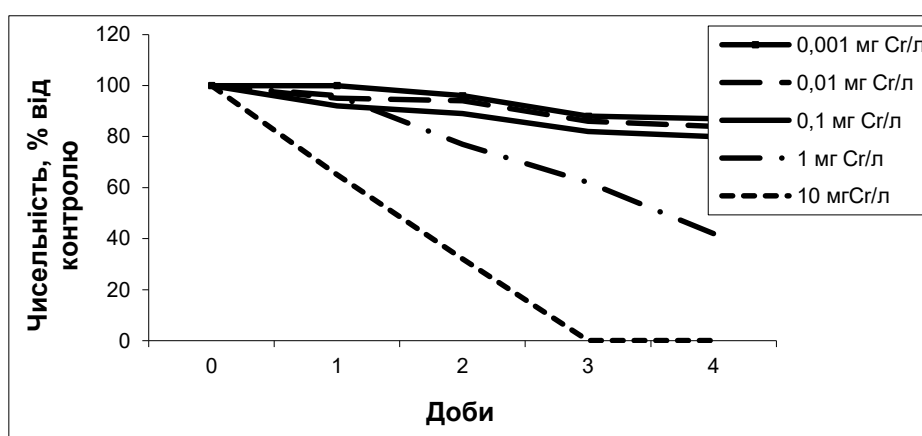


Рис. 5.17. Динаміка чисельності культури *Paramecium caudatum* за різних концентрацій Cr^{6+} у воді

Аналогічні результати отримано нами і в експериментах з токсичним забрудненням середовища йонами свинцю, причому інгібуючий ефект йони свинцю виявляли вже за концентрації 0,01 мг Pb/л, що складає лише 1/10 його ГДК!) (рис. 5.18)

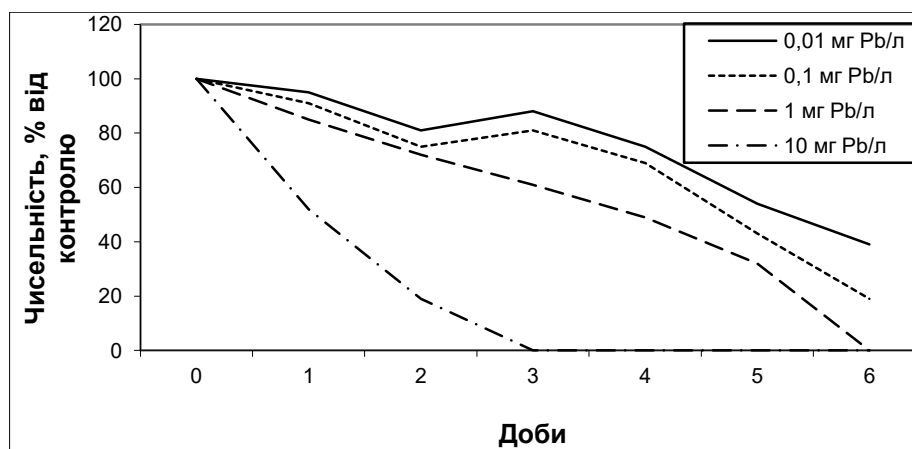


Рис. 5.18. Динаміка чисельності культури *Paramecium caudatum* за різних концентрацій Pb^{2+} у воді

Дослідження продукції дафній протягом п'яти поколінь в токсичному середовищі показало закономірне зниження продуктивності в низці поколінь. Зменшується кількість молоді у кожної самиці, істотно зростає період ембріонального розвитку. Значно зростає смертність в експериментальних умовах. Зниження продуктивності дафній зворотно пропорційне зростанню концентрації хрому у воді (табл. 5.5).

Таблиця 5.5. Продуктивність *Daphnia magna* у п'яти поколіннях за різних концентрацій хрому ($M \pm m$, $n=12$)

Покоління	Продуктивність (% від контролю) за різних концентрацій хрому у воді		
	0,0001 мгCr ⁶⁺ /л	0,001 мгCr ⁶⁺ /л	0,01 мгCr ⁶⁺ /л
I	99,0 $\pm$ 5,6	97,1 $\pm$ 6,7	103,0 $\pm$ 3,3
II	102,5 $\pm$ 7,3	91,1 $\pm$ 8,5	83,3 $\pm$ 6,8
III	93,0 $\pm$ 6,1	104,0 $\pm$ 9,4	67,0 $\pm$ 4,9
IV	81,2 $\pm$ 8,0	71,7 $\pm$ 5,1	42,0 $\pm$ 8,2
V	78,6 $\pm$ 7,2	53,0 $\pm$ 8,0	28,2 $\pm$ 9,1

Церіодафнії *Ceriodaphnia affinis* виявилися значно чутливішими до токсикантів, ніж дафнії. У них також за дії токсикантів зростає тривалість постембріонального розвитку (табл. 5.6).

Таблиця 5.6 Тривалість постембріонального розвитку у *Ceriodaphnia affinis* у п'яти поколіннях за різних концентрацій хрому ($M \pm m$, $n=8$)

Покоління	Тривалість постембріонального розвитку (% від контролю) за різної концентрації хрому у воді		
	0,0001 мгCr ⁶⁺ /л	0,001 мгCr ⁶⁺ /л	0,01 мгCr ⁶⁺ /л
I	101,0 $\pm$ 4,2	100,0 $\pm$ 3,9	103,0 $\pm$ 4,3
II	115,4 $\pm$ 3,9	123,1 $\pm$ 5,0	132,3 $\pm$ 5,1
III	125,0 $\pm$ 6,1	111,0 $\pm$ 4,7	125,0 $\pm$ 6,2
IV	116,7 $\pm$ 8,0	104,7 $\pm$ 6,1	110,0 $\pm$ 7,5
V	106,2 $\pm$ 7,7	100,0 $\pm$ 8,4	131,2 $\pm$ 6,9

Кількість народжень *C. affinis* статистично вірогідно знижувалась з покоління в покоління при дії хрому за його концентрації 0,001 мг/л. Кількість народжень у першому поколінні знижувалася на 20%, а в 5-тому – на 55%. У середньому для 5-ти поколінь даний показник знизився на 31,1% порівняно з контролем, при $P > 95\%$. За концентрації 0,001-0,0001 мг/л число народжень в ряді поколінь також було нижчим контролю, але не настільки, як при концентрації 0,01 мг/л. (табл. 5.7).

Таблиця 5.7. Середня кількість послідів *Ceriodaphnia affinis* у п'яти поколіннях за різних концентрацій хрому ($M \pm m$, $n=8$)

Покоління	Середня кількість послідів (% від контролю) за різної концентрації хрому у воді		
	0,0001 мгCr ⁶⁺ /л	0,001 мгCr ⁶⁺ /л	0,01 мгCr ⁶⁺ /л
I	100,0±4,4	84,0±3,9	70,0±2,7
II	88,9±3,9	74,4±7,1	56,7±4,0
III	84,0±7,2	68,0±6,8	62,0±3,9
IV	78,1±5,8	48,9±5,9	36,7±4,2
V	70,9±6,0	30,9±7,1	25,4±3,9

За умов підвищеного рівня хрому в середовищі у гіллястовусих ракоподібних істотно зростає частка абортіваних яєць (табл. 5.8).

Таблиця 5.8. Частка абортіваних яєць різними поколіннями *Ceriodaphnia affinis* за концентрації хрому 0,01 мгCr⁶⁺/л ($M \pm m$, $n=8$)

Покоління	I	II	III	IV	V
% абортіваних яєць	22,3±2,4	26,5±3,6	35,2±4,0	31,6±3,8	87,0±7,2

Все це і призводить до істотного зниження продуктивності в умовах токсичного середовища.

Таким чином, результати наших експериментів свідчать, що в біологічних системах в умовах забруднення середовища зростає «виробництво» ентропії, на «відкачування» якої біосистеми витрачають значну частину доступної їм енергії. При цьому вони здатні до підтримання певного рівня функційної активності шляхом істотного зростання власних енерговитрат, що можливо лише за умов достатнього енергетичного забезпечення: будь-яке обмеження доступної біосистемі енергії при цьому суттєво посилює прояв токсичних ефектів. Система ще здатна підтримувати певний рівень своєї активності шляхом збільшення власних енергетичних витрат на підтримання життєдіяльності, що призводить до істотного зростання ентропії в системі в цілому. Подальше зростання рівня забруднення середовища призводить до згасання функціонування біологічних систем, які вже не здатні підтримувати рівень своєї негентропії ціною істотного зростання ентропії в системі в цілому. На цьому етапі рівень ентропії в біосистемах зростає, проте, у зв'язку зі зниженням загального рівня їхнього метаболізму, рівень ентропії в екосистемі знижується.

Встановлені зміни ентропії в біологічних системах і у середовищі за умов різного рівня токсичного забруднення водного середовища важкими металами дозволило дійти певних узагальнень, які виявились протилежними загальноприйнятим у цій царині поглядам. Це пов'язано, головним чином, з тим, що автори публікацій на теми ентропійних процесів в екосистемах робили свої висновки, виходячи, головним чином, з теоретичних побудов, не маючи ніякого фактичного матеріалу. З іншого боку, вони часто плутають поняття біологічних і екологічних систем, що і призводить до неадекватних висновків.

Так, нами встановлено, що незначне забруднення середовища не викликає зростання ентропії в біосистемах, але призводить до зростання енергетичного потоку через них (пришвидшуючи споживання ними речовини і енергії), що викликає зростання ентропії у середовищі. Подальше зростання рівня токсичності середовища призводить до зростання ентропії в біосистемах, пропорційному рівню забруднення середовища, проте ентропія системи в цілому знижується, що пов'язано зі зменшенням розсіювання енергії біосистемами внаслідок згасання їх функціональної активності.

Тому вивчення біопродукційного процесу за умов різного ступеня забруднення середовища дозволило не лише встановити кількісні відношення між рівнем забруднення середовища та найвагомішими біопродукційними параметрами, а й дати кількісну оцінку стану якості середовища за зрушеннями в потужності енергетичного потоку та ефективності трансформації енергії і, отже, за співвідношенням ентропійного і негентропійного начал оцінити масштаби, напрямки та наслідки забруднення екосистем.

5.6. Поняття «шкодочинності» та її кількісна оцінка

Варта уваги і проблема **шкодочинності** певного чинника. Коли мова йде про токсичність, мається на увазі, перш за все, токсичні ефекти (отруєння різного ступеня). Проте, коли мова йде про екологічну оцінку токсичного чи іншого несприятливого впливу, вкрай важливо оцінити кількісно його негативний вплив на інтегральні показники певної біологічної системи чи екосистеми в цілому. 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, 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.

Для порівняння шкодочинності різних чинників варто лише співставити відповідні кількісні характеристики всіх чинників, шкодочинність яких встановлюється (концентрація, рівні накопичення, які викликають однакове зниження функції благополуччя певної системи тощо).

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, оскі-

льки 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 унеможливується її повернення до вихідного стану.

Порівняння відносної чутливості біопродукційних показників до рівня токсичності середовища в усіх випадках свідчить про максимальну чутливість індекса оптимальності середовища. Причому в усіх випадках саме індекс оптимальності середовища знижувався найбільш зворотно пропорційно концентрації токсикантів у середовищі (рис. 5.18).

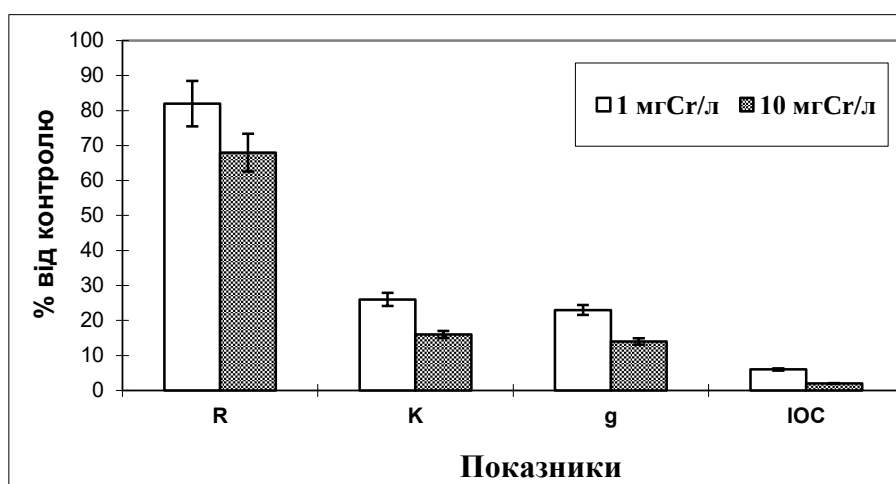


Рис. 5.18. Біопродукційні показники у *Porecilia reticulata* (віком 1-2 місяці) за концентрацій хрому у воді 1 і 10 мгCr⁶⁺/л.

Таким чином, нами встановлені особливості біопродукційного процесу в токсичному середовищі:

- У токсичному середовищі істотно змінюється характер біопродукційних процесів, що обумовлено суттєвими зрушеннями структури енергетичного балансу біологічних систем, спрямованими на підтримання певного рівня їх функціональної активності. Зокрема, 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;
- У залежності від рівня токсичності середовища встановлені три стадії розвитку токсичного ефекту: 1 – незначні відхилення середніх значень біопродукційних показників від контролю на тлі істотного зростання амплітуди їх коливань при суттєвому зростанні енерговитрат на підтримання життєдіяльності; 2 – затухання коливань і зниження значень біопродукційних показників, що пов'язано зі згасанням функціональної активності біосистем; 3 – різке зниження інтенсивності біопродукційного процесу до його припинення з наступним летальним завершенням;

- Енергоємність компенсаційних механізмів, які розвиваються при інтоксикації 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;
- Біопродукційні показники за відносною чутливістю до підвищеного вмісту йонів важких металів у середовищі розташовані таким чином: для організму – питома швидкість росту > валова ефективність трансформації речовини й енергії > рівень дихання; для популяції – швидкість накопичення енергії > ефективність трансформації речовини і енергії > рівень дихання. 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. На другій, і, особливо, третій стадії розвитку токсичного ефекту величина доступної біосистемі енергії вже не відіграє важливої ролі, оскільки має місце згасання функціональної активності біосистем та відповідне суттєве зменшення їх енерговитрат. Тому на цих стадіях токсикозу значно знижується споживання речовини і енергії.

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-негенеративних процесів в екологічних і біологічних системах різного рівня організації та інтеграції.

Це відкриває широкі можливості енергетичної характеристики середовища найрізноманітніших екосистем і біосфери в цілому. Подальші дослідження мають з'ясувати кількісні взаємозв'язки між речовинно-енергетичними й інформаційними процесами в екологічних системах різного типу за певного рівня антропогенного навантаження. Відомо, що одна з характерних рис компенсаторно-пристосувальних реакцій організму полягає в тому, що посилення функції під впливом того чи іншого сильного чи надсильного подразника супроводжується посиленням споживання енергії й витрат відповідних структур.

Саме тому встановлені нами закономірності зростання коливальних процесів в системі під впливом токсичного навантаження є одним з перших і найбільш інформативним сигналом системи на токсичний вплив. Нами встановлено, що амплітуда коливань біопродукційних показників істотна

вже в перші дні токсичного навантаження. Саме тому поява флуктуацій певної амплітуди з достатньою вірогідністю свідчить про розвиток токсичного ефекту і може ефективно використовуватися в системі екотоксикологічного моніторингу.

Для з'ясування глобальних і регіональних змін стану довкілля, кількісної оцінки його якості конче необхідно також створення банку даних з найбільш важливих біопродукційних параметрів організмів, популяцій і угруповань для екосистем різного ступеня забруднення, як модельних видів живих організмів найрізноманітніших груп із характерних екосистем кожного регіону, так і їх, популяцій та угруповань, узагальнення енергетичної характеристики різноманітних екосистем і енергетики середовища.

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 регулівних механізмів і, як наслідок – до наростання хаосу в системі.

Встановлені нами закономірності коливань 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 унеможливуватимуть ймовірність відновлення природного стану екосистем.

Встановлена нами доцільність використання біопродукційних показників для розрахунку ємності екосистем обумовлена саме можливістю однаково успішно використовувати енергетичні еквіваленти показників біопро-

дукційного процесу на різних рівнях організації живої матерії, а також можливістю розрахунку рівня зростання чи зменшення ентропії в екосистемі. Це й обумовлює можливість кількісної оцінки стану як якості середовища, так і екосистеми в цілому. Причому в цьому аспекті мова вже має йти не лише про ємність середовища, а й про ємність екосистеми в цілому.

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.

5.7. Державна система моніторингу довкілля України, шляхи її вдосконалення з урахуванням європейських стандартів і нормативів

Основи загальної стратегії моніторингу довкілля полягають у наступному:

Державна політика у галузі моніторингу й охорони навколишнього природного середовища, використання природних ресурсів та екологічної безпеки полягає у формуванні загальної стратегії моніторингу довкілля як багатоцільової інформаційної системи – елементу державної мегасистеми управління станом навколишнього середовища.

Для цього необхідно:

- створення єдиної державної мережі комплексних спостережень за станом навколишнього природного середовища та факторів впливу на нього на основі оптимізації й інтеграції існуючих мереж;
- удосконалення приладово-технічної бази мереж спостережень, технічної бази і програмного забезпечення інформаційного обміну та уніфікація нормативно-методичної бази спостережень;
- задоволення внутрішніх національних потреб в інформації про стан довкілля для забезпечення дотримання вимог екологічної безпеки, збереження природного середовища та раціонального природокористування ;
- забезпечення визначення екологічних індикаторів стану соціально-економічних проблем та індикаторів виявлення тенденції у змінах стану навколишнього середовища;
- забезпечення інформаційної підтримки щодо виконання міжнародних зобов'язань України у галузі охорони навколишнього природного середовища та використання природних ресурсів.

Останній пункт стратегічних основ розвитку національної системи моніторингу довкілля передбачає забезпечення поступового входження Державної системи моніторингу довкілля України (ДСМД) до Європейської системи, в першу чергу шляхом адаптації національних стандартів і нормативів до Європейських стандартів і нормативів моніторингу довкілля.

Удосконалення і розвиток ДСМД України в світлі зазначених стратегічних напрямів і недоліків потребує розв'язання і вирішення наступних проблем:

- значне підвищення ефективності державного регулювання у сфері моніторингу довкілля;

- подолання відсутності системного підходу при визначенні пріоритетів у плануванні дій суб'єктів ДСМД щодо розвитку окремих напрямів моніторингу;

- підвищення ефективності функціонування і технічного переоснащення ДСМД;

- здійснення забезпечення всебічного інформування населення про стан навколишнього середовища, виховання у населення екологічної культури та підвищення екологічних знань.

Україна є Стороною в понад 70 міжнародних двосторонніх та багатосторонніх угодах та конвенціях, виконання яких потребує використання інформації щодо стану довкілля та прогнозування його стану. У зв'язку з цим розбудова ДСМД має здійснюватись з врахуванням загальноєвропейських вимог.

Існуюча державна система моніторингу довкілля базується на виконанні розподілених функцій її суб'єктів і складається з відомих підсистем. За функціональними задачами відомчі підсистеми, зазвичай, складаються з трьох блоків: отримання й збереження первинних даних; обробки, збереження й надання інформації; оцінки, контролю та планування відомих заходів щодо поліпшення стану окремих об'єктів довкілля. Кожен із цих блоків на рівні окремих суб'єктів моніторингу має свою структурно-організаційну, науково-методичну та технічну бази.

Удосконалення ведення моніторингу навколишнього середовища потребує інтеграції зусиль усіх суб'єктів ДСМД, які спрямовані на виключення дублювання та включення нових функцій моніторингу, оптимізацію існуючих мереж та програм спостережень, підвищення рівня, уніфікацію та постійне вдосконалення технічного, методичного, метрологічного, наукового забезпечення функціонування мереж спостережень.

Головну складову інформаційної основи моніторингу складають дані спостережень. Тому оптимізація складу мереж спостережень є найпершою важливою задачею удосконалення ДСМД.

Загальний стан мережі спостережень ДСМД. Нині спостереження за навколишнім природним середовищем та джерелами його забруднення у відомих мережах суб'єктів ДСМД проводяться за:

- забрудненням атмосферного повітря в 74 населених пунктах на 270 постах спостережень (враховуючі маршрутні та підфакельні);
- забрудненням атмосферних опадів на 94 постах спостережень;
- станом континентальних поверхневих вод в 1496 точках спостережень;
- станом морських вод в 96 пунктах спостережень;
- станом підземних вод в 5907 точках спостережень;
- станом питної води в 20425 точках систем та джерел водопостачання;
- забрудненням ґрунтів на 865 ділянках;
- станом лісів на 946 ділянках;
- іонізуючим випромінюванням на 215 станціях спостережень;
- екзогенними геологічними процесами на 188 ділянках;

- біотичними комплексами на території 23 біосферних та природних заповідників і 43 національних парків;
- джерелами забруднення поверхневих вод в 1187 точках спостережень;
- осередками забруднення підземних вод в 296 зонах спостережень;
- джерелами викидів в атмосферу на 364 підприємствах.

Відомчі мережі та програми, до яких включені спостереження з моніторингу довкілля, не узгоджені між собою і тому в деяких випадках спостереження дублюються, а на окремих напрямках є недостатніми.

Існуючі мережі спостережень побудовані без врахування рекомендацій комісії ЄЕК ООН щодо створення Європейської мережі спостережень та інформації про стан навколишнього природного середовища, у тому числі мереж *EUROWATERNET*, *EUROSOMNET*, *ICP FORESTS* та інших. Існуючі програми спостережень також доцільно переглянути з метою оптимізації пріоритетних показників забруднення, що спостерігаються, частоти і термінів відбору проб. Такий стан організації спостережень не задовольняє в повній мірі інформаційні потреби ДСМД, виникає необхідність створення оптимізованої просторово та за програмами спостережень єдиної мережі ДСМД.

В існуючих мережах спостереження нині проводяться за різними методами, а визначення показників забруднення часто виконуються по застарілих методиках на обладнанні, що не відповідає сучасним технічним і метрологічним вимогам. У лабораторіях, що виконують спостереження в мережах ДСМД, близько 85 відсотків засобів вимірювальної техніки експлуатуються понад 10 років, технічно застарілі і мають майже повну фізичну зношеність. Відсутність сучасної вимірювальної техніки для виконання спостережень, автоматизації вимірів та первинної обробки результатів визначень знижує їх якість і достовірність. У зв'язку з цим виникає необхідність започаткування системного підходу щодо питань технічного переоснащення та методичного забезпечення мереж спостережень ДСМД.

За роки проведення спостережень суб'єктами ДСМД накопичено певний досвід і великі обсяги інформації щодо стану об'єктів довкілля та джерел їх забруднення. Але, в основному, ця інформація розміщена у відомчих базах даних, не структурованих для використання в ДСМД. Ретроспективна інформація накопичена на паперових носіях. Такий стан не дає можливості в повному обсязі використовувати масиви даних для комплексної оцінки екологічного стану територій, екосистем та окремих складових навколишнього природного середовища, прогнозування його змін. Підходи та методи оцінки окремих складових об'єктів довкілля не узгоджені між собою. Неможливість співставлення даних, в свою чергу, ускладнює прогнозування та підготовку науково обґрунтованих рекомендацій щодо створення моделей та прийняття оптимальних управлінських рішень у сфері охорони навколишнього природного середовища та раціонального природокористування.

Мережі спостережень за рівневим принципом поділяються на загальнодержавну, регіональні, відомчі, спеціального призначення, а також мережі суб'єктів – природокористувачів. У рамках цих мереж вони можуть

поділятися за функціональним принципом, тобто на блоки мережі, що забезпечують спостереження за станом окремих об'єктів довкілля та впливом факторів зміни їх стану.

Мережа спостережень ДСМД загальнодержавного рівня охоплює всю територію України і включає об'єкти, зони та пункти спостережень, які віднесені до пріоритетних, що в сукупності відображають загальний стан навколишнього природного середовища України, а також вплив найбільш важливих факторів зміни його стану. До мережі спостережень загальнодержавного рівня, як обов'язкові складові, входять спеціальні мережі транс-кордонного моніторингу.

Мережа спостережень ДСМД регіонального рівня охоплює територію певного регіону і включає об'єкти, зони та пункти спостережень, що віднесені до пріоритетних і відображають стан навколишнього природного середовища певного регіону та вплив факторів забруднення на нього. Ці мережі обов'язково включають об'єкти, зони та пункти, що увійшли до мережі спостережень загальнодержавного рівня. В рамках мереж спостережень ДСМД регіонального рівня можуть бути виділені, як окремі складові, *мережі локального рівня*, що включають об'єкти, зони та пункти спостережень певних територій з підвищеним антропогенним навантаженням.

Об'єкти, зони та пункти, що включаються до мережі спостережень ДСМД, мають відповідати загальноєвропейським вимогам щодо можливості отримання репрезентативних результатів за довгостроковими спостереженнями.

Відомча мережа спостережень суб'єкта ДСМД включає об'єкти, зони та пункти, що увійшли до загальнодержавної та регіональних мереж спостережень ДСМД і функції спостережень за якими делеговані цьому відомству.

Мережі спостережень спеціального призначення за навколишнім природним середовищем та факторами впливу на нього включають об'єкти, зони та пункти спостереження, які відповідають інформаційним потребам, що визначені. Такі мережі спостережень можуть входити, як окремі складові, до мереж спостережень ДСМД. Спостереження в цих мережах можуть виконуватись як суб'єктами ДСМД, так і науковими установами й організаціями, суб'єктами – природокористувачами та іншими.

Мережі спостережень суб'єктів – природокористувачів включають об'єкти, зони та пункти, що знаходяться на території цих суб'єктів або зазнають антропогенного впливу за результатами їх господарської діяльності. До таких мереж можуть входити об'єкти, зони та пункти, що включені до мереж спостережень ДСМД.

Здійснення спостережень у мережах виконується за програмами. Програми спостережень за станом об'єктів навколишнього природного середовища та факторів впливу на нього є складові програм моніторингу і включають: визначення організацій, що відповідають за виконання спостережень, перелік об'єктів, зон та пунктів, що увійшли до відповідної мережі

спостережень, перелік показників, що спостерігаються, вказівки щодо періодичності та термінів виконання спостережень, означення методів та методик, за якими виконуються спостереження, строки та форми надання даних до центрів збору, обробки та аналізу інформації, інше.

Періодичність виконання спостережень, перелік показників, що спостерігаються, їх пріоритетність визначаються по кожному об'єкту, зоні або пункту, що включені до програми спостережень на основі визначення інформаційних потреб.

Розробка програм спостережень в мережах ДСМД виконується за участю суб'єктів ДСМД, до участі в розробці таких програм можуть бути залучені наукові установи й організації.

Методичне забезпечення виконання спостережень має бути уніфікованим для усіх суб'єктів ДСМД. Базовою основою такого забезпечення повинні бути європейські або національні стандарти, що розроблені з урахуванням загальноєвропейських вимог. Методи та методики, що використовуються в системах спостережень ДСМД у перспективі повинні забезпечувати необхідну чутливість визначень та рівень достовірності результатів спостережень, що відповідає вимогам до інформаційного забезпечення користувачів.

Технічне забезпечення визначає загальний рівень здійснення спостережень, тому необхідне створення системного підходу щодо постійного його вдосконалення. Цьому сприятиме впровадження системи аналізу технічного забезпечення і стану засобів вимірювальної техніки, що використовуються у мережах спостережень ДСМД, та розробка рекомендацій щодо його вдосконалення.

Основні напрями вдосконалення технічного забезпечення: послідовне оновлення засобів вимірювальної техніки та обладнання лабораторій у відповідності з сучасними вимогами загальноєвропейського рівня, впровадження багатофункціональних приладів, уніфікація засобів вимірювальної техніки, впровадження автоматизованих постів спостережень, впровадження засобів дистанційного зондування.

Метрологічне забезпечення виконання спостережень включає застосування метрологічних норм і правил при відборі проб, польових та лабораторних визначень, засобів вимірювальної техніки, статистичній обробці результатів застосуванні спостережень.

Основна мета дій у сфері метрологічного забезпечення виконання спостережень полягає у досягненні єдності, необхідної точності та достовірності результатів спостережень. Шляхи досягнення мети:

- ретельний вибір методів та методик їх стандартизація і уніфікація для використання суб'єктами ДСМД;
- розробка нових методичних підходів для забезпечення спостережень за сучасними вимогами;
- використання сучасних засобів вимірювальної техніки, що мають метрологічні характеристики необхідного рівня;
- забезпечення нормативними та методичними документами;

- застосування постійного внутрішнього та зовнішнього контролю за якістю результатів спостережень;
- підвищення рівня кваліфікації щодо вимог із метрології для спеціалістів, які виконують спостереження.

Для цього необхідне поєднання зусиль відомчих метрологічних служб суб'єктів ДСМД, а також забезпечення постійного контролю за дотриманням вимог Держспоживстандарту України і міжнародних вимог, у тому числі щодо акредитації функціональних підрозділів, які здійснюють спостереження, перевірки засобів вимірювальної техніки, перевірки відповідності застосування методик та якості аналітичного процесу (рис. 5.19).

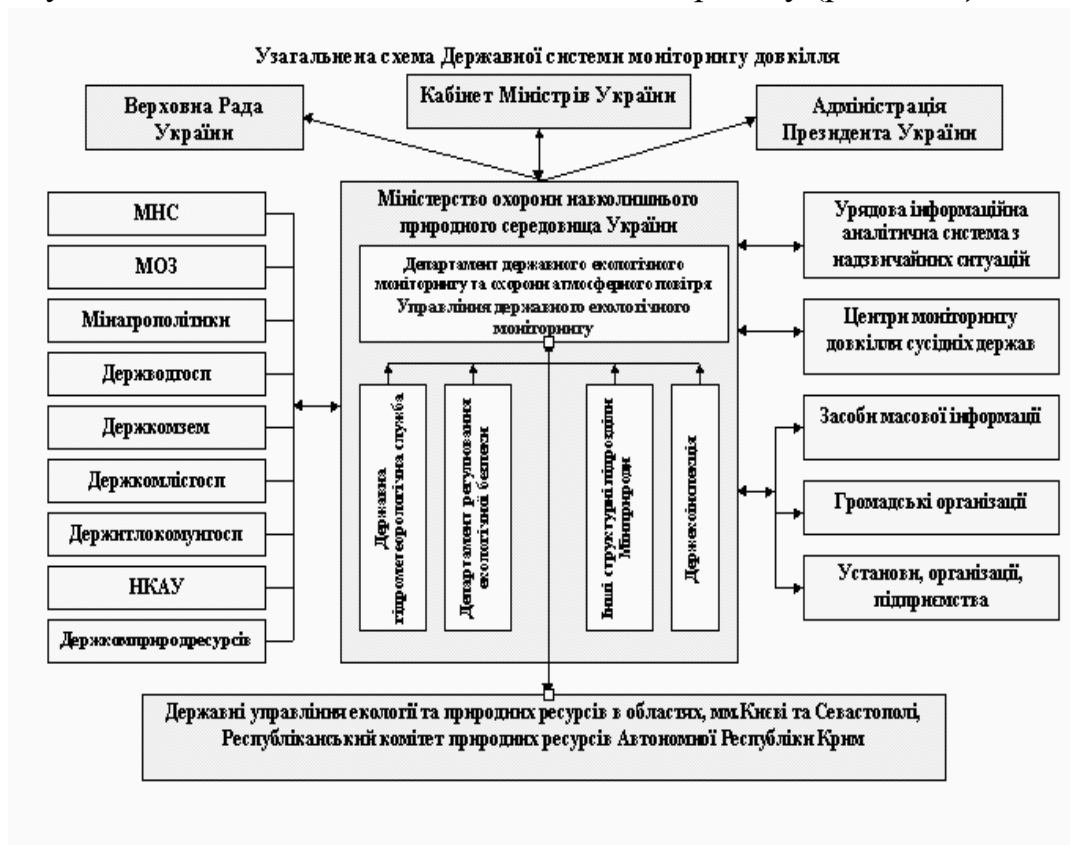


Рис. 5.19. Структура Державної системи моніторингу довкілля України

Регламентом ЄС №1210/0 7 травня 1990 р. Було засновано Європейську агенцію з охорони навколишнього середовища (ЄАНС), а також Європейську мережу спостереження й інформації про стан навколишнього середовища (EIONET). Завдання ЄАНС – збір та аналіз інформації з питань навколишнього середовища в Європі. Регламент 1210/90, по суті, запровадив загальну для Співтовариства систему моніторингу навколишнього середовища й інформаційний інструмент екологічної політики ЄС.

Головне завдання ЄАНС – збір, аналіз і надання об'єктивної, надійної і порівняльної інформації, використання якої дає змогу країнам-членам Європейського союзу і широкій громадськості вживати адекватних заходів щодо охорони довкілля, оцінювати ефективність реалізованої політики і потребу її подальшого доопрацювання і корегування.

ЄАНС не регулює і не контролює впровадження екологічної політики в Європі. Як ЄАНС, так і EIONET було створено для підтримки, розробки і реалізації європейської політики завдяки взаємодії між результатами моніторингу і наданню його даних для різних потреб. У цій системі ЄАНС виступає довідковим центром з екологічної інформації. В основу діяльності ЄАНС покладено ланцюг MDIAR, ланки якого включають такі етапи: моніторинг–дані–інформація–оцінка–звітність.

Забезпечення якості результатів спостережень є необхідним елементом якості моніторингової інформації у цілому і має бути передбачено в системі заходів як Державної програми, так і регіональних програм моніторингу довкілля.

Основою звітності ЄАНС є система DPSIR і, відповідно, інформація й показники про рушійні (*Driving*) сили, що призводять до тиску (*Pressure*) на навколишнє середовище, який впливає на його стан (*State*) і потенційно спричиняє вплив (*Impact*). Реагування (*Responses*) може включати заходи й програми щодо зменшення тиску і, отже, поліпшення стану і зниження впливу. Розроблені за таким підходом індикатори мають просту й зрозумілу типологію: А – описові, В – прогресу, С – ефективності, та D – загального добробуту.

У рамках виділених Регламентом (фактично Статутом ЄАНС) пріоритетних сфер роботи – якість повітря й викиди в атмосферу; якість води, забруднювальні речовини й водні ресурси; стан ґрунту, флори й фауни та біотопів. Відповідні тематичні центри ЄАНС розпочали роботу та впровадження певних складових мережі EIONET. Детальніше з цими питаннями можна ознайомитись на сторінках посібника «Впровадження європейських стандартів і нормативів у Державну систему моніторингу довкілля України», 2006 р.

5.8. Екологічні ризики

Останнім часом все популярнішим в екології, як і у інших галузях, стає оцінка і розрахунок різних ризиків. Причому поняття екологічного ризику не просто стає дедалі популярнішим в царині екобезпеки, екології, та й в усіх інших сферах, а поступово стає необхідною складовою будь-яких екологічних оцінок та прогнозів. Все частіше екологи, фахівці в галузі охорони довкілля і екобезпеки використовують цей термін. Проте різні фахівці по-різному розуміють суть екологічних ризиків. Тому, на нашу думку, необхідно навести загальноприйняті у ЄС та адаптовані до нашого читача терміни, що стосуються цього (Водна Рамкова Директива ЄС, 2006].

Ризик – можливість несприятливої події;

Екологічний ризик – можливість виникнення змін екосистеми, що призводять до її деградації, зникнення, чи переходу до стану, що загрожує здоров'ю населення і (чи) втраті її господарського значення;

Оцінка ризику – науково обґрунтоване судження відносно можливості несприятливої події і розмірів її несприятливих наслідків;

Оцінка екологічного ризику – науково обґрунтоване судження відносно можливості і розмірів несприятливих змін екосистеми чи її компонентів при певних антропогенних навантаженнях на неї;

Ймовірність екологічного ризику – ймовірність здійснення події, яка класифікується як небажана для екосистеми і приносить їй збитки;

Розмір екологічного ризику – оцінка розмірів збитків, яких зазнає екосистема у випадку здійснення ризику;

Рецептор – складова речовинна частина екосистеми, яка може зазнати небажаних змін за антропогенного навантаження;

Індикатори ризику – характеристики екосистеми і її складових, за значеннями яких виносяться твердження про виникнення і розміри ризику;

Екологічний стан – визначення якості структури і функціонування екосистем;

«Гаряча точка» – джерело забруднення/зараження, що викликає комплекс загроз біологічному різноманіттю, окремим компонентам біоти, функціонуванню біотичного угруповання і є загрозою природному розвитку природних комплексів;

Біологічна оцінка – систематичне використання біологічних відгуків з метою контролю і оцінки змін якості оточуючого середовища чи стану екосистеми;

Біологічна індикація якості середовища – оцінка якості середовища на точці спостереження, яка ґрунтується на вивченні сукупності організмів (чи її частини), що населяють дану екосистему в даній точці;

У загальному випадку **екологічний ризик – це ймовірність небажаної події в екосистемі.**

В екології, в залежності від рівня систем, що досліджуються особливої уваги варті такі ризики.

На екосистемному рівні – екосистемні – ймовірність того чи іншого явища, здатного призвести до вірогідного зниження функції благополуччя екосистеми; На біоценотичному – те ж на рівні біоценозу чи біотичного угруповання; На популяційному – аналогічно для популяції чи геміпопуляції. На організмовому – те ж для організму і т. д.

При розгляді питань радіоекології ми вже згадували, як розраховують ймовірність того чи іншого захворювання, викликаного іонізуючою радіацією (з урахуванням коефіцієнтів чутливості окремих органів і тканин). Аналогічно можна розрахувати і ризик будь-якого небажаного сценарію.

5.9. Співвідношення щільності популяцій різних життєвих стратегій в системі оцінки стану екосистем

Кожна популяція для виживання і реалізації притаманної всім системам тенденції до експансії має комплекс властивостей, які забезпечують виживання в різноманітних умовах. Оскільки не можна бути універсальним в усьому, то для реалізації цих тенденцій у популяцій є кілька варіантів, які

дістали назву життєвих стратегій. В екології найбільш популярним є поділ життєвих стратегій популяцій на r - і K - стратеги.

Не менш важливою, а в деяких аспектах і значно змістовнішою, є виділення трьох життєвих стратегій (за системою Раменського-Грайма). Проте ця система ще не стала такою загальноприйнятою в екології, як перша, хоч її популярність зростає з кожним роком.

5.9.1. K – r – стратеги

Константи r і K із логістичного рівняння дали назву двом типам природного добору, виділивши які американські дослідники Р. Макартур та Е. Вілсон (MacArthur, Wilson, 1967) поклали початок концепції, що отримала пізніше широке визнання. Згідно цієї концепції серед багатьох екологічних стратегій можна виділити два крайніх типи.

Так звана r -стратегія пов'язана з високими значеннями біотичного потенціалу популяції, в той час як K -стратегія спрямована на підвищення конкурентоспроможності і виживання окремих особин (що особливо важливо в умовах жорстокої конкуренції).

Якщо r -відбір – це, перш за все, відбір на такі властивості, як висока плодючість, швидке досягнення статевої зрілості, короткий життєвий цикл, здатність до швидкого поширення в нових біотопах, а також здатність до переживання несприятливих періодів у стані спокою, то K -відбір – це відбір на конкурентоздатність, підвищення захищеності від хижаків і паразитів, зростання ймовірності виживання кожного нащадка, на розвиток більш досконалих внутрішньопопуляційних механізмів регуляції чисельності тощо.

Дискусії про те, яка зі стратегій краща, позбавлені будь-якого сенсу. Адже на рівні біотичного угруповання ці стратегії забезпечують функціонування біоценозу в умовах середовища, які постійно змінюються і час від часу характеризуються тими чи іншими катаклізмами. За цих умов реалізація стратегії біоценозу на максимізацію своєї біомаси, зв'язаної в ній енергії тощо (тобто на експансію) досягається саме наявністю двох стратегій популяцій. Так, будь-який потужний несприятливий вплив на угруповання призводить до істотного зменшення його біомаси. За цих умов саме завдяки r -стратегам вдається у найкоротший час поновити вихідну біомасу і забезпечити максимальне «представництво» біосистеми в даній екосистемі. В подальшому K -стратегі поновлять свою щільність, біомасу тощо, але в цілому біоценоз, як цілісна система, знаходиться на відносно постійному рівні (біомаса, енергія тощо).

5.9.2. Система життєвих стратегій Раменського-Грайма

Проблема життєвих, чи як їх інколи називають, *еколого-ценотичних стратегій* вже давно привертала увагу фахівців-фітоценологів. Так, ще в 30-х роках 20 століття Л.Г. Раменський (1938) запропонував розрізняти три основні типи рослин, названі ним *віолентами*, *патієнтами* і *експлерен-*

тами, що розрізняються стратегіями виживання, на 29 років раніше, ніж запропонували свою систему Р. Макартур і Е. Вілсон (MacArthur, Wilson, 1967) !

Віоленти (від латинського *violentia* – схильність до насилля, або силовики) – це види, що часто визначають загальний вигляд і характер угруповання, вони здатні пригнічувати конкурентів за рахунок більш інтенсивного росту і більш повного використання території. У рослин-віолентів потужна коренева система і добре розвинена надземна частина. Типові віоленти – це багато видів дерев (особливо ті, що утворюють корінні ліси), а також домінуючі види трав'янистих рослин чи інших угруповань, наприклад, мох сфагнум, чи очерет.

Патієнти (від латинського *patientia* – терпіння, витривалість), чи терплячі – це види, здатні виживати в несприятливих умовах, де більшість інших видів існувати просто не здатні, наприклад, за умов недостатнього освітлення, вологи, мінеральних речовин тощо. До патієнтів належить багато рослин, які вважаються посухостійкими, тіньолюбними чи навіть солелюбними. Хоч експериментально показано, що багато з них (хоч і не всі) за відсутності конкурентів можуть існувати і добре почуватися в умовах більшої вологості, освітленості тощо.

Експлеренти (від латинського *explere* – наповнювати, виповнювати), чи наповнюючі – це види, що швидко розмножуються і швидко розселяються, з'являються там, де порушені корінні угруповання. До типових експлерентів належать рослини, що поселяються на вирубках і згарищах, наприклад іван-чай (*Chamaenericon angustifolium*) або осика (*Populus tremula*). Проте, як справедливо зауважує О.М. Гіляров, належність певного виду рослин до віолентів, патієнтів чи експлерентів не може ґрунтуватися лише на його аутоекологічних характеристиках. Певний тип еколого-ценотичної стратегії відображує також положення виду в угрупованні (Гіляров, 1990). Саме тому один і той же вид в різних угрупованнях може належати до різних еколого-ценотичних типів. Так, сосна (*Pinus sylvestris*) є типовим віолентом у сосновому бору, а на болоті вона є патієнтом.

Слід нагадати, що запропонована Л.Г. Раменським система еколого-ценотичних стратегій, чи ценотипів, як називав її сам Л.Г. Раменський, до останнього часу була відома лише вузькому колу фахівців. Увагу широкого загалу екологів ця система привернула після того, як стали досить популярними уявлення про г- і К-відбір та стратегії, а також у зв'язку із запропонованою англійським вченим Дж. Граймом (Grime, 1979) класифікацією життєвих стратегій рослин. Дж. Грайм виділив три типи рослин: *конкуренти*, *стрес-толеранти* і *рудерали*. Система Грайма, як бачимо, є практично тождешною системі Раменського.

Природно, що кожному виду притаманний певний рівень “віолентності”, “патієнтності” та “експлерентності”. Схематично систему Раменського-Грайма можна зобразити у вигляді рівностороннього трикутника, вершини якого зайняті крайніми типами (віоленти, патієнти, експлеренти).

Будь-яка точка на площині цього трикутника, яка відповідає реальному положенню певної популяції в системі цих координат, має певну відстань до відповідних вершин трикутника. Відносна наближеність до певної вершини (патієнтної, експлерентної та віолентної) буде кількісною характеристикою життєвих стратегій даної популяції (рис. 5.20).

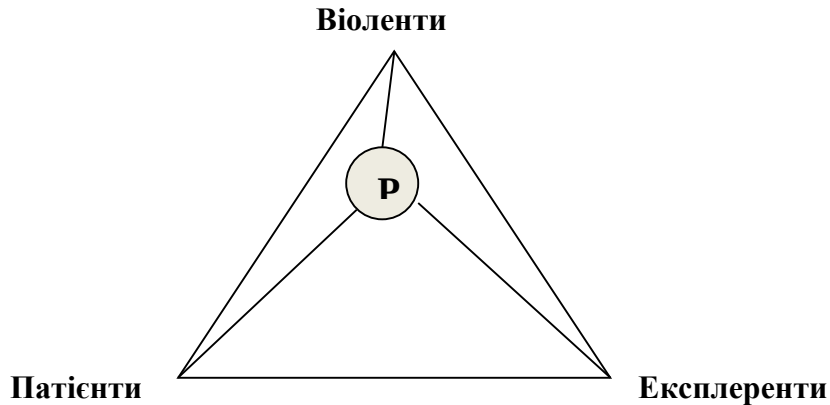


Рис. 5.20. Типи життєвих стратегій популяцій (за Раменським-Граймом)

Кожна з цих характеристик може варіювати від 0 (максимальна віддаленість від відповідної вершини) до 1 (в частках) чи до 100% (у відсотках) – власне, сама вершина – крайній прояв відповідної стратегії. При цьому співвідношення наближеностей популяції до відповідних вершин буде кількісною характеристикою співвідношення відповідних стратегій даної популяції (Р):

$$РВ : РП : РЕ.$$

І хоч система життєвих стратегій Раменського-Грайма була розроблена для рослин, її можна ефективно використовувати для будь-яких живих організмів. Зокрема види, які мешкають за крайніх значень будь-якого чинника, можна віднести до стрес-толерантів – населення термальних вод, мешканці гіпергалинних водойм, рослини і тварини пустель тощо. Віоленти – типові домінанти клімакських угруповань. Експлеренти відомі кожному (бур'яни, види з колосальним біотичним потенціалом, зазвичай коротким життєвим циклом тощо).

Подальший розвиток цієї системи може знайти свій прояв у збільшенні кількості різноманітних типів життєвих стратегій, при цьому кількісною характеристикою певного виду чи популяції щодо її життєвої стратегії буде відносна відстань від відповідних вершин n -кутника до точки її розташування на його площині.

Слід відзначити, що система Раменського-Грайма з кожним роком стає дедалі популярнішою і усе частіше використовується екологами для оцінки стану екосистем, в біологічній індикації та в системі екологічного моніторингу в цілому. Адже будь-які зрушення у співвідношенні віолентів, патієнтів і експлерентів свідчить про суттєві процеси в екосистемі, викликані або

зовнішнім впливом, або ж внутрішньосистемними процесами (сукцесії, флуктуації).

Зокрема, зростання частки пацієнтів зазвичай свідчить про погіршення умов існування переважної більшості популяцій. Зростання ж *r*-стратегів найчастіше спостерігається після потужних несприятливих для угруповання впливів (залпові викиди токсичних речовин, пожежі та інші стресові впливи), після яких саме *r*-стратегі (експлеренти, рудерали) найшвидше поновлюють свою чисельність й біомасу, в той час як *K*-стратегі роблять це значно повільніше, що й призводить до того, що відносна частка рудералів зростає за рахунок звільнення частини життєвого простору *K*-стратегіями.

Щодо віолентів, то зростання їх щільності (а особливо – відносної частки в угрупованні) – закономірний процес у ході природної екологічної сукцесії. Тому в більшості випадків зростання частки віолентів свідчить про поліпшення умов середовища та стану екосистеми в цілому. Проте в цілій низці випадків, зокрема, в умовах антропогенно трансформованих екосистем, цей процес може свідчити і про істотні негаразди в екосистемі. Тому для кожного типу екосистем є своє оптимальне співвідношення представників трьох життєвих стратегій, і будь-які зміни цього співвідношення варті уваги екологів.

Це повною мірою стосується і *видів-інтродуцентів* (вселенців), які не характерні для даної екосистеми, але, якимось чином опинившись в ній (часто занесені людиною), нерідко посідають в екосистемі чільне місце. Причому з кожним роком ця проблема набуває все загрозливіших масштабів свідчить про істотні негаразди в екосистемі в цілому. Результати досліджень цієї проблеми свідчать, що найінтенсивніше вселення нових, не характерних для даної екосистеми видів має місце при нестійкому стані екосистеми: будь-які катаклізми, стресові впливи на екосистему в цілому сприяють інтенсифікації цих процесів. Водночас екосистемам, які знаходяться в стані благополуччя і відносної стійкості, це явище притаманно у значно меншій мірі. Останнім часом інтенсивність заселення екосистем видами-інтродуцентами (часто це явище називають *інвазією*) використовують як показник нестабільного стану екосистеми і до певної міри – як показник її неблагополуччя.

Це органічно пояснюється загальною теорією систем, де ймовірність появи нової властивості істотно зростає при коливальних процесах системи.

Контрольні запитання до розділу

1. Що таке «якість» середовища?
2. Дайте характеристику нормального та патологічного стану екосистеми. Де проходить межа між ними?
3. У чому відмінність між біоіндикацією та біотестуванням?
4. Як кількісно оцінити шкодочинність будь-якого чинника?
5. Які існують кількісні підходи до оцінки рівня забруднення екосистем та в чому їхні особливості?

6. Як змінюється ентропія в біо- і екосистемах при зростанні рівня забруднення системи?
7. Як змінюються продукційні показники біосистем при різних рівнях забруднення ?
8. За якими ознаками можна діагностувати підпорогові рівні забруднення екосистем?
9. Які показники найінформативніші для оцінки стану екосистем?
10. Охарактеризуйте Державну систему моніторингу довкілля України.
11. Які загальноєвропейські організації опікуються проблемами довкілля та моніторингом його стану?
- 12.Що спільного і в чому полягають відмінності між типами життєвих стратегій популяцій (за системою Макару-Вілсона і Раменського-Грайма)?

РОЗДІЛ 6

МЕХАНІЗМИ РЕГУЛЯЦІЇ ЕКОСИСТЕМНИХ ПРОЦЕСІВ

Усі біологічні та екологічні системи є саморегульованими системами зі здатністю до самоорганізації та накопичення негентропії. Механізми регуляції забезпечують стійкість системи та її адекватні зміни в умовах середовища, які постійно змінюються. *В основі регуляції будь-яких процесів лежить механізм зворотнього зв'язку.* Якщо вихідні параметри системи впливають на входні, то система регулюється петлею зворотнього зв'язку (рис. 6.1)



Рис. 6.1. Механізм зворотнього зв'язку

Якщо зростання вихідних параметрів призводить до зростання входніх, має місце *позитивний зворотній зв'язок*, у протилежному випадку – *негативний*. Реалізований механізм негативного зворотного зв'язку ми спостерігаємо в будові механізму регуляції рівня води в надунітазному бачкові. Коли рівень води в ньому сягає мінімуму (при спусках води), максимально відчиняється отвір, з якого наповнюється водою бачок. У процесі наповнення поплавки піднімаються і через важіль зменшує отвір водотічного сифону, аж поки не зачинить його зовсім. Тобто чим вищий рівень води в бачку, тим повільніше йде його наповнення водою, і нарешті, при певному її рівні тік води припиняється.

Позитивний зворотній зв'язок можна спостерігати на всіляких пожежах – чим більше полум'я охоплює довкілля, тим швидше воно поширюється, аж поки не вигорить усе, що здатне горіти, після чого пожежа припиняється.

Щодо живої матерії, то позитивний зворотній зв'язок має місце при *j*-подібному рості популяції, при спалахах чисельності видів, при пандеміях тощо.

Негативний зв'язок спостерігається на кожному кроці – збільшення щільності популяції вище певного рівня призводить, як правило, до зниження темпів росту особин і темпу росту популяції в цілому. Так, при S-подібному рості популяції 3- та 4- та фази росту є прикладами негативного зворотного зв'язку; він лежить також в основі регуляції ферментативної активності, різноманітних фізіологічних процесів тощо. Так, бурхливий розвиток фітопланктону та, відповідно, зростання його щільності призводить

до зменшення проникності світла, внаслідок чого сповільнюється подальший його розвиток. Внесення в ґрунт азотних добрив значною мірою інгібує активність азотфіксаторів.

6.1. Принцип Ле Шательє–Брауна

Згідно з принципом Ле Шательє–Брауна будь-яке відхилення параметрів системи від рівноважного їх стану запускає механізми, які прагнуть повернути стан системи до вихідного.

На популяційному рівні вкрай важливий механізм регуляції розмірної структури ґрунтується на виділенні гідробіонтами видоспецифічних екзо-метаболітів – речовин, що істотно впливають на темп росту представників свого виду і майже не впливають на особин іншого виду. Це явище детально досліджене на молоді риб, личинках амфібій тощо. В усіх випадках при певній концентрації організмів спостерігається максимальний темп росту, причому значно вищий, ніж при меншій концентрації організмів (типовий позитивний зворотній зв'язок!) Подальше зростання щільності особин призводить до значної диференціації в розмірах та темпові росту: група особин, що виділяються крупними розмірами, має значно вищий темп росту, ніж більшість особин. Причому, якщо цих дебелих представників вилучити, то їх місце тут же займуть інші особини з числа дрібних. Але якщо дрібні і крупні просторово розмежовані (сидять в різних акваріумах, але вода циркулює між ними, то різниця в рості та його темпах зберігається) – тут ми маємо, з одного боку, негативний зворотній зв'язок (бо в цілому темп росту значно сповільнюється), а з іншого – “спробу” популяції шляхом диференціації свого розмірного складу уникнути гострої конкуренції за трофічні ресурси (аж до канібалізму з боку крупних особин).

Досить цікавими є механізми регуляції метаболічних процесів у пойкилотермних тварин. Вважається, що “холоднокровні” тварини мають температуру тіла тотожну температурі зовнішнього середовища. Частково це так, хоч добре відомо, що у комах в польоті температура тіла значно вища від температури повітря. Окрім того, багато які пойкилотермні істоти в різний час доби, в залежності від свого фізіологічного стану, обирають певні ділянки з тією чи іншою температурою. Так, рептилії люблять погрітися на сонечку. Але значно менше відомо, що риби також здатні суттєво змінювати рівень свого метаболізму, вибираючи певні горизонти води з різною температурою.

Так, молодь бабця *Cottus extensus* першого року життя з озера Бір (США) живиться виключно в придонних шарах, де температура води складає 4–5°C, остракодами і придонними веслоногими ракоподібними (циклопами). Але з настанням сутінок молодь переміщується в шари води з температурою 13–16°C, де і тримається до світанку. Перебуваючи в шарах води з температурою на 9–11°C вищою, ніж у місцях живлення, молодь таким чином підвищує рівень свого метаболізму (а відповідно живлення і росту) втричі (Wurtsbaugh, Neverman, 1988).

Прагнення до більш теплих ділянок після споживання їжі притаманне багатьом рептиліям, амфібіям, риbam тощо, що сприяє активації процесів травлення і пришвидшує метаболічні процеси в цілому. З іншого боку, для риб показано значення переміщення в більш холодні горизонти води для більш економного використання наявних кормових ресурсів (шляхом зниження рівня метаболізму в умовах більш низьких температур).

Дослідження термопреферендумів у ляща *Abramis brama* показало, що рівень кінцевого термопреферендуму молоді ляща при голодуванні знижується на 13–16°C у порівнянні з контролем (у ситих особин) і складає 13–15°C. Внесення корму, не залежно від пори року, призводить до вибору молоддю ляща літніх температур (26°C і вище), які, вочевидь, є оптимальними для життєдіяльності та відповідають їх еколого-фізіологічному статусу. При цьому слід відзначити, що реакції вибору зони оптимуму (чи кінцевого термопреферендуму) проявляється однаково і у ситих особин, і на початкових стадіях голодування. Лише після 7–9 добового голодування виявляється тенденція до вибору голодуючими особинами більш холодних ділянок температурного градієнта. Фізіологічний стан риб, зокрема високий чи низький рівень ситості, істотно впливає на характер і динаміку реакції. Якщо на початку експерименту як ситі, так і голодні риби (коефіцієнт вгодованості за Фультоном 1,56) обирали зони кінцевого термопреферендуму на рівні 29–30°C, то після 43-х добового голодування і відновлення годування молоді (коефіцієнт вгодованості за Фультоном 1,15) відповідний рівень був на 4°C нижчим. Інтервал же обраних температур у ситих особин був вужчим, а у голодних розширювався в 2–3 рази, що можна тлумачити як пошук їжі навіть в несприятливих температурних умовах (Базаров, Голованов, 2000).

Розглянемо деякі аспекти методу, який наразі щонайширше застосовується для визначення продукції найрізноманітніших екосистем – *склянковий метод визначення продукції*, який відомий також як *метод світлих і темних склянок*. Цей метод полягає в наступному. У водоймі з певної глибини беруть проби води, визначають в них вміст кисню і заливають нею дві ємності – одну прозору, іншу – непрозору (склянку або обгортають чорною тканиною чи алюмінієвою фольгою, або ж просто заздалегідь фарбують зовнішні стінки чорною фарбою). Після цього склянки розташовують (підвішують) на тій же глибині, з якої були взяті проби води. Через 24 години світлі й темні склянки виймають і визначають в них вміст кисню (за методом Вінклера або потенціометрично). У світлій склянці відбуваються процеси фотосинтезу і дихання, а у темній – лише дихання.

Подальші розрахунки зводяться до такого. Величину чистої продукції (Рч) визначають за різницею між вмістом кисню в світлій склянці після 24 годин експозиції і на початку експозиції. Величину дихання (R) визначають як різницю між вмістом кисню на початку і в кінці експозиції у темній склянці.

Нарешті, величина валової продукції (Рв) буде сумою чистої продукції та дихання, тобто:

$$P_v = P_c + R.$$

Склянковий метод визначення продукції та деструкції давно набув популярності й наразі – це головний метод визначення продукції та складових продукційно-деструкційних процесів. Значно пізніше почали звертати увагу на ту обставину, що чим коротша експозиція, тим більша швидкість біопродукційного процесу (рис. 6.2).

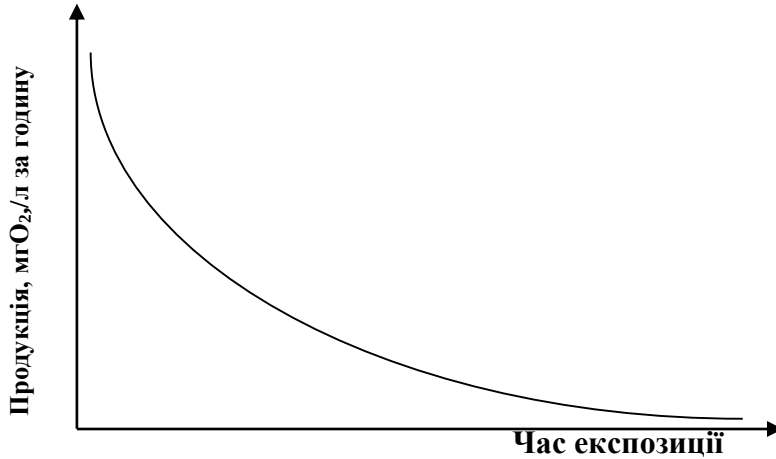


Рис. 6.2. Швидкість продукції за різної експозиції склянок

Причому, чим вищий темп продукційного процесу, тим різкіший спад його інтенсивності у склянках. Це можна пояснити низкою причин: бурхливий фотосинтез призводить до виділення значної кількості кисню, який, в умовах замкненої склянки, є потужним інгібітором самого фотосинтезу. Швидко вичерпуються запаси (у склянці) вуглекислоти і біогенних елементів.

Часто неврахування механізмів саморегуляції спотворює результати екологічних досліджень. Так, при визначенні продукції за склянковим методом, відразу після того, як вода опиняється в замкненому просторі, запускаються механізми регуляції фотосинтетичної активності. В ході фотосинтезу концентрація CO₂ зменшується, як і концентрація всіх біогенів, що використовуються в процесі фотосинтезу. Це неминуче знижує активність фотосинтетичної діяльності рослин; з іншого боку, зростання концентрації кисню, в свою чергу, інгібує фотосинтез. Окрім цього, як показано експериментами з радіоактивними мітками, навколо фітопланктону протягом кількох хвилин чи навіть секунд утворюється прошарок, позбавлений біогенів, що відразу блокує фотосинтез. У природних умовах це компенсується турбулентністю водних мас, переміщенням фітопланктону, потоком метаболітів (від зоопланктерів, нектонтів тощо). Таким чином, чим вищий рівень фотосинтезу, тим істотніше спотворюються результати його вимірів за методом світлих і чорних склянок.

Тут ми маємо загальну проблему: як отримати об'єктивні дані щодо швидкості затухаючого процесу. Для цього цілком достатньо буде отримати 3-4 точки швидкості процесу в часі та шляхом графічної чи математичної екстраполяції до t_0 отримати реальну швидкість процесу до початку його затухання.

Таким чином, при використанні цього методу спостерігається прояв закону Ле Шательє–Брауна – зрушення рівноваги в системі запускає механізми, що прагнуть повернути її стан до вихідного.

Ретельними дослідженнями було встановлено, що склянковий метод з добовою експозицією є надійним інструментом визначення в природних умовах валової первинної продукції евтрофних водойм при біомасі фітопланктону до $15,0 \text{ г/м}^3$. За більш високої біомаси фітопланктону результати визначень шляхом чотиригодинних експозицій статистично вірогідно в 1,74-2,78 разів вищі, ніж за результатами добових експозицій (Щербак, 2000). А за більш інтенсивного продукційного процесу спотворення реальних результатів значно зростає (пропорційно інтенсивності біопродукційного процесу).

6.2. Механізми регуляції на екосистемному рівні

На екосистемному рівні регуляція знаходить свій прояв і в екологічній сукцесії – як авто-, так і гетеротрофна сукцесії розвиваються в напрямку досягнення термодинамічної рівноваги системи, коли вся доступна системі енергія (енергія, асимільована системою) йде на підтримання її впорядкованості. Зазвичай в ході екологічної сукцесії зростає величина валової продукції системи і загальний рівень деструкційних процесів, а співвідношення P/R прямує до 1, відповідно, чиста продукція екосистеми прямує до нуля. Стан клімаксу характеризується тим, що вся енергія йде на підтримання впорядкованості системи (*негентронії*). Це знаходить свій прояв і у взаємозв'язку речовинно-енергетичних, і інформаційних процесів в екосистемі. Стабільність системи забезпечується їх збалансованістю і узгодженістю.

Для кількісної характеристики регуляторних можливостей системи існує кілька підходів. Зокрема, можна оцінити стійкість за відношенням відносних змін чинника, що виводить систему зі стану рівноваги та відносного відхилення досліджуваного параметру системи. Так, оцінюючи можливість осморегуляторних механізмів, ми порівнюємо зміну солоності (у скільки разів) та концентрації солей в тканинних рідинах організму. На екосистемному рівні можна порівнювати рівень освітленості та рівень фотосинтезу, рівень забруднення середовища (концентрацію забруднюючих речовин) та значення найбільш вагомих параметрів екосистеми – інформаційних, речовинно-енергетичних.

6.3. Стабільність і стійкість екосистем

Стійкістю називається властивість системи зберігати притаманні їй риси і особливості (склад і структуру) за умов впливу факторів, що виводять систему зі стану рівноваги. Рівень досягнутої стабільності досить різноманітний і залежить як від жорсткості навколишнього середовища, так і від ефективності внутрішньосистемних механізмів управління.

Розрізняють два типи стійкості – *пружну* і *резистентну*.

6.3.1. Пружна стійкість

Цей тип стійкості притаманний системам, котрі у відповідь на збурюючий вплив виходять зі стану рівноваги, але з припиненням дії цього чинника повертаються до вихідного стану. Характерним прикладом пружної стійкості є *пірогенні угруповання*. Час від часу вони практично знищуються внаслідок пожеж, проте досить швидко відновлюються. Каліфорнійські зарості чапараллю після кожної пожежі поновлюються повністю за кілька років. Часто їх називають пірогенними угрупованнями, бо саме підтримання притаманних їм рис забезпечується їх періодичним вигоранням.

Одним з різновидів пружної стійкості є екосистеми імпульсної стабільності. Саме їхнє існування базується на значних коливаннях. Це, зокрема, і екосистеми тимчасових водойм тощо.

6.3.2. Резистентна стійкість

– система зберігає притаманні їй структурно-функціональні особливості до певної межі (певних значень) збурюючого чинника; але коли його інтенсивність перевищить певну (критичну) межу – система виходить зі стану рівноваги, до якого вона вже не зможе повернутися навіть після повного припинення збурюючого впливу. Так, каліфорнійські секвойні ліси досить стійкі до пожеж (завдяки товстому шару кори тощо), але при згоранні лісу він відновлюється вкрай повільно (або ж не відновлюється зовсім).

Для кількісної характеристики стійкості системи необхідно оцінити силу впливу на неї певного чинника і відповідні зміни в системі у відповідь на цей вплив. Зокрема, при резистентній стійкості визначаємо за якого інтервалу значень певного чинника система зберігає притаманні їй структурно-функціональні особливості. Так, гомойотермні тварини мають відносно постійну температуру в широкому діапазоні температур зовнішнього середовища. Пойкілотермні можуть регулювати температуру свого тіла, обираючи ті чи інші ділянки з певною температурою. Осморегулятори підтримують певний осмотичний тиск у рідинах свого тіла, а осмоконформери характеризуються ізоосмотичністю. Проте солоність 7–8‰ виявляється критичною для переважної більшості видів (явище парадоксу солонуватих вод), що свідчить про певні обмеження регуляторних можливостей організму.

Кількісна оцінка меж стійкості екосистем має виключно важливе практичне значення в екологічному прогнозуванні. Часто доводиться прогнозувати зміни в екосистемах у відповідь на різні антропогенні навантаження. Це і є, по суті, оцінкою стійкості екосистем при різних інтенсивностях впливу на них. На біосферному рівні стійкість знаходить свій прояв у відносно сталій величині концентрації вуглекислоти в атмосфері. У відповідь на зростання концентрації діоксиду вуглецю активізуються процеси фотосинтезу (відзначимо, що сучасний рівень вуглекислого газу є лімітуючим про-

дуктивність рослин чинником), а частина CO_2 , розчиняючись у воді, зв'язується карбонат-бікарбонатною системою гідросфери. Але якщо *буферна ємність* вичерпана, регуляція істотно порушується.

Підбиваючи підсумки типам стійкості систем, схематично зобразимо їх таким чином. Пружна стійкість визначається максимальною силою збурюючого впливу, після припинення дії якого система повертається до вихідного стану (рис. 6.3). Якщо ж сила збурюючого впливу виявиться більшою, ніж стійкість системи, то навіть після припинення його дії система вже може не повернутися до вихідного стану (1), а вже до якогось іншого (2 чи 3) (рис. 6.3).

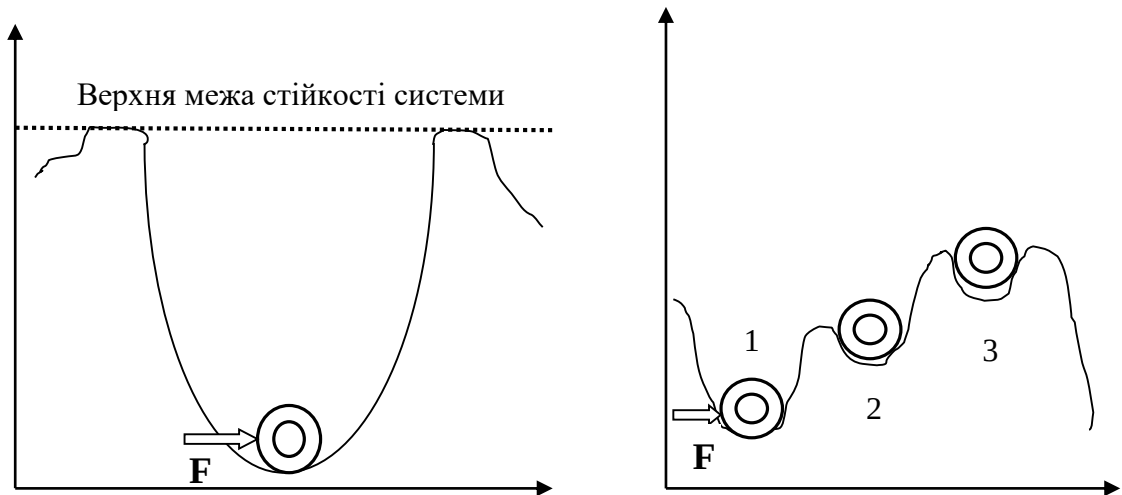


Рис. 6.3. Пружна стійкість системи: у відповідь на збурюючий вплив силою F система виходить зі стану рівноваги; після припинення його дії система може повернутися до вихідного стану (1), або ж до іншого стану (2 чи 3).

Для пружної стійкості кількісною характеристикою слугує максимальна сила впливу певного чинника, після припинення якого система здатна повернутися до вихідного стану. Важливою характеристикою є також швидкість, з якою система повертається до попереднього стану.

Для оцінки резистентної стійкості використовують максимальну силу впливу F , за якого система ще залишається на певному рівні своєї структурно-функціональної організації. Виведена ж з цього стану, зазвичай система вже до нього не повертається навіть після повного припинення дії збурюючого чинника (рис. 6.4).

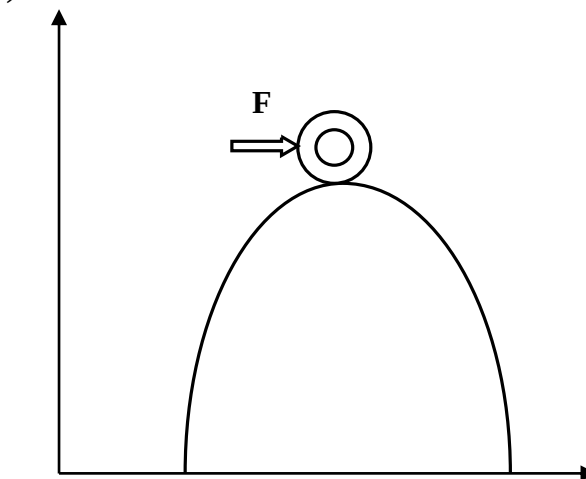


Рис. 6.4. Резистентна стійкість системи

У природних умовах зазвичай екосистеми мають переважно один тип стійкості, що забезпечується цілою низкою відповідних адаптацій. Проте у низці випадків певний тип стійкості не виражений.

Останніми десятиліттями різко загострилася проблема *біологічних інтродуцентів та інвазій*, що є безпосереднім наслідком порушення стійкості екологічних систем. Саме порушення притаманної екосистемі структурно-функціональної організації створює передумови для появи нових, не характерних даній екосистемі видів.

Для розуміння ролі коливальних процесів у екосистемах важливо згадати Принцип нерівноважної динаміки Пригожина–Онсагера.

6.4. Принцип нерівноважної динаміки Пригожина–Онсагера

(даний принцип називається «Теоремою Пригожина»). Цей принцип обговорювався Л. Онсагером у 1931 р. і був розвинений в працях І. Пригожина (1947, 1986 та ін.). “Тут ми підходимо до одного з наших головних висновків: на всіх рівнях, будь то рівень макроскопічної фізики, рівень флуктуацій чи мікроскопічний рівень, джерелом порядку є нерівноважність. *Нерівноважність є те, що породжує «порядок з хаосу»* (курсив авторів)” (Пригожин, Стенгерс, 1986). “Якщо стійкі системи асоціюються з поняттям термодинамічного, симетричного часу, то нестійкі хаотичні системи асоціюються з поняттям ймовірнісного часу, що передбачає порушення симетрії між минулим і майбутнім” (Пригожин, Стенгерс, 1994).

З позицій нерівноважної термодинаміки еволюція має задовольняти три основні вимоги:

- незворотність, яка виражається в порушенні симетрії між минулим і майбутнім;
- необхідність запровадження поняття «подія»;
- деякі події повинні мати здатність змінювати хід еволюції.

Умови формування нових структур:

- відкритість системи;
- її стан далекий від рівноваги;
- наявність флуктуацій.

“В основі процесів розвитку біосистем лежить протиріччя між випадковістю і закономірністю, свободою вибору і надійністю пам’яті, хаосом і структурою тощо” (Букварева, Алещенко, 1997). Новоутворення створюються нелінійними системами, які можуть мати декілька стійких станів. *Перевищуючи границю стійкості система потрапляє в критичний стан, який називається точкою біфуркації*. В цій точці навіть незначна флуктуація може вивести систему на інший шлях еволюції і різко змінити її структуру і поведінку. Це і називається *подією*. Таким чином, випадковість і необхід-

ність доповнюють одна одну, визначаючи долю відкритої системи. Властивості *відкритих* (нерівноважних) і *закритих* систем істотно відрізняються (табл. 6.1).

Таблиця 6.1. Властивості відкритих і закритих систем (Горелов, 1997)

Відкриті системи	Закриті системи
Система "адаптується" до зовнішніх умов, змінюючи свою структуру	Для переходу з однієї структури до іншої необхідні сильні збурення або зміни граничних умов
Наявність великої кількості стаціонарних станів	Один стаціонарний стан
Висока чутливість до випадкових флуктуацій	Нечутливість до флуктуацій
Нерівноважність – джерело порядку (всі елементи системи діють узгоджено) і складності	Елементи системи поведуть себе, певною мірою, незалежно один від одного
Фундаментальна невизначеність (непередбачуваність) поведінки системи	Поведінка системи детермінована

У точці біфуркації флуктуація досягає такої сили, що структура системи не витримує і руйнується; в цьому випадку принципово неможливо передбачити чи стане динаміка системи хаотичною чи вона перейде на новий, більш високий рівень впорядкованості, який І. Пригожін назвав **дисипативною структурою** (для підтримання цієї структури необхідно більше енергії, ніж для підтримання більш простих структур, на зміну яким вона прийшла). “Дисипативні структури існують лише постільки, поскільки система дисипує (розсіює) енергію і, відповідно, виробляє ентропію. З енергії виникає порядок зі зростанням загальної ентропії. Таким чином, ентропія – не просто беззупинне сповзання системи до стану, позбавленого будь-якої організації..., а за певних умов стає праматір’ю порядку” (Горелов, 1997).

Флуктуації – циклічні зміни в екосистемах під впливом циклічних процесів – періодів доби, сезонів року, фаз Місяця тощо. Кожна екосистема, залишаючись собою, має зовсім інший вигляд у різні пори року, часто і в різний час доби тощо. Природню цикліку необхідно враховувати і при порівнянні окремих екосистем між собою, оскільки в різний час одна і та ж екосистема мало на себе схожа! Циклічні зміни досить правильно чергуються у часі, а тому вони передбачувані й прогнозовані. Колосальну інформацію щодо різних аспектів сезонних явищ у природних екосистемах накопичена **фенологією** – наукою про сезонні явища природи, терміни їх настання і причини, що визначають ці терміни.

Засновником фенології вважають Р. Ремюра, який в 1735 році встановив залежність сезонного розвитку рослин від різних метеорологічних факторів. У 1748 році К. Лінней запропонував створити мережу пунктів фенологічних спостережень.

Знання фенологічних закономірностей має виключно важливе значення, зокрема, для прогнозування різноманітних сезонних явищ і процесів. Так, багаторічні дослідження міграцій птахів на території України дозволили встановити їх загальні закономірності та ефективно використовувати їх при прогнозуванні орнітологічної ситуації (праці орнітологів Київського національного університету імені Тараса Шевченка).

6.5. Трансформації екосистем

Трансформацією зазвичай називають зміни екосистем під впливом потужного зовнішнього чинника – антропогенного чи природного. Тому це, здебільшого, деградаційні зміни, що супроводжуються руйнацією екосистем, розбалансуванням внутрішньосистемних процесів, зниженням видового різноманіття та спрощенням інформаційної структури, розкорельованістю речовинно-енергетичних процесів тощо. Типовими взірцями трансформованих екосистем є урбанізовані території. Водночас варто підкреслити, що наразі переважна більшість екосистем є істотно антропогенно трансформованими системами.

Розглянемо трансформацію екосистеми на прикладі Азовського моря, яке завжди вважалось одним з найбільш продуктивних (у тому числі рибопродуктивних) у світі. В 1930–60 рр. вилов риби в ньому досягав 85 кг/га на рік, головним чином за рахунок тюльки, судака, ляща та хамси. Максимальна глибина Азовського моря 14,4 м, солоність близько 10,5‰. Останніми десятиліттями Азовське море опинилося під потужним антропогенним впливом, пов'язаним із зарегулюванням стоку Дону і Кубані, що знайшло своє відображення на водному режимі моря, зростанні об'єму стічних вод промислового і сільськогосподарського походження, інтенсифікації судноплавства тощо. Це істотно підірвало запаси бентосу і риб-бентофагів. Цьому сприяли і геологорозвідувальні роботи з пошуку нафти і газу, звалювання в море забруднених ґрунтів із акваторій портів і судноплавних каналів (дампінг) тощо.

У період інтенсивної хімізації сільськогосподарства на півдні Росії і в Україні (друга половина 60-х – 80-ті роки), зі стоком Дону і Кубані зросло надходження добрив і пестицидів у море. Внаслідок цього відбулася *евтрофікація* і обумовлене нею “цвітіння” води, а також накопичення залишків пестицидів в трофічних ланцюгах і акумуляція їх в тілі риб, особливо хижаків. Тяжко вдарило по рибним запасам розорювання заплавних луків – нерестовищ риб і засмоктування великої кількості мальків у різноманітні водозабірні споруди. І все ж таки, навіть за цих несприятливих умов екосистема Азовського моря виявилася досить стійкою, а загальний вилов риби досягав 250 тис. т/рік, або в середньому 66 кг/га – переважно за рахунок дрібних пелагічних видів – хамси і тюльки. Антропогенний прес на пелагіаль виявився меншим, ніж на бенталь і планктон Азовського моря продовжував розвиватись досить інтенсивно.

У 1990-ті роки, у зв'язку з економічною кризою та спадом виробництва масштаб антропогенного навантаження на море знизився, токсикогенний стік з полів втратив своє колишнє значення і можна було сподіватися, що рибопродуктивність Азовського моря почне зростати. Проте відбулося несподіване: в Азовське море з Чорного, разом з водними масами відбулося вторгнення занесеного з Атлантичного океану реброплава мнеміопсис (*Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz), який знайшов тут багаті кормові ресурси у вигляді зоопланктону, а також іхтіопланктону. За короткий термін кормова база пелагічних риб виявилася підірваною, промислові запаси впали до критичного рівня. Рибна промисловість Росії і України в цьому регіоні зазнала величезних, небачених раніше збитків.

У Чорному морі поодинокі екземпляри цього виду реброплава були помічені ще в 1982 році, проте вже наприкінці 80-х його загальна біомаса в морі досягла одного мільярда тон. Із Чорного моря мнеміопсис, завдяки системі течій, розселився в сусідні моря – Азовське, Мармурове, Егейське та Середземне.

Слідом за мнеміопсисом в Азовське море вселився і гребінець *Beroe ovata*, який є антагоністом мнеміопсиса, і він вже розпочав обмежувати його чисельність. Загалом збитки, завдані мнеміопсисом рибному промислу оцінюються в 43 млн. доларів США щорічно. Вченими обґрунтовано метод регуляції щільності мнеміопсиса шляхом вселення його вида-антагоніста – *Beroe ovata*.

Таким чином, усі типи динаміки екосистем можна поділити на дві групи: циклічні – флуктуації, і нециклічні – сукцесії та трансформації. При цьому слід відзначити, що нециклічні зміни екосистем можуть бути як зворотними, так і незворотними. Найчастіше до незворотних змін екосистем можна віднести їх трансформацію, головним чином, антропогенну. Але і трансформації часто бувають зворотними, і з припиненням пресу чинника, що спричинив трансформацію тієї чи іншої екосистеми, її стан часто повертається до вихідного. Це стосується і сукцесій. Ціла низка факторів може зупинити сукцесію або навіть “відкинути” екосистему на якусь попередню стадію – “серію” її розвитку. Але і в цьому випадку сукцесія здебільшого продовжиться у тому ж таки напрямку. Саме спрямованість сукцесій лежить в основі можливості прогнозування стану різноманітних екосистем певної стадії серії.

6.6. Можливості впливу на екосистеми у бажаному напрямку. Основи екотехнології

Переважає більшість спроб людини вплинути на екосистеми у бажаному напрямку, як відомо, закінчувалася нічим (крім величезних витрат на ці спроби). Це і програми «боротьби» з цвітінням водойм, і з заростанням каналів. Грандіозні за масштабами та безглуздістю зміни гідрологічного ре-

жиму рівнинних річок (зокрема, Дніпра) породили низку проблем, на «боротьбу» з якими було спрямовано зусилля величезної армії дослідників та колосальні матеріальні ресурси, проте результати виявилися невтішними.

Проте у деяких випадках вдалося досягнути певних успіхів у розробці методології впливу на екосистеми у бажаному напрямку. Саме один з таких вдалих варіантів розглянуто нижче.

З початку 80-х років у кількох країнах почав розроблятися напрямок, який дістав назву *біоманіпуляції* чи *екотехнології*. Суть його полягає в тому, що, впливаючи на верхні ланки трофічної мережі екосистем, вдається істотно змінити параметри екосистеми в цілому у бажаному для людини напрямку.

Так, у водосховищі спостерігається бурхливий розвиток фітопланктону: прозорість невелика, вода має низьку якість для питного та господарського водопостачання. Як можна поліпшити ці параметри, тобто зменшити концентрацію фітопланктону, завислих у воді органо-мінеральних часток тощо? Виявляється, часто цю проблему можна вирішити шляхом вселення шук певного розміру чи інших хижаків, основу раціону яких складають зоопланктофаги. В свою чергу, зоопланктофаги, живлячись елективно (вибірково), в першу чергу виїдають крупних зоопланктерів (Гиляров, 1987) (бо це найбільш доцільно з енергетичної точки зору), які, як відомо, найефективніше відфільтровують фітопланктон і сприяють осадженню завислих у воді часток.

Перші дослідження, які показали вирішальну роль пресу риб на структуру планктону, були проведені в Чехословаччині в 60-х роках під керівництвом Грбачека. З'ясувалося, що за високої щільності риб зоопланктон представлений лише дрібними формами, а за низької – значно крупнішими (за високої щільності рибного населення зоопланктон був представлений *Bosmina longirostris* – середня довжина тіла 0,33-0,38 мм а *Daphnia cucullata* 0,68-0,78 мм; а за низької щільності риб – головним чином *Daphnia pulicaria* – 2,0-2,3 мм і *Daphnia longispina* – 1,4-1,8 мм). Причому загальна біомаса зоопланктону в середньому була досить постійною в обох випадках.

Послаблення пресу зоопланктофагів неминуче призводить до змін у структурі всього угруповання, яке знаходить свій прояв як у зростанні загальних індивідуальних розмірів зоопланктону, так і у зростанні щільності його популяцій. Збільшення розмірів зоопланктерів призводить, з одного боку, до більш ефективної фільтрації, а з іншого – у крупніших особин того ж виду відносна швидкість метаболічних процесів нижча. Це зумовлює зменшення інтенсивності екскреторних процесів зоопланктону. А як відомо, значну частку біогенних речовин фітопланктон отримує саме від зоопланктону, який екскретує їх у процесі метаболізму. Таким чином, фітопланктон отримує значно менше біогенів. Крім того, крупніші форми зоопланктону у порівнянні з дрібнішими особинами того ж виду здійснюють більш істотні вертикальні міграції (і більшу частину доби проводять в шарі гіполімніону, де їхні продукти метаболізму практично недоступні для фітопланктону). Тут ми згадали лише деякі взаємовідносини у водній екосистемі, які тісно

пов'язані між собою і дозволяють людині, впливаючи на певні ланки цієї складної мережі, отримувати бажаний ефект. Прозорість води після вселення хижаків зростала в кілька разів, а концентрація завислих часток значно знижувалася вже через кілька тижнів після вселення хижаків відповідного розміру.

Таким чином, знання механізмів функціонування конкретних екосистем дозволяє, використовуючи всю доступну впливу людини систему зворотніх зв'язків між окремими її елементами та процесами, змінювати стан екосистеми в цілому в бажаному напрямку шляхом впливу на ключові ланки, що істотно знижує витрати на вжиття оптимізаційних заходів.

6.7. Теорія катастроф

Для розуміння процесів і явищ, що мають місце в екосистемах, вирішення багатьох проблем сучасної екології – стійкості екосистем, їхньої ємності, шляхів розвитку і темпів антропогенної трансформації, переходу екосистеми до якісно нового стану та оцінки можливостей відновлення порушених екосистем чи повернення їхнього стану до вихідного – конче необхідно познайомитися з базовими засадами теорії катастроф. **Теорія катастроф** – філософсько-математична концепція, що описує закономірності раптового переходу складних систем від одного стійкого стану до іншого. Вважають, що теорія катастроф може бути застосована для аналізу будь-яких екстремальних явищ у живій і неживій парироді, техніці, суспільному житті. Відомі успішні спроби використання теорії катастроф для описування та аналізу різних процесів: закипання та замерзання рідини, руйнування інженерних споруд під впливом навантаження, деградації екосистем під дією зовнішніх чинників, виникнення й занепаду тоталітарних режимів тощо. Будь-яке зовнішнє навантаження на сталу систему (наприклад, техногенне), призводить до певних змін у її стані. З підвищенням навантаження всередині системи накопичуються зміни, нехарактерні для стійкого стану. Це відбувається до того часу, поки параметри стану не досягнуть значень, за яких система під дією вже внутрішніх факторів починає якісно змінюватися, переходячи в інший стійкий стан. Такі значення параметрів, за яких змінюється типологія системи, називається критичними точками, або точками розгалуження. З досягненням критичної точки у системі з'являються два (або більше) варіанти подальшої еволюції – повернення до стійкого вихідного стану, що відбувається при ослабленні навантаження, або самостійний перехід до нового стійкого стану навіть за незначного посилення навантаження. Класичним об'єктом для використання положень теорії катастроф є процес прискореної евтрофікації природних водойм під дією промислових або сільськогосподарських стоків. Поки кількість нітратів, фосфатів, органічних сполук та інших біогенних компонентів, що потрапляють до водойми, незначна, внутрішні захисні механізми біологічного і небіологічного характеру здатні протистояти такому впливу, хоч кількісний і якісний склад

біоти у водоймі зазнає деяких змін. Ці зміни зазвичай мають характер деволюції, тобто відбувається пригнічення вищих форм флори і фауни та розвиток нижчих. Вони є зворотними і повністю зникають при припиненні забруднень. Якщо обсяг стоків дуже великий, зміни, що відбуваються у водоймі, досягають критичної точки. Поширення нижчих організмів, насамперед синьозелених водоростей, досягає такого значення, що зворотний перехід до стійкого вихідного стану стає неможливим. У зв'язку з розвитком синьозелених водоростей знижується концентрація кисню у воді, погіршуються умови існування вищих форм, можуть розвиватися процеси заболочування водойми. Теорія катастроф дає змогу класифікувати реальний перехідний процес і формалізувати його для визначення характеристик точок розгалуження і встановлення межі стійкого розвитку об'єкта. Можливими об'єктами для використання теорії катастроф у екології є також процеси опустелювання, виникнення парникового ефекту, деградація екосистем мегаполісів та інші.

Контрольні запитання до розділу

1. Які виділяють типи різноманіття ?
2. Опишіть інформаційну структуру будь-якої екосистеми.
3. В чому суть правила Дарлінгтона?
4. Які типи структур притаманні екосистемі?
5. В чому полягає відмінність колообігів газоподібних речовин від осадового циклу?
6. Порівняйте колообіг азоту з колообігом фосфору.
7. Які типи екосистем можна виділити за характером їх енергетичної структури?
8. На чому базуються методологічні прийоми екотехнології?
9. Які типи зворотнього зв'язку мають більше значення для регуляції екосистемних процесів?
10. Як змінюється швидкість продукції з часом при використанні склянного методу?
11. В чому полягає принцип Ле Шательє–Брауна?
12. Що лежить в основі регуляції будь-яких процесів?
13. Які виділяють основні типи динаміки екосистем?
14. В чому полягає суть теорії катастроф та яке вона має значення в екології?

РОЗДІЛ 7

ЗАБРУДНЕННЯ ЕКОСИСТЕМ

Сучасні екосистеми знаходяться в умовах значного антропогенного навантаження. Це знаходить свій прояв як у зміні фізико-хімічних умов звичайних екофакторів (термального режиму, зміни швидкості течії у зв'язку з зарегулюванням річкового стоку, зміни турбулентності тощо), так і у забрудненні (З) середовища різними забруднюючими речовинами.

Згідно з визначенням, даним у словнику з екології та охорони природи (Мусієнко, Серебряков, Брайон, 2002), **забруднення** – 1) привнесення або утворення у середовищі звичайно не характерних для нього фізичних, хімічних, інформаційних чи біологічних агентів; перевищення в досліджуваній період часу природного середньобаторічного рівня (у межах його граничних коливань) концентрації перелічених агентів у середовищі, що нерідко призводить до негативних наслідків; 2) збільшення концентрації фізичних, хімічних, інформаційних та біологічних агентів понад кількості, яка спостерігалася нещодавно (наприклад, покаламутніння річкової води після дощу). В найзагальнішому вигляді забруднення – це все те, що не в тому місці, не в той час і не в тій кількості виявляється у природі і порушує в її системах рівновагу, відхиляється від звичайних та звичних для людини норм. Забруднення може викликатися будь-яким агентом, у т.ч. й “найчистішим” (наприклад, зайва відносно природної норми вода в екосистемі суходолу – забрудник) У кібернетичному тлумаченні З. – це постійний чи змінний шум, що збільшує ентропію системи. Забруднення може зумовлюватись природними причинами (З. природне) і під впливом діяльності людини – З. антропогенне (про останнє звичайно йдеться в разі обговорення проблем З.). Рівень забруднення оцінюється ГДК (гранично допустимими концентраціями), ГДВ (гранично допустимі викиди) та іншими Нормативними показниками.

Виходячи з відомої тези Парацельса *«Ніщо не позбавлено отруйності»*, (Paracelsus, він же Філіпп Теофаст Бомбаст фон Гогенгейм, 1493–1541, – лікар і основоположник **ятрохімії** – напрямку в медицині, який розглядає всі хвороби як результат порушення хімічної рівноваги), варто завжди мати на увазі, що одні й ті самі речовини, конче необхідні в мікрокількостях, спричиняють отруєння за відносно невисокого їх вмісту. Так, багато які мікроелементи, абсолютно необхідні для життя, є типовими **токсикантами** за певної їх концентрації. Та й саме поняття **«токсикант»** зазвичай використовується у широкому і вузькому сенсах. У широкому розумінні **токсикант** – речовина, яка за певної концентрації (чи дози) спричинює токсичний ефект (ефект отруєння).

Оскільки розбіжності у тлумаченні різних термінів, які стосуються проблеми забруднення довкілля і оцінки стану екосистем досить істотні, доцільно навести загальноприйняті у Європейському Союзі основні терміни та їх визначення згідно *Водної рамкової директиви ЄС 2000/60/ЄС*. Після 5-річного процесу реструктуризації європейської водної політики була

прийнята нова Директива 2000/60/ЕС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2000 року, яка встановлює рамки дії Співтовариства у сфері водної політики. Вона стала керівним документом для встановлення цілей охорони води в цьому столітті. Водна Рамкова Директива передбачає:

- Комплексний підхід до захисту усіх вод – річок, озер, прибережних і підземних вод;
- Досягнення «доброго» стану для всіх вод до 2015 року (цілеспрямований менеджмент);
- Управління водними ресурсами за басейновим принципом;
- Посилення транскордонного співробітництва прибережних країн (один річковий басейн – єдиний план управління);
- Ефективне використання водних ресурсів за принципом «забруднювач платить»;
- Широкомасштабне залучення громадян, зацікавлених сторін, НГО;
- Удосконалення законодавства.

Водна Рамкова Директива надає країнам-членам Європейського союзу та країнам, що мають на меті приєднання до нього нові масштабні можливості співпраці у сфері покращення екологічного стану річок і озер. Це відповідає цілям міжнародної співпраці у рамках процесу «Довкілля для Європи» та «Екологічній програмі для Центральної і Східної Європи».

7.1. Основні терміни

Забруднення – пряме або непряме внесення в результаті діяльності людини речовин або тепла в повітря, воду або землю, що може бути небезпечним для здоров'я людини або якості водних екосистем чи то для безпосередньо залежних від них наземних екосистем, що в результаті призводить до псування матеріальних цінностей або до погіршення чи ушкодження корисних властивостей довкілля та можливості законного користування довкіллям;

Небезпечні речовини – речовини або групи речовин, що є токсичними, стійкими і здатними до біоаккумуляції, та інші речовини, або групи речовин, які викликають еквівалентний рівень стурбованості;

Речовина-забрудник – будь-яка речовина, яка може спричинити забруднення, особливо ті, що перелічені в Додатку VIII ВРД (водної рамкової директиви);

Екологічний стандарт якості – концентрація окремої речовини-забрудника або групи речовин у воді, осаді або біоті, яку не можна перевищувати для того, щоб захистити здоров'я людини та довкілля;

Коефіцієнт екологічної якості – коефіцієнт, що виражає співвідношення між вимірними значеннями біологічних параметрів та референційними значеннями обраного поверхневого водного об'єкта. Коефіцієнт виражається числовою величиною від нуля до одиниці, відмінний екологічний стан відповідає значенням, близьким до одиниці, а поганий екологічний стан – значенням, близьким до нуля;

Референційні умови – стан будь-якого водного об'єкта (у даний час або в минулому), за якого відсутні (спостерігаються в незначному обсязі) зміни величин гідроморфологічних, фізико-хімічних та біологічних складових якості, які могли б існувати за відсутності антропогенного втручання. Референційні умови слід представляти як величини складових екологічної якості для розрахунку коефіцієнтів екологічної якості та подальшої класифікації екологічного стану;

Стан поверхневих вод – загальний вираз щодо стану поверхневого водного об'єкта, який визначається найгіршими показниками його екологічного та хімічного станів;

Екологічний стан – вираження якості структури і функціонування водних екосистем, пов'язаних з поверхневими водами, відповідно до класифікації, наведеної в Додатку V ВРД;

Критичне навантаження – кількісна оцінка впливу однієї або декількох речовин-забрудників, нижче від якої не відбувається значних шкідливих впливів на елементи довкілля;

Погіршення якості – погіршення якісних параметрів одного або більше елементів певної системи.

З позицій системного підходу забруднення – поява чи перевищення значень будь-якого чинника (речовинного, енергетичного, інформаційного), що призводить до зниження функції благополуччя системи.

У низці випадків забруднення – поява нехарактерних (генетично чужерідних) компонентів чи неприйнятної їх концентрації, що істотно порушує природний плин процесів та призводить до зниження функції благополуччя системи.

За типами забруднень розрізняють *механічне, фізичне, хімічне, біологічне та інформаційне забруднення*.

Проблема взаємовідносин організм-середовище вирішувалась біологами з давніх часів. Дія природних факторів на організми розглядається всіма еволюціоністами і екологами. В наш час проблема забруднення екосистем є глобальною і чимдалі все більше привертає увагу не лише практиків (спеціалістів з охорони природи), але і теоретиків, оскільки подальша еволюція життя на Землі буде здійснюватись при значному впливі різних токсикантів на всі сторони життєвого процесу. Хімічне забруднення середовища життя виступає вже як новий фактор еволюційного процесу життя на Землі (Строганов, 1983).

7.2. Забруднення біосфери

Забруднення істотно позначилось як на атмосфері, літосфері, так і на гідросфері. Будь-яке забруднення врешті-решт потрапляє до водойм, спричинюючи через гідрологічний цикл забруднення всього довкілля.

Водні екосистеми накопичуючи забруднення з усього водозбірного басейну, виявляються найбільш уразливими. З іншого боку, їх індикація може

дати цінну інформацію про ступінь забруднення всього водозбірного басейну.

Із забруднюючих речовин найбільше значення для екосистем мають нафта і нафтопродукти, пестициди, солі важких металів, детергенти, антисептики і радіонукліди.

7.2.1. Нафта і нафтопродукти

Нафта і нафтопродукти потрапляють до водойм при транспортуванні рідкого палива, при ушкодженнях нафтопроводів, підводних бурових роботах, в результаті скидання стоків нафтопереробних підприємств, змивання нафтопродуктів з суходолу тощо.

Середній вміст нафти в пелагіалі Світового океану досягає 10–20 мкг/л. Забруднення нафтопродуктами континентальних водойм значно вище.

Утворюючи на поверхні води плівку, нафта порушує газообмін води з атмосферою, внаслідок чого виникають заморні явища. Розчинні у воді фракції гостро токсичні для переважної більшості водних організмів. При значному рівні забруднення життя майже відсутнє, натомість значного розвитку досягають нафтоокислюючі бактерії.

Вже за концентрацій нафтопродуктів 10^{-3} – 10^{-6} мг/л сповільнюється чи припиняється поділ клітин фітопланктону. Нижчі ракоподібні починають гинути за концентрації нафтопродуктів 10^{-6} мг/л.

7.2.2. Радіоактивне забруднення

У межах території Центральної України розміщена значна кількість техногенних об'єктів радіаційної небезпеки (НВО “Схід ГЗК”, уранові шахти, хвостосховища з відходами збагачення уранових руд тощо). Але головним фактором потенційної небезпеки для здоров'я населення регіону є велика кількість радіоактивних елементів в гірських породах літосфери.

У геоструктурному відношенні ця територія є Кіровоградським блоком Українського кристалічного щита, породи якого мають максимальні для території України концентрації радіоактивних елементів. Тут зосереджені всі найбільші родовища урану, які приурочені до вузлів розломних зон.

У геологічному середовищі постійно відбуваються процеси розпаду урану і торію з утворенням радіоактивних газів радону-222 та радону-220. Проведені протягом 90-х років обстеження території Кіровоградської області виявили значну загазованість радоном багатьох приміщень. Найбільші концентрації спостерігаються в погрібах та підвалах (до 10000–50000 Бк/м³), а також у герметизованих житлових приміщеннях, що мають зв'язок з підвалами, ґрунтом, підґрунтям (до 400–500 Бк/м³) в межах міст Кіровограда та Знам'янки, сіл Зелене, Калинівка, Мар'ївка тощо). Зафіксовані перевищення санітарних норм для житлових приміщень в 5-10 разів (Вовк, 2002).

7.2.3. Пестициди

Пестициди – (від лат. *pestis* – зараза і *caedo* – вбиваю) – хімічні речовини, які використовують для боротьби зі шкідливими організмами. Часто як синоніми використовують терміни *отрутохімікати* і більш вузьке поняття *хімічні засоби захисту рослин (ХЗЗР)*. За впливом на певні групи організмів розрізняють:

гербіциди – знищують сміттеву рослинність;

дефоліанти – пришвидшують опадання листя;

інсектициди – знищують комах;

фунгіциди – знищують грибів;

зооциди – знищують теплокровних тварин;

іхтіоциди – знищують риб;

нематоциди – знищують круглих червів (нематод) тощо.

Більша частина пестицидів – це отрути, що знищують організми-мішені, проте до них належать також стерилізатори (речовини, що викликають безплідність) та інгібітори росту.

У світовій практиці використовується близько 700 індивідуальних хімічних речовин, з яких виготовляють кілька тисяч препаратів. Широке поширення отримали не більше 200 пестицидів.

Застосування пестицидів – потужний напрямок розвитку, вибраний цивілізацією 20-го століття. Можна виокремити три головні причини широкого поширення пестицидів. Перша – прагнення підвищити продуктивність праці в сільському господарстві. Друга – психологічний фактор, який можна назвати «силовим символізмом». Пестициди можна безпосередньо спрямувати на «ворога» і перемогти його. Третя, головна причина – зацікавленість хімічних компаній, які виробляють пестициди, в отриманні все більших прибутків (Федоров, Яблоков, 1999).

Пестициди застосовують, головним чином, у сільському господарстві. Хоч їх використовують також для захисту продовольчих запасів, деревини та інших природних продуктів. У багатьох країнах за допомогою пестицидів проводять хімічну боротьбу зі шкідниками лісів, переносниками захворювань людини і домашніх тварин (зокрема, з малярійним комарем).

Пестициди розрізняються за своєю специфічністю, тобто за діапазоном організмів, які вони уражають. ДДТ (дихлордифенілтрихлорметилетан), наприклад, має широкий спектр дії, знищуючи багато видів тварин. У пилимікарбу спектр дії набагато вузький – він діє на тлю і двокрилих, але не впливає на жуків і багатьох інших комах. Діалон знищує однодольні рослини, майже не впливаючи на дводольні.

Застосування пестицидів широкого спектру дії небезпечне, оскільки знищує безліч різних видів, порушуючи численні взаємозв'язки в екосистемі. Відомий приклад такого роду – використання ДДТ для боротьби з гусінню.

Пестицидне отруєння шкідливо впливає на багатьох хижаків, зокрема, птахів. Наприклад, сокіл-сапсан повністю зник на сході США внаслідок за-

стосування там ДДТ. Птахи особливо чутливі до цього отрутохімікату, оскільки він індукує гормональні зміни, які впливають на метаболізм кальцію, а це призводить до зтоншення шкаралупи яєць, які у більшості випадків починають лускатися навіть при звичайному насиджуванні.

Багато пестицидів дуже стійкі і поширюються далеко від місць застосування. Наприклад, у середині 1960-х років ДДТ виявлений в печінці пінгвінів у Антарктиді.

Використання ДДТ наразі заборонене в усіх розвинених країнах. Проте він досить дешевий і до цього часу вважається гарним засобом в певних ситуаціях, наприклад, при боротьбі з малярійними комарами. За допомогою ДДТ у багатьох країнах вдалося повністю викоренити малярію.

Довготривалі ефекти впливу пестицидів, навіть в малих дозах, і можливий синергізм їхньої дії з іншими забруднювачами середовища і переносниками хвороб досліджені недостатньо.

Використання пестицидів почалося давно. Сірка і миш'як як інсектициди відомі з давніх часів. Дослідження препаратів сполук миш'яка призвели до впровадження в 1867 р. препарата паризької зелені – неочищеного арсеніту міді. В США, наприклад, її використовували вже наприкінці 19 ст. для обмеження чисельності колорадського жука.

Розрізняють *пестициди першого, другого і третього поколінь*. Відлік поколінь пестицидів ведуть з часів першої світової війни, коли в Германії в 1913 р. почали протруювати насіння з використанням ртутьорганічних пестицидів. До *пестицидів першого покоління* зазвичай належать синтетичні інсектициди органічного походження, які з'явилися на ринку після першої світової війни. До них належать, наприклад і 4,6-динітро-о-креол (ДНОК), фенотиазин, які застосовуються ще й сьогодні тощо. ДНОК в 1920 рр. використовували для боротьби із зимуючими стадіями деяких видів комах в плодових насадженнях, а пізніше – для боротьби з бур'янами злакових.

Перед другою світовою війною широкого застосування набули різні етери роданистоводневої кислоти.

Пошук органічних (включаючи синтетичні) речовин для масштабного контролю комах, бур'янів та інших мішеней особливо інтенсивно розпочався після другої світової війни. Широке застосування знайшли *хлорорганічні пестициди (ХОП), фосфорорганічні пестициди (ФОП), карбамати*. Ці групи склали основу *пестицидів другого покоління*.

Початок застосуванню ХОП поклав найвідоміший препарат ДДТ, синтезований австрійцем Отмаром Цайдлером ще в 1874 р. Інсектицидні властивості ДДТ були виявлені в 1937 р. і в 1940 р. розпочалося його використання в якості пестицида. Запровадження ДДТ в практику супроводжувалося нагородженням у 1948 р. швейцарського хіміка Пауля Германа Мюллера, ініціатора застосування ДДТ, Нобелівською премією в галузі фізіології й медицини. Не менш відомим ХОП виявився інсектицид гексахлоран (ГХЦГ).

Третє покоління пестицидів склали, головним чином, синтетичні пиретроїди і гормональні препарати. Принциповою особливістю пестицидів

третього покоління, що мають високу інсектицидну активність і незначну стійкість в оточуючому середовищі, є різке зниження норм витрат від кількох до 200-300 г/га (при $LD_{50} = 40-2000$ мг/кг). Вони малотоксичні для ссавців, проте високотоксичні для риб. Ці пестициди почали застосовуватися з середини 1970-х рр.

До пестицидів належать десятки тисяч хімічних препаратів, синтезованих для боротьби зі шкідливими тваринами і рослинами. За призначенням їх поділяють на інсектициди, акарициди, нематоциди, малакоциди, іхтіоциди, альгіциди, гербіциди та інші.

За хімічним складом розрізняють хлорорганічні (ДДТ, гексахлоран, альдрин, ендрин тощо) і фосфорорганічні (метафос, хлорофос, карбофос), сполуки – похідні карбонових кислот, сечовини тощо. Хлорорганічні пестициди малорозчинні у воді, але добре розчиняються в ліпідах. Період напіврозпаду багатьох з них – понад 10 років.

Пестициди потрапляють до водойм з поверхневим стоком, з атмосфери, особливо при опиліні полів авіацією. Середній вміст пестицидів у пелагіалі океану складає 10-20 нг/л. У континентальних водоймах їх концентрація значно вища. За концентрацій пестицидів 1-10 мкг/л інтенсивність фотосинтезу фітопланктону зменшується на 70-95%. Загальний ефект від застосування пестицидів – зниження видового різноманіття.

Особливо небезпечні пестициди у зв'язку зі здатністю багатьох із них накопичуватися в трофічних ланцюгах (варто згадати історію застосування ДДТ). Детальніше про пестициди варто почитати: *Л.А. Федоров, А.В. Яблочкин*. Пестициды – токсический удар по биосфере и человеку.

7.2.4. Важкі метали

Із численних токсикантів, поширених у водному середовищі, найбільшу тенденцію до накопичення в живих організмах виявляють важкі метали (які в малих концентраціях є біоелементами, необхідними для життя) (Брагінський, 1995).

Сам термін «важкі метали» має деякі відмінності у тлумаченні різними авторами. Зокрема, у технічній літературі, де метали поділяються на легкі та важкі, важкими називають метали зі щільністю понад 5 г/см³ (Морковкин, Панова, 2002); Для біологічної класифікації доцільніше керуватися не щільністю, а відносною атомною масою. До важких металів належить понад 40 хімічних елементів, маса атомів яких складає понад 40 атомних одиниць (Алексеев, 1987), а за іншими джерелами – понад 50 атомних одиниць (Морковкин, Панова, 2002). У екологічній літературі найчастіше використовують саме останнє визначення.

Джерела надходжень токсикантів, у тому числі важких металів, у навколишнє середовище поділяються на природні та антропогенні. До природних джерел належать продукти вивітрювання гірських порід, вулканічна діяльність, родовища копалин тощо. Найбільша кількість важких металів (до 95%) потрапляє в атмосферу і включається в глобальне перенесення за-

вдяки діяльності підприємств чорної і кольорової металургії, машинобудування, радіо- і електротехніки, різних галузей хімічної промисловості, ТЕЦ тощо (Перевозников, Богданова, 1999).

Встановлено, що антропогенне надходження ВМ значно перевищує природне. Зокрема для ртуті – майже вдвічі, для міді, цинку, свинцю – більше, ніж на порядок. Якщо раніше фонові значення металів у переважній більшості випадків були досить низькими, то зараз в окремих водоймах Росії середній їх вміст суттєво зріс. Так, у воді Волги концентрація міді зросла в 11,5 рази, цинку – в 9,8, свинцю – в 5,6, кадмію – в 4,9 рази. Фоновий рівень вмісту важких металів прямо пропорційний ступеню техногенного навантаження. Детально розглянуто проблему забруднення ВМ різноманітних рибогосподарських водойм європейської частини Росії (Перевозников, Богданова, 1999).

Токсикологічні дослідження в різних географічних регіонах Росії дозволили виявити досить істотні відмінності фонового вмісту важких металів. Найбільш характерними у цьому відношенні є геохімічні провінції, які відрізняються аномальним вмістом різних хімічних елементів в корінних і осадових породах, ґрунтах і поверхневих водах. Так, багато біогеохімічних провінцій відрізняються за вмістом у поверхневих водах свинцю в 2000 разів, нікелю – в 1350, цинку – в 500, міді – в 10000, хрому – в 17000 разів (Заличева, 1996).

В Україні серед різних типів токсичного забруднення екосистем все більше значення набувають важкі метали. Так, у 1998 році на притоках Дніпра спостерігалось 210 випадків високого забруднення. З них 193 випадки – забруднення важкими металами. Всього по каскаду дніпровських водосховищ у 1998 році відмічено 192 випадки високого забруднення (понад 10 ГДК), із них 189 випадків – важкими металами (Колесник, 2000).

Аналіз рівня забруднення важкими металами атмосфери і ґрунтів міста Києва показав, що вміст свинцю в атмосфері за останні п'ять років істотно зріс. Якщо в 1995 році середня його концентрація у повітрі становила $0,07 \text{ мг/м}^3$, то в 1999 р. – $0,20 \text{ мг/м}^3$. Згідно з держстандартом середньодобова ГДК свинцю не повинна перевищувати $0,30 \text{ мг/м}^3$. У 1999 році в окремих ділянках міста спостерігалось перевищення ГДК у 3 рази. Результати досліджень показали поступове підвищення рівня важких металів у ґрунтах і у рослинах. Дослідження стану ґрунтів у Києві в 2000 р. показали, що середній вміст свинцю становив 1,7 ГДК. Забруднення визначалося в орному горизонті (на глибині до 20 см). За санітарними нормами концентрація свинцю у ґрунті не повинна перевищувати 30 мг/кг повітряно-сухого ґрунту. Максимальна концентрація свинцю відмічена в районі північно-західного регіонального орендного підприємства “Вторколірмет”, де вона досягла 89,4 ГДК (Мусієнко, Косик, 2002).

У дуже незначних кількостях важкі метали необхідні для життя. Вони проникають у живу клітину у вигляді катіонів і поглинання їх жорстко регулюється, оскільки багато які важкі метали у великих кількостях токсичні (Альберт, 1971). Вищі тварини і рослини потребують такі метали (у вигляді

катионів) (більшість із них необхідна також для бактерій, грибів і, очевидно, взагалі для всіх живих клітин):

а) важкі метали (мідь, залізо, марганець, молібден, кобальт, цинк та інші. б) легкі метали (зазвичай вони зустрічаються частіше і в більшій кількості): кальцій, магній, натрій і калій. Білок, що містить у своєму складі кадмій, виявлений у корковому шарі нирок коней. Хром, можливо, пов'язаний із синтезом інсуліну. До неметалічних мікроелементів належать бор, йод і фтор. До цієї групи можна віднести і селен, який запобігає некрозу у мишей, білом'язову дистрофію у норки, ексудативний діатез у курей та індиків тощо. Багато хвороб рослин і тварин зумовлені порушенням балансу металів. У сої, обробленої надлишком марганцю, швидко розвиваються ознаки недостатності заліза, яким можна запобігти шляхом додавання відповідної кількості заліза. Якщо ж, навпаки, рослини сої ростуть на ґрунті з надто високим вмістом заліза, то в них з'являються симптоми недостатності марганцю.

Біогеохімічні аспекти поведінки заліза, кобальту і хрому детально вивчені в Дунаї і озері Джердап (Радосавльевич, Тасовац, Зарич, 1979). З'ясовано токсичність сполук нікелю (Нибоер, Россетто, Менон, 1993). Нікель, свинець, хром, мідь, цинк, миш'як і ртуть виділені Агентством з охорони навколишнього середовища США як пріоритетні при організації моніторингу й оцінці шкідливого впливу їх на водні екосистеми (Мур, Рамамурти, 1987). Багато важких металів, потрапляючи в організм людини, виявляють канцерогенну (хром, свинець, нікель, миш'як, кобальт, ртуть), мутагенну (хром) і тератогенну (свинець, миш'як, кобальт) дію.

Акумуляція важких металів у водних екосистемах пригнічує не лише окремі організми та їх популяції, але і біопродукційні процеси в цілому. В останні десятиліття спостерігається тенденція до збільшення надходження в прісноводні екосистеми токсичних речовин різноманітної хімічної природи, що містять важкі метали (Брень, Домашлинець, 1998). У мікрограмових концентраціях вони можуть входити до складу біологічно активних речовин: ферментів, вітамінів і т.п. За більш високих концентрацій ці елементи діють як токсиканти. Інтенсивний розвиток досліджень із застосування біоелементів у рибництві вимагає проведення глибокого аналізу інтимних механізмів їх дії на різні боки фізіолого-біохімічних процесів у організмі риб. Проведення таких досліджень в першу чергу пов'язано із встановленням біотичних доз життєво необхідних макро- і мікроелементів у кормі та їх концентрацій у воді, що забезпечує високу інтенсивність біосинтетичних і біоенергетичних процесів у організмі. Існують такі межі концентрацій речовин, із якими регулівні системи не можуть впоратися. Ці межі і є гранично припустимими концентраціями (Лукьяненко, 1972). Токсичність солей важких металів обумовлена аніонами, катіонами або фізико-хімічними властивостями солі.

Деякі солі важких металів, зокрема міді, цинку, тривалентного хрому у слабколужному середовищі випадають в осад. Сполуки важких металів не-

гativement впливають на процеси самоочищення водою. Питанню впливу важких металів на живі організми присвячено багато праць, у тому числі й узагальнюючих (Голмиков, Саноцкий, Тиунов, 1986; Давыдов и др., 2001; Леонова и др., 1992; Филенко, 1988, 1990; Гандзюра, 2002 та інші).

Неорганічні сполуки свинцю порушують обмін речовин і є інгібіторами ферментів (подібно більшості важких металів). Особливо небезпечний вплив свинцю на маленьких дітей, що викликає хронічне захворювання мозку та розумову відсталість. Свинець здатний замінювати кальцій у кістках (Трахтенберг, Луковенко, 1990). Органічні сполуки свинцю ще більш токсичні, ніж неорганічні. Ранні симптоми отруєння свинцем виявляються у вигляді підвищеної збудливості, депресії та роздратування (Брукс, 1982).

Існує чотири головні шляхи надходження важких металів у організм риб:

- хемосорбція йонів слизовими оболонками;
- механічне захоплення завислих часток, які містять ВМ;
- надходження з їжею та водою;
- поглинання зябрами при диханні (Перевозников, Богданова, 1999).

За біологічною роллю в живих організмах важкі метали включають в себе як типові мікроелементи (кобальт, мідь, цинк, молібден, хром, нікель, марганець, ванадій), біохімічні функції яких з'ясовані досить повно, так і метали та металоїди, біологічна роль яких у живих організмах не настільки багатогранна й важлива, або взагалі сумнівна (скандій, титан, срібло, кадмій, золото, платина, ртуть, свинець та ін.). Разом з тим усі важкі метали мають одну загальну властивість: вони можуть бути біологічно активними (Никаноров, Жулидов, 1991).

Вивчення екологічних чинників, які визначають вміст металів у живих організмах – один із напрямків, які активно розробляються, але це питання ще недостатньо вивчене. Потреба в цій інформації гостро відчувається у зв'язку з розвитком системи спостережень і контролю за забрудненням природного середовища. Саме на цьому етапі було усвідомлено, що моніторинг рівнів умісту металів у абіогенних компонентах екосистем не дає повної картини про ступінь забруднення контрольованих екосистем. Це найбільш яскраво виявилось при здійсненні моніторингу початкових стадій забруднення прісноводних екосистем важкими металами (Жулидов, Емец, Шевцов, 1980; Никаноров, Жулидов, Покаржевский, 1985).

Завдання біологічного моніторингу полягає в спостереженні й оцінці стану екосистем, їх відгуку, реакції на антропогенний вплив, визначенні функції стану та відхилення цієї функції від природного стану на різних рівнях, а також прогнозі екологічних наслідків антропогенного забруднення (Израэль, 1984).

Аналіз літературних даних щодо вмісту важких металів у донних відкладах та результатів експериментальних досліджень показав, що безхребетні адекватно реагують на зміну рівня металів у навколишньому середовищі. Це дозволяє використовувати бентонтів як моніторів поліметалічного

забруднення, особливо у зонах водосховищ із значним антропогенним впливом (нижче таких промислових міст, як Запоріжжя, Марганець, Нікополь). Зростання концентрації важких металів у екосистемі Каховського водосховища призводить до зменшення видового розмаїття безхребетних. Чисельність кумових, мізид, гамарид істотно знижується, а при особливо високих рівнях забруднення вони зовсім зникають із складу біоценозів. Результати факторного аналізу показали достовірну залежність рівня вмісту важких металів у організмі тварин від ділянки водосховища, де вони мешкають. При цьому вплив забруднюючих речовин обумовлений таксономічною належністю бентонтів та хімічною природою металу. В найбільш забруднених ділянках водосховища домінували личинки хірономід і олігохети, яких можна розглядати як моніторів поліметалічного забруднення водного середовища. Аналогічну роль виконують молюски, накопичення важких металів у тканинах яких вірогідно відображує ступінь забруднення окремих ділянок водойми (Брень, Домашлинець, 1998).

Встановлені рівні накопичення й ефекти від підвищеного рівня важких металів для прісноводних безхребетних (Timmermans, 1993). Показано, що за період з 1993 по 1997 р. рівень свинцю в органах і тканинах гідробіонтів вищих трофічних рівнів зріс у 1,3 - 2 рази, кадмію у 1,5-1,8 рази, хрому у 1,3-1,7 рази, нікелю в 1,4-2,6 рази в той час як накопичення інших важких металів істотно не зросло.

Дослідження водоростей *Ulva fenestrata* і морської трави *Phyllospadix iwatensis* (багаторічна квіткова рослина) у двох бухтах Японського моря показало, що вміст металів у тілі морської трави значно зріс у забрудненій металами бухті: свинцю й міді – в 10 разів, срібла – в 5, цинку – в 6 разів. В ульві це зростання складало відповідно 16,4, 1,2 і 20 разів. Проте для заліза і нікелю відмічена зворотна залежність: вміст заліза зменшився в 1,5 рази, а нікелю – в 2,7 і 3 рази відповідно. Це за умов, коли вміст свинцю, заліза і нікелю у воді був вищим від “контрольної” бухти в 5,4, 2,6 і 2,1 рази відповідно (Христофорова и др., 1979).

Антропогенні потоки елементів, у тому числі таких важких металів як Cu, Zn, Cd, Pb, Cr, включаючись у природні біогеохімічні цикли, можуть призвести до істотних порушень екологічної рівноваги. Дослідження, проведені на р. Іртиш показують, що максимально концентрують мідь з води *Ceratophyllum orizetorum*, *Batrachium foeniculaceum*, *Sparganium simplex*, *Elodea canadensis*; з донних відкладів – *Sparganium simplex*, *Elodea canadensis*, *Alisma plantato-aquatica*; свинець з води – *Chara fragilis*, *Sparganium simplex*; з донних відкладів – *Sparganium simplex*, *Potamogeton zosterifolius*; хром з води – не виявлено; з донних відкладів – *Alisma plantato-aquatica*, *Potamogeton trichoides*. Максимальною акумулюючою здатністю серед досліджених видів вищої водної рослинності відрізняються *Sparganium simplex* по відношенню до міді, цинку і свинцю і *Elodea canadensis* – до міді, цинку і кадмію. Вони виявляють властивості групових концентраторів важких металів (Панин, Свидерский, 2002).

7.3. Можливості адаптації організмів до токсикантів

Показано, що процеси пристосування організму до токсиканта досить різноманітні. Всі вони направлені на збереження життя особини. Різноманітні реакції особини на екстремальний вплив має пристосувальне значення. Процеси пристосування знаходять свій прояв у змінах біохімічних, біофізичних, фізіологічних, поведінкових та інших показників. Можливості індивідуальної (фізіологічної) пристосованості обмежені границями, спадково закріпленими. Кожна особина має свої можливості до пристосування. В системі взаємодій гідробіонта з токсикантами пристосованість організму досягається на основі генетичної норми реакцій, і кожний організм в умовах незначних змін середовища переходить від однієї пристосованості до іншої через ланцюги процесів пристосованості. З'ясування механізмів, що забезпечують пристосованість особини і популяції до змін середовища (наприклад, поява властивостей токсичності), вимагає використання різних методів вивчення. Різноманітність особин в популяції забезпечує їй більш широкі можливості пристосовуватись, ніж можливості кожної окремої особини в популяції. Розширення ефективності пристосовуваності популяцій здійснюється за рахунок елімінації найбільш чутливих до даного токсиканту особин (Строганов, 1983).

Токсиканти в значно нижчих концентраціях, ніж неотруйні речовини, можуть викликати реакції водних організмів всіх категорій: 1 – забезпечення обміну; 2 – стимуляція; 3 – адаптивної реакції фізіологічних процесів; 4 – захисній реакції особини; 5 – пригнічення; 6 – загибель. Але межі концентрацій, в яких можуть проявлятися ці реакції, дуже вузькі, а деякі повністю випадають (Карпевич, 1983).

Головний шлях пристосування тварин до токсикантів – це відбір або здійснення генетичної адаптації. На рибках гупі *Poecilia reticulata* проведено досліді по відборі за токсикорезистентністю, які показали, що саме цим шляхом риби набувають пристосованості до токсикантів (Флеров, 1983). Вже перше покоління було в 5 разів стійкішим до фенолу, ніж вихідне. За три покоління резистентність зросла в 6,5 разів. Роль відбору в набутті стійкості підтверджена в експериментах із поліхлорпіненом. Стійкість особин першого покоління, одержаного від риб, що вижили в розчині поліхлорпінена, була в 2,5 разів вище вихідної. Інші варіанти експериментів показали, що набута стійкість має неспецифічний характер. Риби, резистентні внаслідок відбору до поліхлорпінену, ставали одночасно стійкими до фенолу, і навпаки (Флеров, 1971). Працями американських вчених показано, що гамбузії з деяких зрошувальних систем дельти Міссісіпі за своєю резистентністю до хлорорганічних пестицидів на три порядки перевищували звичайних риб (Wells, Yarbrough, 1973). У стійких до пестицидів гамбузій мембрани клітин зв'язують мічений С-14 ендрин сильніше, ніж у чутливих.

Таким чином, формування адаптаційних механізмів до підвищеного вмісту токсикантів у зовнішньому середовищі можливе, головним чином, шляхом відбору в низці поколінь за токсикорезистентністю.

7.4. Вплив військових дій на довкілля Донбасу

Стан довкілля Донбасу – найбільш техногенно навантаженого регіону України та Європи – ще до початку військового конфлікту викликав серйозне занепокоєння, а в умовах військових дій екологічна ситуація, що склалася на сході, може стати катастрофічною. Критичною на сьогодні залишається проблема забруднення поверхневих та підземних вод. Через непоодинокі порушення роботи систем водопостачання і водовідведення відбуваються аварійні скиди забруднюючих речовин у водні об'єкти. Особливу загрозу в цьому контексті становлять підтоплення шахт, що використовувалися як сховища відходів. Унаслідок впливу, що його чинять військова техніка, вибухи та згорання боєприпасів, значного забруднення зазнають ґрунти, що потребуватимуть рекультивації та відновлення.

Лісові пожежі та незаконні рубки у регіоні спричиняють втрату лісових масивів та лісозахисних насаджень, завдається шкода об'єктам природно-заповідного фонду, порушується баланс екосистем. Військові дії посилили проблему поводження з відходами, особливо в населених пунктах уздовж лінії зіткнення. Крім безпосереднього впливу бойових дій на всі складові довкілля, занепокоєння викликають труднощі роботи природоохоронної системи.

Внаслідок конфлікту порушено функціонування системи моніторингу, припинено роботу частини постів спостереження, втрачено архівні дані, обладнання та документацію. Брак інформації, обмеженість достовірних даних, несистематичні спостереження та відсутність доступу до екологічної інформації на непідконтрольних територіях перешкоджають прийняттю оперативних та розважливих управлінських рішень, що у кризових умовах є визначальним.

З метою збору інформації щодо впливу військових дій на довкілля, її систематизації та аналізу, а також надання підтримки у проведенні оцінки екологічних ризиків та підготовки рекомендацій для відновлення довкілля на сході, Міністерство екології та природних ресурсів України звернулося по допомогу до Координатора проектів ОБСЄ в Україні. Спільно нам вдалося зробити перші кроки у проведенні такої роботи та визначити конкретні першочергові заходи. Ця публікація є результатом зусиль фахівців з різних сфер, які зробили спробу комплексно розглянути нестандартну екологічну ситуацію індустріального Донбасу в умовах конфлікту. Міністерство екології та природних ресурсів України вдячне Координатору проектів ОБСЄ в Україні за проведену роботу. Ми зацікавлені у співпраці з міжнародною спільнотою в питаннях аналізу стану навколишнього природного середовища, оцінки та мінімізації екологічних наслідків військового конфлікту на сході України, а у перспективі – у відновленні та оздоровленні довкілля мирного Донбасу.

Військовий конфлікт на сході України призвів до цілого ряду небезпечних впливів на ґрунти та ландшафти, поверхневі і підземні води, рослинність і тваринний світ, бойові дії значно збільшили ризики виникнення аварійних ситуацій на промислових підприємствах та інфраструктурних об'єктах. Основна небезпека в умовах конфлікту пов'язана з можливістю забруднення навколишнього середовища через аварії, та серйозні порушення роботи на промислових та інших підприємствах регіону. До початку конфлікту в Донецькій і Луганській областях розташовувалося близько 4,500 потенційно небезпечних промислових об'єктів. З 2014 по 2017 на підприємствах регіону зафіксовано понад 500 випадків порушень штатної діяльності та аварійних ситуацій, частина яких пов'язана з потенційною небезпекою для населення і навколишнього середовища.

Серед багатьох промислових підприємств, які зазнали пошкоджень в результаті бойових дій, опинилися і найбільш екологічно небезпечні виробництва: Ясинівський, Авдіївський і Єнакіївський коксохімічні заводи, Єнакіївський, Макіївський та Донецький металургійні заводи, Торецький феросплавний завод, Алчевський металургійний комбінат, Лисичанський нафтопереробний завод, Донецький казенний завод хімічних виробів, севєродонецький завод «Азот» та горлівський «Стирол», Слов'янська, Луганська, Вуглегірська та Міронівська теплові електростанції тощо.

В ході конфлікту неодноразово були зафіксовані випадки пошкодження інфраструктури та відключення від електропостачання вугледобувних підприємств, що призводило до зупинок систем водовідведення шахтних вод та в ряді випадків призвело до повного затоплення шахт. На сьогодні водовідлив не працює практично на всій території від м. Горлівка до м. Єнакієве, в районі Первомайська, частково – в містах Донецьк, Макіївка, Шахтарськ, Торецьк. 36 шахт регіону підтоплюються або вже повністю затоплені і не підлягають подальшій експлуатації. Частина пошкоджених та зупинених шахт на Донбасі було незаконно демонтовано.

Особливу загрозу становить підтоплення шахт, які використовувались як сховища відходів, наприклад, шахт «Олександр-Захід» та «Вуглегірська». Радіаційне забруднення підземних вод може спричинити підтоплення шахти «Юний комунар», де в 1979 р. було здійснено підземний ядерний вибух. Неминучим наслідком масштабного затоплення шахт стане підтоплення навколишніх територій і просідання поверхні, яке виведе з експлуатації будівлі, споруди і комунікації, включаючи підземні газопроводи, каналізаційні та водопровідні системи. Підтоплення шахт призводить до забруднення підземних та поверхневих вод залізом, хлоридами, сульфатами, іншими мінеральними солями і важкими металами.

За час конфлікту відзначені неодноразові порушення роботи систем і об'єктів водопостачання та водовідведення, в тому числі такі, що супроводжувалися аварійними скидами забруднюючих речовин у водні об'єкти. Результати проведених досліджень показали підвищені концентрації азоту і фосфору в воді річок Сіверський Донець, Клебан-Бик, Кальміус і Кальчик,

що може інтерпретуватися як наслідок порушення роботи комунальних очисних споруд. Польові дослідження показали значне, в порівнянні з даними 2008 року, забруднення нерадіо-активним стронцієм і барієм донних відкладів Карлівського і Клебан-Бицького водосховищ; ці речовини використовуються у промисловості, в той же час, вони також відомі як стандартні складові сучасних боєприпасів.

Систематичне перевищення над фоновими концентрацій забруднюючих речовин в ґрунтах в місцях бойових дій в 1,1 – 1,3 рази було відзначено для ртуті, ванадію, кадмію, нерадіоактивного стронцію і гамма-випромінювання. Характерне максимальне перевищення за окремими показниками становило 1,2 – 2 рази від фонового та в окремих випадках досягало 7 – 17 раз. За даними інших організацій, перевищення над фоновим рівнем за деякими показниками становило 1,2 – 12 разів.

Конфлікт ускладнив поводження з твердими побутовими відходами, особливо в населених пунктах уздовж лінії зіткнення. До традиційного побутового сміття додаються залишки військової техніки, будівель, споруд та елементів інфраструктури, утилізація яких вимагає додаткових потужностей і неможлива без попереднього розмінування території і очищення її від боєприпасів.

Внаслідок проведення бойових маневрів або військових навчань, будівництва фортифікаційних споруд, вибухів та згорання боєприпасів, відбувається порушення поверхневого шару ґрунтів. Використання земель, пошкоджених унаслідок бойових дій, буде ускладнено необхідністю їх рекультивації, розмінування територій та знешкодження боєприпасів. Внаслідок лісових пожеж, механічних ушкоджень та незаконних вирубок, пов'язаних з триваючим на сході України конфліктом, втрачена велика частина лісових та лісозахисних насаджень. Це призведе до критичного зниження лісистості в Донецькій та Луганській областях та зниження полезахисних, ґрунтозахисних, водоохоронних та рекреаційних функцій лісів.

Внаслідок конфлікту постраждало біля 60 об'єктів природно-заповідного 14 не проводиться екологічний моніторинг, є проблеми з матеріально-технічним забезпеченням і браком фахівців. Відзначається відсутність повноцінної взаємодії між природоохоронними і військовими органами. Водночас зростання природоохоронних витрат на контрольованих територіях дозволило почати поступове відновлення системи охорони навколишнього середовища.

Конкретні дії в сфері відновлення системи моніторингу, водопостачання і водовідведення, поводження з відходами, охорони лісів і розвитку ПЗФ здійснюються обласними адміністраціями та заплановані в проєкті Державної цільової програми реконструкції та розбудови миру в східних регіонах України МТОТ. Останні позитивні зміни, однак, поки що позбавлені системного підходу, орієнтованого на довгострокову перспективу та їх поєднання зі стратегічними напрямками загальнодержавної та міжнародної політики в галузі охорони навколишнього середовища та сталого розвитку. Ре-

комендації, підготовлені в рамках цього проекту, обговорювалися на «круглому столі» Координатора проектів ОБСЄ в Україні з органами державної влади 4 вересня 2017 року. В запропонованій редакції рекомендацій враховані надіслані зауваження і пропозиції, додаткові висновки аналізу екологічних проблем сходу України, отримані під час даного дослідження, а також рекомендації ряду інших процесів і публікацій, присвячених екологічним проблемам та перспективним напрямам відновлення довкілля сходу України.

Рекомендації розподілені на чотири категорії. **ВЧОРА** – це дії, що є передумовою для вирішення екологічних задач:

- Систематизація наявних даних про стан довкілля та джерел екологічної небезпеки в зоні конфлікту, розповсюдження цих даних та організація доступу для забезпечення ефективного прийняття рішень;
- Інвентаризація прогалин в інформації про стан довкілля в зоні конфлікту; організація цільових досліджень для заповнення цих прогалин;
- Організація безперешкодного доступу до іншої інформації про стан довкілля і природних ресурсів Донецької і Луганської областей.

СЬОГОДНІ – це дії зі зниження рівня екологічних ризиків, реалізація яких необхідна в найближчому майбутньому:

- Регулярне уточнення і оновлення інвентаризації об'єктів промисловості і комунального господарства, які вже стали джерелами серйозної екологічної небезпеки або можуть ними стати в результаті бойових дій;
- Ухвалення першочергових заходів для зниження ризику від найбільш великих промислових і комунальних джерел екологічної небезпеки, включаючи підтримку достатніх сил і засобів реагування на надзвичайні ситуації на небезпечних ділянках.

Реалізація політичних заходів для недопущення бойових дій в районах розташування джерел підвищеної екологічної небезпеки, міжнародного моніторингу ситуації, а також проведення стосовно джерел підвищеної небезпеки необхідних профілактичних заходів.

ЗАВТРА – це дії з відновлення природоохоронної діяльності в регіоні, які повинні стати частиною державних завдань в середньостроковій перспективі:

- Відновлення та зміцнення організаційної та законодавчої основ природоохоронної діяльності в умовах конфлікту;
- Відновлення, розширення і автоматизація екологічного моніторингу і екологічної звітності;
- Відновлення та модернізація системи поводження з промисловими і комунальними відходами;
- Модернізація використання та організація охорони поверхневих вод регіону на основі басейнового підходу, відновлення і модернізація системи водопостачання та водовідведення;

- Забезпечення діяльності об'єктів природно-заповідного фонду з урахуванням необхідності відновлення їх ділянок, порушених військовими діями;

- Відновлення порушених земель інших категорій, водних об'єктів, лісових насаджень і полезахисних смуг;

- Ліквідація наслідків перерозподілу і погіршення якості шахтних вод, модернізація принципів і практики експлуатації, закриття та рекультивація шахт;

- Прискорене впровадження в практику дислокованих на території регіону підрозділів Збройних сил України та Національної гвардії принципів і методів зниження впливу оборонної діяльності на довкілля;

- Розширення інформаційно-просвітницької діяльності в галузі охорони довкілля в зоні конфлікту.

ПІСЛЯЗАВТРА – це дії з «озеленення» Донбасу у віддаленому майбутньому:

- Створення комплексної концепції економічної перебудови Донбасу на основі принципів «зеленої» економіки та ефективної адаптації до кліматичних змін;

- Широке обговорення концепції з органами центральної та регіональної влади, місцевого самоврядування, представниками промисловості, бізнесу та громадськості.

При плануванні та веденні бойових дій турбота про довкілля перебуває, напевно, на останньому місці, незважаючи на ті довготривалі негативні наслідки, що матимуть вплив на усі складові навколишнього природного середовища та населення. Військові конфлікти небезпечним чином позначаються на стані ґрунтів та ландшафтів, поверхневих і підземних вод, рослинності й тваринного світу; бойові дії значно збільшують ризики виникнення аварійних ситуацій на промислових підприємствах та інфраструктурних об'єктах. Особливу небезпеку для довкілля становлять конфлікти, що відбуваються на промислово розвинених територіях з великою кількістю екологічно небезпечних підприємств та об'єктів, таких як території Донецької та Луганської областей.

Промислове освоєння Донбасу розпочалося ще в ХІХ столітті з інтенсивним розвитком вугледобувної та хімічної промисловості, металургії, машинобудування та інших небезпечних для навколишнього середовища галузей. За роки використання природних ресурсів на сході України накопичилася велика кількість екологічних проблем, а будь-яке додаткове техногенне навантаження може призвести до катастрофічних наслідків для довкілля, передбачити які вкрай складно.

В умовах дефіциту офіційної інформації про стан довкілля на сході України для оцінки завданої шкоди, в рамках проекту були проаналізовані та узагальнені всі доступні джерела інформації, що дозволило сформулювати потенційних масштабів екологічних впливів, що мали місце під час конфлікту на Донбасі. На основі всебічного аналізу і синтезу наявних (у

тому числі нещодавно опублікованих) даних, а також спеціально проведених під егідою Координатора проектів ОБСЄ в Україні додаткових досліджень і консультацій автори пропонують органам державної влади практичні рекомендації щодо короткострокових і довгострокових дій із подальшого аналізу і оздоровлення екологічної обстановки на сході України.

7.5. Кіотський протокол і його роль в збереженні нашої планети

Кіотський протокол, прийнятий у грудні 1997 року на додаток до Рамкової конвенції ООН про зміну клімату, зобов'язує розвинені країни і країни з перехідною економікою скоротити або стабілізувати викиди парникових газів у порівнянні з 1990 роком. Для впровадження Кіотського протоколу ЄС та інші країни, що ратифікували Кіотський протокол, розробили систему обмеження промислових викидів за допомогою квот. Тобто країни, що приєдналися до угоди, зобов'язані співвідносити свої викиди з 1990-м роком - якщо їхній рівень перевищує показники, зафіксовані за 1990-й, країна зобов'язана компенсувати нарощування викидів купівлею відповідного обсягу квот тих учасників кіотського протоколу, які мають невикористані "запаси" парникових газів. Україна – не ізольована у світі держава, тому повинна була долучитися до екологічного договору.

Грунтуючись на висновках вчених Українського Гідрометеорологічного Інституту НАН України про глобальні та регіональні наслідки зміни клімату, можна зробити висновки, що Україні так само загрожують збільшення кількості стихійних лих, зростання повеней у Карпатах, перетворення степів південного регіону на пустелі, затоплення прибережних частин та гостра нестача питної води в центральних та східних регіонах.

Кіотський протокол є єдиною міжнародною угодою, що змушує країни вкладати кошти в політику та заходи зниження викидів парникових газів. За допомогою гнучких механізмів (чистий розвиток та спільне впровадження) було зареєстровано проектів з обсягом знижень викидів парникових газів більше ніж на 1 мільярд тон CO₂.

Україна одна з небагатьох країн світу, яка з 1990 по 2000 рік різко скоротила викиди парникових газів через низьке завантаження промисловості, а за наступні вісім років зростання так і не наблизилося до показників 1990-го. Ратифікувавши Кіотський протокол у 2004 році, Україна отримала можливість реалізувати невикористані нею квоти на викид вуглекислого газу. Згідно з інформацією Національного екологічного центру (НЕЦ), у державний бюджет України у 2009-2010 рр. надійшло 470 млн євро у результаті продажу надлишку квот за Кіотським протоколом. При цьому Україна взяла зобов'язання реалізувати на ці кошти проекти зі скорочення викидів парникових газів.

Отже, частково Кіотський протокол просто перетворився на механізм для отримання прибутків від торгівлі квотами (бізнесом на екології). Якщо країна перевиконала свої зобов'язання за Кіотським протоколом і досягла

більшого зниження викидів, то вона може продати їх іншій країні. В реальності, країни що мають квоти (найбільше у Росії, України, Білорусі, Польщі, Румунії) досягли їх не за рахунок цілеспрямованої політики урядів, а за рахунок спаду та реструктуризації економіки після 1990 року. Такі квоти ще називають «гарячим повітрям». Громадські організації виступають проти продажу «гарячого повітря», тому що на глобальному рівні це не призведе до додаткового зниження викидів парникових газів.

Через продаж квот офіційна мета скоротити викиди на 20% до 2020 року буде недосяжна, а фактично означатиме тільки ріст викидів парникових газів на понад 70% від сьогоднішнього рівня.

Найбільшим покупцем українських квот стала Японія. Для використання отриманих коштів була створена Схема зелених інвестицій, а головним координуючим органом було назначено Державне агентство екологічних інвестицій.

Головними проблемами механізму міжнародної торгівлі квотами є відсутність жодних правил на рівні Кіотського протоколу щодо звітування та прозорості використання коштів, а тим паче їх цільового витрачання. Правила диктуються покупцем квот. В угоді з Японією було прописано, що кошти можуть бути використані тільки на проекти, які спрямовані на зменшення викидів парникових газів. Хоча процес обрання проектів за схемою зелених інвестицій повинен бути прозорий, на низку запитів від екологічних організацій, на які проекти пішли кошти і які плануються скорочення викидів отримується неодноразово було отримано відповідь «конфіденційна інформація». Сам процес прийняття державних процедур розподілу коштів проходив непрозоро, низка постанов ніколи не була оприлюдненою.

За договорами продажу одиниць (частин) установленної кількості викидів парникових газів (ПГ) з японською стороною погоджено 707 проектів цільових екологічних ("зелених") інвестицій на загальну суму 4,6 млрд грн. З них у жовтні 2013 р. з японською стороною додатково погоджено 162 проекти у соціальній сфері. Їх реалізацію планується здійснити протягом 2014–2015 рр.

598 проектів з капітального ремонту (теплосанації) об'єктів соціальної сфери (утеплення фасадів і дахів, заміна вікон і дверей), які здійснюються переважно у закладах освіти та охорони здоров'я майже в усіх регіонах України. 27 проектів з технічного переоснащення світильників на основі ламп розжарювання на світильники на основі LED технологій. 75 проектів із заміни ліфтів у житлових будинках і закладах соціальної сфери.

А також такі великомасштабні проекти з використанням японських технологій:

- проект з будівництва очисних споруд по очищенню шахтних вод шахти ім. П.Войкова, м. Свердловськ Луганської області;
- проект з реконструкції котельні кварталу №165 з впровадженням теплових насосів, м. Держинськ Донецької області;

- проект з комплексної модернізації вагонів з упровадженням асинхронного тягового приводу на КП "Київський метрополітен";
- два проекти з технічного переоснащення (заміни рухомого складу існуючих патрульних автомобілів) автомобілями з гібридною силовою установкою у Міністерстві внутрішніх справ України;
- проект з реконструкції системи тепlopостачання мікрорайонів "Сонячний" і "Будівельник" в м. Горлівка Донецької обл. (перша черга).

Ще одним із великомасштабних проектів є заміна старих автомобілів МВС України на нові гібридні автомобілі Toyota Prius. Такі авто вже сьогодні можна побачити на вулицях міст та автошляхах усієї України.

Протягом усього періоду реалізації проектів жодного разу з боку Державної казначейської служби не відбувалося вчасних виплат. Це в свою чергу призводить до значних затримок в рамках виконання Україною своїх міжнародних зобов'язань.

Ці дії можуть мати відчутні міжнародні наслідки. Наприклад, згідно з умовами договору, Японія може вимагати повернення всієї суми, сплаченої за квоти на викиди в атмосферу, навіть якщо частина проектів в Україні вже профінансовано, але не доведено до кінця або закінчено не вчасно. Пом'якшувальною обставиною у даному випадку може вважатися хіба що складна ситуація в Україні.

Але, незважаючи на всі нереалізовані обіцянки України, Японія згодилася продовжити реалізацію проектів в Україні в рамках Кіотського протоколу до грудня 2015 року. І зараз уряд працює над тим, щоб очистити план заходів, який був розроблений за часів Януковича з корупційною складовою.

Враховуючи всі за і проти ми вважаємо, що якщо Україна хоче бути в Європі, то Україні не потрібно орієнтуватись тільки на торгівлю квотами, а подумати про збереження екології та зменшення викидів парникових газів через еалізацію екологічних проектів.

«Зелена» позиція європейців пояснюється, по-перше, більш високою екологічною культурою та суспільним розумінням проблеми. По-друге, збитками від зміни клімату, які щороку зазнає населення: хвилі спеки, потужні повені та шторми, загроза занепаду туризму у Південній Європі та ін. Європейська підхід – це впершу чергу стійкий розвиток, через покращення екологічного стану довкілля.

Кіотський протокол – міжнародна угода про обмеження викидів в атмосферу парникових газів. Головна мета угоди: стабілізувати рівень концентрації парникових газів в атмосфері на рівні, який не допускав би небезпечного антропогенного впливу на кліматичну систему планети.

Протокол зобов'язує розвинуті країни та країни з перехідною економікою скоротити або стабілізувати викиди парникових газів у 2008–2012 роках до рівня 1990 року.

Киотський протокол – додатковий документ до Рамкової конвенції ООН зі змін клімату, підписаної 1992 року на міжнародній конференції в Ріо-де-Жанейро. Конвенція набрала силу у 1994 році. Сам протокол прийнято в Кіото 11 грудня 1997 року. Період підписання протоколу відкрився 16 березня 1998 року і завершився 15 березня 1999 року. Киотський протокол почав діяти з 16 лютого 2005 року.

На сьогоднішній день підписала та ратифікувала протокол 191 країна^[1], в тому числі більшість промислово розвинутих країн, крім США, які підписали, але не ратифікували угоду.

Ним було узгоджено, що країни-учасниці зобов'язані зменшити середньорічні обсяги викидів парникових газів в період 2008—2012 рр. в середньому на 5,2 % (у порівнянні з 1990 р.). Окреме зобов'язання щодо їх зниження взяли Японія — на 6 %, США — на 7 % та ЄС — на 8 %. В межах ЄС на окремі країни були накладені різні обмеження. Зокрема, в червні 1998 року Міністри довілля країн ЄС своєю постановою зобов'язали Австрію зменшити їх викиди на 13 % (для порівняння: північні країни ЄС зобов'язались досягти максимального їх пониження, на 28 %).

Для вступу в дію протоколу, цей документ зобов'язані були ратифікувати країни, які відповідають за щонайменш 55 % викидів парникових газів. Після ратифікації протоколу Росією наприкінці 2004 року (17,4 % світових викидів парникових газів), зазначений документ набув чинності 16 лютого 2005 року. Частка викидів парникових газів країн, які приєдналися до протоколу, становить в цей час 62 %. Проте, країни, що ратифікували протокол, не мають особливих стимулів його виконувати, допоки США (25 % світових викидів CO₂) не ратифікували зазначений документ. Україна ратифікувала Киотський протокол 4 лютого 2004 (повідомлення про ратифікацію подане 12 квітня 2004 Status of ratification).

Зменшення викидів кожна країна може здійснювати за допомогою збільшення ефективності виробництва, зменшення обсягів виробництва, раціональнішого використання енергоресурсів, а також виконання проектів, які призводять до зменшення викидів парникових газів у інших країнах. Киотським протоколом передбачаються гнучкі механізми щодо зменшення викидів парникових газів шляхом закупівлі відповідних сертифікатів за кордоном:

1. Механізм чистого розвитку (англ. *Clean Development Mechanism, CDM*) — передбачає співпрацю між країною, яка розвивається, та індустріалізованою країною;
2. Торгівля викидами (англ. *International Emission Trading, IET*) — передбачає прямий продаж викидів від однієї індустріалізованої країни до іншої;
3. Спільне впровадження (англ. *Joint Implementation, JI*) — передбачає співпрацю між двома індустріалізованими країнами.

Для врегулювання викидів парникових газів, країни ЄС роблять ставку на внутрішню торгівлю сертифікатами викидів, які, «де факто», репрезентують право на забруднення довкілля парниковими газами. Починаючи з 2005, кожне європейське промислове підприємство, яке відповідає вимогам Схеми Торговлі Викидами EU ETS отримує певну кількість таких сертифікатів. Якщо деякі підприємства в стані зменшувати шкідливі викиди, наприклад, шляхом технологічних новацій, то вони зможуть продавати залишкові сертифікати іншим фірмам, які перевищують норми наданого їм ліміту. Аналогічно, невикористані внаслідок зниження виробництва сертифікати, можуть бути продані. Таким чином, ініціюється національний, а згодом, і європейський ринок сертифікатів, який з точки зору економічної теорії є одним із найкращих методів регулювання ринку.

Таким чином існує можливість для налагодження міжнародної співпраці у сфері скорочення викидів CO₂. Підставою для цього є можливість купівлі країнами одиниць викидів CO₂ в інших державах. Як відомо, для встановлення базового рівня викидів парникових газів для більшості країн було обрано 1990 р. З урахуванням трансформаційних процесів в економіці України кількість викидів CO₂ вітчизняною промисловістю за період 1990-2004 рр. суттєво скоротилися. У цьому зв'язку, Україна може продавати свої одиниці викидів іншим країнам в рамках механізму торгівлі викидами. Підприємства, зокрема учасники EU ETS, мають можливість придбати одиниці скорочень викидів від механізму спільного впровадження.

Незалежно від Кіотського протоколу існує також європейське законодавство в галузі захисту якості повітря, зміни клімату та озонового шару. Відповідно до постанови Європейської Комісії (№ 2037/2000) щодо захисту довкілля і, зокрема, озонового шару країни-члени ЄС повинні інформувати про вжиті заходи стосовно повторного використання («Recycling»), оновлення та знищення шкідливих речовин, типу фторхлорвуглеводневих (ФХВВ) та інших газів з подібним негативним впливом на озон. На сьогоднішній день, як і було погоджено Монреальським протоколом 1987 року, замість ФХВВ

В Україні впровадження механізмів Кіотського протоколу, у тому числі в частині реалізації проектів, спрямованих на охорону довкілля є метою Національного агентства екологічних інвестицій України. Проте діяльність уряду, за оцінкою громадських експертів, є однобічною, оскільки сконцентрована навколо двох пріоритетів: проекти спільного впровадження (спостерігається скоріше перешкоджання імплементації механізму за рахунок постійної зміни умов, правил і процедур розробки, підтримки і затвердження проектів спільного впровадження) та торгівля квотами (активне сприяння імплементації, проте без прозорості в питаннях, що стосуються використання на практиці коштів, які може забезпечити даний механізм).

З 2020 року на зміну Кіотському протоколу має прийти Паризька кліматична угода, яка вступила в дію 4 листопада 2016.

7.6. Чорнобильська катастрофа та її наслідки

На четвертому енергоблоці Чорнобильської АЕС (ЧАЕС) у ніч 26 квітня 1986 р. сталася аварія, яка за масштабами викидів радіоактивних речовин у довкілля не має аналогів у світі. Цю аварію цілком обґрунтовано називають **катастрофою**. ЧАЕС розташована на півночі Київської області в 90 км від столиці, близько від кордону з Білорусією.

Характеристика аварії. Радіоактивна аварія стала наслідком недосконалості конструкції ядерного реактора та істотних відхилень у режимі його експлуатації. В результаті різкого зростання щільності нейтронного потоку, а відповідно й енерговиділення та підвищення температури були спричинені потужні вибухи, що вщент зруйнували реактор. Унаслідок розгерметизації реактора почалося виділення радіоактивних речовин у природне середовище. Над енергоблоком утворився струмінь середньою висотою від 1,5 до 5 км, що підіймав продукти поділу урану й інших техногенних радіоізо-топів.

Із радіоактивного струменя з різних висот вітром відокремлювалися значні маси радіоізо-топів, які у вигляді численних радіоактивних хмар розносилися в різних напрямках і випадали на земну поверхню під час дощів. У цей час в реакторі і далі тривала ланцюгова ядерна реакція і протягом ще 40 діб в атмосфері виривався небезпечний струмінь, аж до моменту, поки жерло не було остаточно засипано відкладами.

Відразу після вибуху реактора радіонукліди були викинуті на максимальну висоту до 10 км, і саме ці високі радіоактивні хмари забруднили території Південної Європи, а потім і країни Африки, Північної та Південної Америки, Океанії й Азії (див. рис. 7.1).

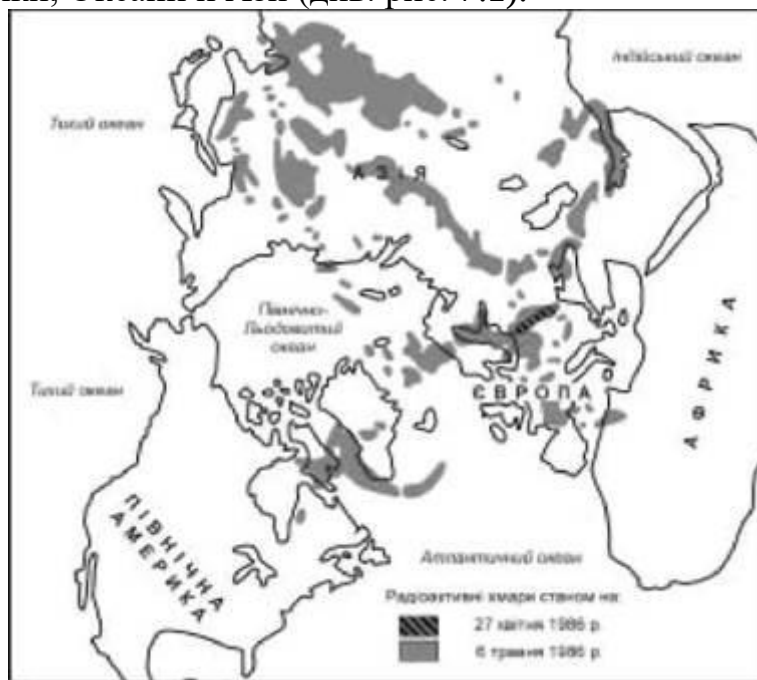


Рис. 7.1. Поширення радіоактивних хмар після Чорнобильської катастрофи

Після аварії на ЧАЕС сумарна радіоактивність забруднення цезієм і стронцієм становила 500 млн. Кі (Бойчук, Солошенко, Бугай, 2003).

В атмосферу під час Чорнобильської катастрофи було викинуто до 100% радіоактивних благородних газів, 20–50% ізотопів йоду, 12-30% – цезію і 3-4% інших важких радіонуклідів від їхнього вмісту в реакторі (Гродзинський, 2000). В перші години після аварії найбільше вплив на довкілля мали радіонукліди – йоду-131 (^{131}I), йоду-133 (^{133}I), а також телуру-132 (^{132}Te), барію-140 (^{140}Ba), лантану-140 (^{140}La) і нептунію-239 (^{239}Np). Через декілька місяців після аварії рівень забруднення визначали радіонукліди стронцію-89 (^{89}Sr) і цирконію-95 (^{95}Zr), а два роки по тому – рутенію-106 (^{106}Ru), цезію-134 (^{134}Cs) і ^{137}Cs . Сьогодні це забруднення формують ^{90}Sr і ^{137}Cs , а також радіоізотопи плутонію і америцію.

Склад аварійного викиду дещо відрізняється від складу продуктів ядерного вибуху. Викид радіонуклідів після Чорнобильської катастрофи відбувався не в один момент, як при ядерному вибуху, а тривав до моменту повної герметизації зруйнованого реактора, яка й тепер відсутня.

Радіоактивні сліди. Часті зміни метеорологічних умов під час викидів із реактора ЧАЕС зумовили складну, плямисту картину радіоактивного забруднення великих за площею територій не лише в Україні, Білорусі й Росії, а й у багатьох країнах Європи (див. рис. 7.2).

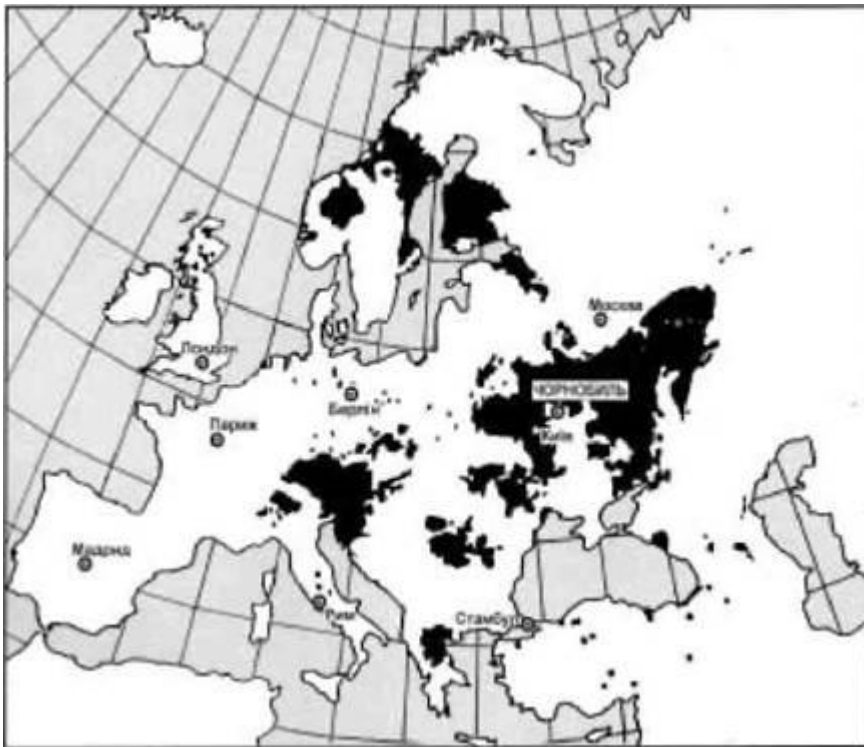


Рис. 7.2. Забруднення Європи ^{137}Cs в результаті Чорнобильської катастрофи (Яблоков, 2000)

Чорними плямами позначені території із радіоактивним забрудненням понад 1 Кі/км² станом на 10 травня 1986 р.

Рух хмар, з яких радіонукліди у складі опадів потрапляли на земну поверхню, спричинив формування **радіоактивних слідів**.

Найчіткіше виявився західний слід, який являє собою досить вузьку смугу, що тягнеться через Польщу аж до Німеччини і Франції. Набагато ширшим і найінтенсивнішим є північний слід – це забруднення радіонуклідами Білорусі і країн Скандинавії (особливо Швеції і Фінляндії). Широким, віялоподібним є південний слід, який досягає Австрії і Швейцарії, а також Румунії, Болгарії і Греції. Особливості поширення радіоактивного забруднення по території України розглядатимемо у наступному розділі.

Уже в перші 10 діб після аварії на ЧАЕС концентрація радіонуклідів в атмосферному повітрі виросла у сотні разів порівняно з фоновим доаварійним рівнем. Згодом радіоактивне забруднення досягло Китаю, Японії, США, Канади. За два тижні дрібнодисперсні частинки двічі обійшли земну кулю і поширилися в Північній півкулі (рис. 7.1).

Навіть тепер після розпаду усіх короткоживучих радіонуклідів є велика імовірність десь у Європі, Азії, Африці чи Америці натрапити на раніш не знайдену пляму чорнобильського походження, особливо у віддалених гірських районах.

На територіях, забруднених унаслідок Чорнобильської катастрофи, опромінення у підвищених дозах зазнали не тільки люди, а й без винятку всі компоненти природного середовища. Із понад-фоновим опроміненням довкілля, яке за характером накопичення є хронічним і латентним, пов'язані певні, вже реалізовані радіоекологічні ефекти. При цьому є всі підстави вважати, що у майбутньому виявлятимуться ще негативніші наслідки цього опромінення.

Шкода, яку заподіяла Чорнобильська катастрофа, величезна і має низку екологічних аспектів:

по-перше – радіоактивне забруднення складових частин екосистеми: літологічної основи, гідро- і атмосфери, ґрунтового і рослинного покривів;

по-друге – вплив на здоров'я живих організмів і, найголовніше, людини;

по-третє – вилучення з народногосподарського використання значних територій і природних ресурсів.

Чорнобильська катастрофа породила нескінченну кількість екологічних проблем, для вирішення яких потрібно десятки, якщо не сотні років. Головна з них – визначення подальшої долі старого, напівзруйнованого об'єкта «Укриття» над рештками ядерного реактора і побудова зверху додаткового, надійнішого «саркофага», що дасть змогу уникнути нового екологічного лиха (Полетаєва, Корбан, 2002). Якщо саркофаг зруйнується або розпочнеться нова хвиля ядерної ланцюгової реакції, то радіоактивна хмара накриє пів-Європи (Яблоков, 2001). Іншою екологічною проблемою,

яка потребує дієвої багаторічної програми її розв'язання є перетворення зони відчуження на екологічно безпечну територію.

На ЧАЕС зараз працюють 2,3 тисячі осіб, для порівняння, на кінець 2000 року, на момент зупинки станції було близько 10 тисяч співробітників. Але це тільки штатні співробітники. Життя АЕС, яка і після фактичної смерті залишається колосом – практично містом, що займає декілька квадратних кілометрів, – обслуговують ще й тисячі співробітників підрядних організацій. Вони займаються прибиранням приміщень, готують їжу для їдальень (саме так – їх на території три), дезактивують службовий одяг. Найбільше підрядників працює на будівництві арки – безпечного конфайнменту, який у листопаді 2016 року було встановлено над об'єктом "Укриття", що закриває зруйнований 4-й енергоблок. Тут працюють до 500 осіб на день одночасно. У пік будівництва, перед тим як арка була встановлена, кількість людей сягала 1,5 тисячі, кажуть співробітники станції. Співробітники майданчика "новарки", як називають проект на місцевому жаргоні – за назвою компанії генпідрядника будівництва, французької NOVARCO, як правило, працюють вахтами по 15 днів (15 вихідних). У них своя окрема їдальня – на малій будбазі, як тут кажуть.

Арка має виняткову важливість. Вона та об'єкт "Укриття" приховують 1300 тонн паливомістких радіоактивних матеріалів: лавові маси, паливні збірки, фрагменти активної зони, графітову кладку, дрібнодисперсний радіоактивний пил, воду. Всередині об'єкта, за оцінками, до 4 млн т радіоактивного пилу. Його просочування відбувалося постійно всі ці роки, як контролювано – через вентиляцію, так і неконтрольовано – через шпарини у покрівлі, отвори конструкції. Адже як будували "Саркофаг"? А будували – як могли: тоді, в 1986 році, радіаційний фон зашкалював. До зруйнованого блоку, який випромінював смертельні дози, підганяли крани, скидали будівельні конструкції на його дах з вертольота. В результаті вийшло багато щілин – конструкція не була монолітною. Вже через 20 років, після введення в експлуатацію "Укриття", фахівці заговорили про загрозу його руйнування. Хоча спочатку очікувалося, що він простоїть щонайменше 30 років.

Через щілини у зруйнований блок з дощами і талим снігом потрапляла вода. Її небезпека в тому, що вода мігрує і може виносити радіоактивні матеріали. І хоча практично на всій площі всередині зруйнованого блоку є прилади для вимірювання випромінювання, там є і приміщення, у які і до цього моменту люди не мають доступу, а відповідно, не знають, які там можуть бути елементи, наскільки вони радіоактивні. Туди, куди не можуть дістатися люди, без проблем добирається вода. За оцінками, після встановлення арки, надходження води зменшилося в 3-4 рази.

Зараз конфайнмент ще не введено в експлуатацію – він не до кінця герметичний. У цьому напрямі ведуться роботи. "Але він вже працює, коли аркова споруда перебувала на майданчику монтажу – 300 метрів від нинішнього положення, в цій же точці рівень радіації був у 5-7 разів вищим. Зараз арка навіть не повністю загерметизована, ці роботи на фінальній

лінії, зараз триває герметизація. Після того як арка була встановлена в проектне положення, ми стали міряти, 100, 200, 300 метрів на різній висоті, так от, у середньому рівень радіації впав у 10 разів. Після герметизації, очікувано, рівень випромінювання ще більше знизиться", - розповіла [112.ua](#) співробітниця ЧАЕС Юлія Марусич.

За її словами, викиди пилу, професійною мовою – газеоерозольні викиди, знизилися в 3-4 рази в порівнянні з аналогічним періодом 2016 року. На датчику, розташованому в будівлі оглядового майданчика, фон становить 133 мікрорентгени на годину (у Києві близько 30). Сам датчик знаходиться на рівні покрівлі, тому в приміщенні фон нижчий.

Незважаючи на те, що ядерне паливо з блоків вже вивантажено, роботи у співробітників ЧАЕС достатньо. "Блоки розвантажені – але це не означає, що ми замок на двері повісили. Зокрема, ми використовуємо обладнання для транзиту електроенергії в єдиній енергосистемі України". До того ж триває демонтаж обладнання. Зараз демонтується турбінний зал 1 і 2 енергоблоків. Перетворити ЧАЕС на галявину не так вже просто, через 18 років після зупинки планово завершилися лише підготовчі роботи, станція переходить безпосередньо до процесу зняття з експлуатації та консервації. За планом, галявиною будівля станції може стати не раніше 2065 року.

Але це далеко не означає, що тоді станція перестане становити серйозну небезпеку. На її території все ще залишається 21 тисяча вивантажених з реакторів паливних збірок, які будуть зберігатися до повного розпаду в них радіоактивних частинок – не менше ста років. Зараз завершуються випробування в сховищі відпрацьованого ядерного палива СВЯП-2. Після цього в нього будуть перевантажувати збірки зі старого сховища – процес, імовірно, триватиме 10 років. Тільки перевантаження. СВЯП-2 дозволяє використання більш сучасної і менш витратної сухої технології зберігання.

Затребувані професії на станції нині – оператори щитів, слюсарі-наладчики, інженери, фахівці з контролю системи спостереження та контролю радіаційної ситуації. Зрозуміло, охорона. Є і нічні зміни, але на відміну від колишніх часів, у них задіяно дуже мало працівників.

Викид радіоактивних речовин в результаті Чорнобильської катастрофи відбувався протягом достатньо довгого часу з різних частин активної зони, з різним ступенем вигорання палива і, отже, із різним радіонуклідним складом викиду, що призвело до неоднорідного забруднення радіоактивного значної території як за рівнем, так і за складом радіонуклідів. Загальна активність речовин, що потрапили за межі реактора у довкілля, становить близько 13 ЕксаБеккерелів (понад 300 МКі), до складу яких в значній кількості входили й аналоги біогенних елементів, таких як калій і кальцій – ^{137}Cs і ^{90}Sr .

Аварія призвела до забруднення більш як 145 тис. км² території України, Республіки Білорусь та Російської Федерації, щільність забруднення якої ¹³⁷Cs перевищувала 37 кБк/м². Близько 5 мільйонів людей постраждало від Чорнобильської катастрофи. Станом на 1 січня 2007 року на забруднених територіях проживало 2,15 млн. осіб, із них дітей у тому числі у зоні посиленого радіоекологічного контролю понад 1,6 млн. осіб, віком до 18 років з них близько 2 млн. осіб мають статус постраждалих внаслідок Чорнобильської катастрофи. - 460 тисяч [Радіологічний стан територій, віднесених до зон радіоактивного забруднення (у розрізі районів). Під редакцією В.І. Холоші, МНС України, Київ 2008 р.] Через 25 років після аварії основним джерелом надходження в організм людини довгоживучих техногенних радіонуклідів (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr), що формують дозу внутрішнього опромінювання, є, переважно, продукти харчування і питна вода [Холоша та ін., 2008].

Рівні опромінення та антропогенні чинники впливу на біоту

Активність радіонуклідів, викинутих у довкілля внаслідок Чорнобильської катастрофи на момент аварії становила за оцінками 13935.89593 ПБк, а 21 рік по тому – 68,426067 ПБк. [17.20 років Чорнобильської катастрофи Погляд у майбутнє: Національна доповідь України.– К.: Атіка, 2006.– 224 с.]

Узагальнення результатів багаторічних комплексних досліджень у Зоні дозволили оцінити вагомість основних шляхів міграції радіонуклідів за межі Зони [15. Бондаренко О.О. Зона відчуження – фактор радіаційного ризику для населення. СЕС – профілактична медицина, №2, 2005, с. 88-95]:

водний річковий стік (р. Прип'ять) - 85-95 % від сумарного винесення цих радіонуклідів за межі зони по всіх шляхах міграції;

повітряне перенесення - 5-10 %;

біогенне винесення - 0.1-3 %;

техногенна міграція – оцінюється приблизно у 0.0002 %.

Основним джерелом надходження техногенних радіонуклідів в атмосферне повітря на всій території країни на теперішній час є вторинний вітровий підйом радіоактивних елементів із земної поверхні. Але протягом останніх років концентрація ¹³⁷Cs у повітрі залишалась суттєво (на декілька порядків) меншою за допустимі рівні. Потужність експозиційної дози гамма-випромінення (гамма-фон) на більшій частині території країни знаходиться в межах рівнів, обумовлених природними радіоактивними ізотопами та космічним випромінюванням, і складає для різних територій (залежно від природних відмінностей) від 5 до 21 мкР·год⁻¹ [Петелин Г.И., Зимин Ю.И., Тепикин В.Е., Рыбалка В.Б., Пазухин Э.М. «Горячие частицы ядерного топлива черновобильского выброса в ретроспективной оценке аварийных процессов на 4-м блоке ЧАЭС // Радиохимия. – 2003. – Т. 45, N 3. – С. 278 - 281.]

На сьогодні відносно високі рівні забруднення підземних вод, а у деяких випадках такі, що перевищують у десятки і сотні разів гранично допустимі концентрації для вод питного постачання, спостерігаються тільки у межах безпосередньо сховищ радіоактивних відходів, що були споруджені без спеціальних протифільтраційних геохімічних або інших інженерних бар'єрів. Згідно із прогностичними оцінками підземні води почнуть розвантажуватися у р. Прип'ять не раніше, ніж через 45 років. Що стосується забруднення підземних вод за межами Зони відчуження, то воно не перевищує для першого від поверхні водоносного горизонту $0,3 \text{ Бк} \cdot \text{дм}^{-3}$, як для ^{137}Cs , так і для ^{90}Sr . Через 25 років, які минули після Чорнобильської катастрофи, можна стверджувати, що в цілому процеси міграції радіонуклідів у межах зони аерації та водонасиченої товщі, на відміну від їх поведінки в повітряному середовищі і поверхневих водах, характеризуються уповільненістю та інерційністю.

Відомо, що одним з головних наслідків Чорнобильської аварії є радіонуклідне забруднення майже 9% сільськогосподарських угідь України. Як показано в численних радіаційно-екологічних дослідженнях, лісові екосистеми характеризуються найтривалішими періодами ефективного напівочищення від техногенних радіонуклідів у порівнянні з іншими ландшафтами, внаслідок чого ліси залишаються критичними ландшафтами з погляду надходження радіонуклідів по трофічних ланцюжках до людини. Булавик І.М. Обоснование лесопользования в условиях радиоактивного загрязнения Белорусского Полесья / Автореф. дис. ... д.с.-х.н. — Гомель, 1998. — 39 с]. Радіаційне обстеження сільськогосподарських угідь було проведено на площі понад 5 млн. га. До 80 % проконтрольованих харчових продуктів лісу містять цезій-137 понад допустимі рівні.

Наслідки Чорнобильської катастрофи для біо- і екосистем

Вплив радіоактивного забруднення на біологічні об'єкти має прояви на всіх рівнях організації – від вірусів до екосистем. Особливо яскраво ці ефекти виражені в межах Чорнобильської Зони відчуження, де біологічні об'єкти зазнали критичних рівнів ураження. З плином часу гострі прояви, такі як відмирання сосни та поява «Рудого лісу», змінюються на повільне відновлення біоти, яке супроводжується появою радіостійких форм, ослабленням природної стійкості до вірусних інфекцій та паразитів, появою мутантних форм, пригнічення росту, зниженням репродуктивної здатності та генетичними змінами за умов низькодозового опромінення в довгостроковій перспективі. Натомість відсутність або обмеження людського втручання сприяло відновленню природного характеру функціонування екосистем та збільшенню біорізноманіття, в тому числі за рахунок інтродукційних видів. Радіаційні ефекти, виявлені на клітинному, організмовому і популяційному рівнях, не порушують загальної картини представленості флористичних і фауністичних комплексів. На території 30-км зони відчуження ЧАЕС об'єкти біоти – рослини, гриби, нижчі та вищі тварини, мікроорганізми та віруси зазнають хронічного впливу іонізуючого випромінювання.

Зростання частоти виявлення вірусів спостерігається на забрудненій радіонуклідами території Зони відчуження, і тому числі значно вища частота виявлення вірусів рослин для рослинності 30-км зони. В першу декаду після аварії спостерігались істотні зміни видового складу мікроорганізмів у різних місцезростаннях. Показано, що у бактерій за умов підвищеного рівня радіоактивних забруднень субстрату зростала швидкість утворення мутантних форм, що вказує на можливість появи більш радіостійких форм. Сформувались штами грибів, збагачених на вміст меланінів.

Біота найбільш забруднених водоймищ характеризується високим рівнем радіоактивного забруднення. У тканинах риб нагромаджується не тільки цезій-137, але й стронцій-90 й ізотопи плутонію і америцій, що спричиняє пошкодження репродуктивних тканин. У клітинах безхребетних тварин уражених водойм спостерігається підвищення рівню клітин з абераціями хромосом приблизно в 10 разів у порівнянні з «чистими» водоймами.

У амфібій та гризунів, котрі мешкають у Зоні відчуження, відбувається накопичення радіонуклідів у кістковій тканині, що призводить до розвитку дистрофічних перебудов в губчастих кістках, розшарування кісткових пластинок.

У поколіннях великої рогатої худоби, яка в перший рік аварії отримала дози біля 0,8 Гр•рік-1 (від ^{137}Cs), спостерігається: зниження плодючості та підвищення смертності новонароджених, зміни генетичної структури у поколіннях за умов низькодозового опромінення співпадають з реакціями популяції на екстремальні впливи чинників іншої, нерадіаційної природи.

Отож, основна відповідь тваринного організму на хронічну дію іонізуючого випромінювання полягає в відборі нових генних сполучень в наступних поколіннях.

Рослинний світ

В структурі порід лісів зони відчуження переважають насадження сосни звичайної. Крайнім виразом радіобіологічної відповіді рослин була загибель сосен та ялин на території, котра отримала назву «Рудого лісу». Початкові дози опромінення тут були дуже високими, про що свідчить наявність загиблих не лише голкових дерев, але й деяких листяних порід, як, наприклад, береза та вільха чорна. Середні значення поглинутих цими деревами доз перевищували 170 Гр. У цих місцях загинули різні види як рослин, так і тварин.

Виник своєрідний осередок природи в умовах антропогенної радіонуклідної аномалії, який необхідно зберегти як величезну територію, що разом з білоруським Поліським радіоекологічним заповідником набула значного потенціалу щодо відновлення. Необхідність збереження цієї унікальної території визнають усі зацікавлені сторони.

За останнє десятиріччя відмічаються інтенсивні процеси заростання (заліснення) лук та перелогів Чорнобильської зони відчуження деревною рослинністю.

Видова насиченість рослинного покриву Зони відчуження після Чорнобильської катастрофи є досить високою. Інститутом ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України зафіксовано більше 40 видів, у більшості адвентивних і рудеральних, нових для цієї території.

Тваринний світ

Різке зняття антропогенного тиску на відчужених територіях активізувало природні механізми самовідновлення і відродження лісо-болотних біогеоценозів, характерних для Київського Полісся. Відповідно до цих змін типів рослинності відновлюється кормова база трав'янистих тварин та консументів вищих рангів, у зв'язку з чим формується новий видовий склад тваринного світу. Звісно щезли види тварин, які супроводжують людину.

В даний час у Зоні відчуження чисельність популяцій великих копитних – лося, дикого кабана та козулі європейської багаторазово перевершує доаварійні показники. Аналогічна картина спостерігається і для зайця-русака, мишоподібних гризунів, що, в свою чергу призвело до збільшення чисельності популяцій хижаків, зокрема вовка, лисиці, рисі європейської, для яких кормова база також значно більше доаварійної. Припинення функціонування осушувальних систем та їх заростання деревно-чагарниковою рослинністю в Зоні відчуження сприяло збільшенню чисельності бобра європейського. Поголів'я диких кабанів, популяція яких нараховує більше 7 тис. особин. На думку вчених, такий високий показник фауністичного різноманіття свідчить про сприятливі умови існування тварин на території Чорнобильської зони відчуження. В екосистемах Зони відчуження зустрічається понад 340 видів наземної та водної фауни хребетних. В тому числі близько 50 видів рибоподібних, 11 видів амфібій, 7 видів плазунів, біля 200 видів птахів і приблизно 70 видів ссавців. У період сезонних міграцій Зону відчуження відвідує ще близько 60 видів птахів. На даній території зустрічаються 37 видів птахів, занесених до «Червоної книги України», в т.ч. скопа, підорлик малий, зміїд, орлан-білохвіст, червоний шуліка. Різко зросла чисельність ряду ссавців, яких тепер нараховується 66 видів. Зафіксовано 16 червонокнижних видів ссавців.

З метою відновлення та збагачення багатства фауністичних комплексів до Зони відчуження було завезено 20 особин коня Пржевальського. (1998 р., «Червона книга України»), що виявилось сприятливим для їх ефективного розмноження в природному середовищі; вони успішно протистоять хижакам, їх чисельність поступово збільшується.

Здоров'я людини

За 25 років після аварії радіоекологічна ситуація у порівнянні з 1986 та 1991 р. покращилася. У той же час, в межах третьої зони (а сьогодні це територія майже 200 населених пунктів) ще необхідно здійснювати заходи, спрямовані на зменшення доз опромінення, які може отримувати населення за рахунок споживання продуктів харчування місцевого виробництва. У

межах зони відчуження ще сотні років залишатимуться непридатними для проживання території (майже 300 км²).

Висновки

Радіаційний фон порівняно з 1986 роком зменшився у сотні разів. Вжиті запобіжні заходи та процеси самоочищення призвели до зменшення вмісту радіонуклідів в об'єктах навколишнього середовища та в сільсько-господарській продукції, що в свою чергу призвело до зменшення внутрішнього опромінення населення. За двадцять років після аварії площі радіоактивно забруднених територій значно скоротились. Майже вдвічі збільшилася площа території України, де рівні забруднення ¹³⁷Cs співставні із доаварійними і більш ніж у двічі скоротилася площа території, де рівень забруднення ⁹⁰Sr перевищували доаварійні рівні. Рівень і масштаби забруднення території України ізотопами плутонію фактично не змінилися. Активність ²⁴¹Am поступово зростає, за рахунок розпаду ²⁴¹Pu, а масштаби його поширення співставні із поширенням ізотопів плутонію. [17.20 років Чорнобильської катастрофи Погляд у майбутнє: Національна доповідь України.– К.: Атіка, 2006.– 224 с.].

7.7. Екологічний менеджмент

Екологічний менеджмент (від англ. *manage* – керувати) – система відносин (сфера діяльності), а також сукупність методів, спрямованих на забезпечення управління у сфері природокористування, охорону та збалансоване використання природних екосистем. Виділяють кілька видів М.е.: **Стратегічний менеджмент** – система заходів, спрямованих на здобуття фірмою чи підприємством конкурентних переваг на ринку завдяки ефективнішому розв'язанню екологічних (ресурсних) проблем: відповідності міжнародним стандартам якості та впливу на довкілля (ISO 9000, ISO 14000 та ін.); зменшення собівартості та збільшення прибутковості за рахунок зменшення штрафних санкцій шляхом запровадження відповідної екологічної політики тощо.

Корпоративний М.е. – система управління діяльністю підприємства (організації) у тих її формах, напрямках, сторонах тощо, яка базується на партнерстві між урядом, суспільством і підприємництвом та безпосередньо чи опосередковано стосується взаємовідносин з природним середовищем. Здійснюють шляхом встановлення екологічних цілей і завдань, розподілу обов'язків, відповідальності й повноважень, організації відповідних стосунків між підрозділами економічного процесу, а також постійного моніторингу й оцінювання ефективності застосування заходів, методів, процедур і процесів щодо впливу на природне середовище. Опирається на забезпечення корпоративної екологічної відповідальності зазначених партнерів процесу, принципи якої визначені Хартією Міжнародної торгової палати

щодо стійкого розвитку. *Галузевий М.е.* – система управління екологічною діяльністю певної галузі виробництва, яку визначають галузеві нормативні документи. Найвідомішим є Державні будівельні Норми України (ДБНУ), що мають статус державного стандарту. Сукупність видів М.е. класифікують також відповідно до ключових впливів на ресурси і довкілля: менеджмент природних ресурсів, промислових відходів, емісій тощо. Усі види М.е. можна здійснювати на різних рівнях – від підприємства або муніципалітету до національної і глобальної економіки. Залежно від рівня ієрархії М.е. має різні цілі й можливості.

На нижчому рівні (підприємство, компанія) за його допомогою виявляють можливості економії витрат (зокрема, внаслідок повнішого використання можливостей, наданих природоохоронним законодавством і уникнення штрафних санкцій); це збільшує конкурентоспроможність цих інституцій і сприяє освоєнню нових економічних ринків (зокрема, «чиста» продукція, продаж відходів). На регіональному (національному) рівні впровадження екологічного менеджменту дає можливість сприяти поліпшенню стану довкілля та зменшенню міжнародних санкцій за трансграничне забруднення середовища, вплив на озоновий шар і парниковий ефект.

7.8. Екологічний аудит

Екологічний аудит (від англ. *audit* – перевірка, ревізія) – *системний незалежний документально оформлений процес оцінювання об'єктів екологічного аудиту, що включає збирання й об'єктивне оцінювання доказів для встановлення відповідності визначених видів діяльності, заходів, умов, системи управління навколишнім природним середовищем та інформації з цих питань вимогам законодавства України про охорону навколишнього природного середовища та іншим критеріям екологічного аудиту* (Закон України «Про екологічний аудит», 2004 (Відомості Верховної Ради (ВВР), 2004, №45, та Закон України Про внесення змін до деяких законів України щодо створення систем управління якістю, систем екологічного управління та інших систем управління) від 15.01.2009).

Поняття «аудит екологічний» запроваджено в промислово розвинених країнах у 70-х роках 20 ст. До середини 80-х років А.е. сформувався як функція або напрям внутрішнього (корпоративного) управління для посилення контролю за діяльністю та екологічною відповідальністю підприємств і був запроваджений Міжнародною торговою палатою з доповненням щодо оцінки відповідальності стратегії діяльності компанії (корпорації) нормам екологічного законодавства.

Рада ЄС визначила Аудит екологічний як засіб управління, який дає систематичну, періодичну, об'єктивну й документовану оцінку системи управління та процесів, встановлених для охорони навколишнього середовища з метою підвищення ефективності й полегшення контролю практичної діяльності, що впливає на навколишнє середовище, та оцінки узгодженості діяльності компаній з екологічною політикою.

Згодом А.е. перетворився з інструмента контролю за додержанням закону на еколого-правовий механізм стимулювання природоохоронної діяльності підприємств. Екологічна ефективність управління оцінюється за критеріями відповідності вимогам екологічного законодавства, екологічним нормам і стандартам, екологічній політиці, прогресивній практиці, а також вимогам поліпшення екологічних характеристик виробництва, господарювання та результативності екологічних витрат.

Характерними особливостями А.е. є його незалежність, конфіденційність, об'єктивність, науковість, системність, компетентність, ліцензійність та відповідність цілям, які визначаються замовником при укладанні договору на проведення аудиту. Всі ці особливості стандартизуються на міжнародних (ISO 14000) і державних (ДСТУ ISO 14000-97) рівнях. Еколого-аудиторська діяльність може здійснюватися на рівні установ, галузі, території, підприємства. Розрізняють А.е. обов'язковий, що визначається відповідними правовими документами, та ініціативний (добровільний), що проводиться за рішенням замовника з проблем і цілей, які він сам визначає.

На сучасному етапі реформування економіки України А.е. є ефективним інструментом переходу від екологічно небезпечного до екологічно безпечного виробництва, захисту прав людини на екологічно безпечне життя.

З 1 січня 2019 почав діяти новий порядок здійснення державного моніторингу вод. Він був схвалений Кабінетом міністрів України восени 2018 року. Про це повідомляє прес-служба Міністерства екології та природних ресурсів України. “Відтепер моніторинг вод в Україні відбуватиметься за європейськими стандартами. Новий порядок знімає дублювання функцій між різними суб'єктами моніторингу, передбачає чітку процедуру і системний підхід до відстеження стану наземних, підземних, морських вод”, – заявив заступник міністра екології та природних ресурсів України з питань євроінтеграції Микола Кузьо. Завдяки новому моніторингу будуть отримані дані, необхідні для розробки планів управління річковими басейнами і Морської Стратегії.

Нова система моніторингу поверхневих, підземних і морських вод передбачає: чіткий розподіл обов'язків між організаціями, які вимірюють показники, без дублювання повноважень, розширений список біологічних, гідроморфологічних, хімічних і фізико-хімічних показників для моніторингу, введення шестирічного циклу моніторингу, введення класифікації стану вод – 5 класів екологічного стану та 2 класи хімічного стану, збільшення кількості пунктів моніторингу вод з сотень до кількох тисяч.

Контрольні запитання до розділу

1. Дайте визначення терміну «забруднення».
2. Назвіть основні типи забруднень різних екосистем.
3. Чи можливі адаптації організмів до забруднення?
4. У чому особливості забруднення важкими металами?
5. Як впливає нафта та нафтопродукти на живі організми?

6. Як впливає іонізуюча радіація на організми?
7. Що таке «референційні умови»?
8. Що таке пестициди і чим вони небезпечні для живого?
9. Чому з кожним роком зростає роль важких металів у забрудненні екосистем?

УЗАГАЛЬНЕННЯ

Розглянуті нами приклади комплексної молекулярно-метаболічної реакції, зміни адаптаційного потенціалу та динаміки і перерозподілу ентропійного запасу біосистем за дії несприятливих (токсичних) чинників дозволили зробити деякі узагальнення щодо ключових засад розуміння благополуччя біо-, еко- систем.

Щодо з'ясування *проблеми «норми» і «патології»* біо-, еко-, систем, то проблему вдається вивести на кількісний рівень. За основу кількісної оцінки ми пропонуємо взяти як ступінь відхилення показників системи від приаманного їй нативного стану, так і можливість повернення цього стану до вихідного. Тобто ця проблема розглядається в ключі поняття стійкості екосистем. У випадку резистентної стійкості «норму» визначити дещо простіше, оскільки вона близька поняттю «стійкості» системи. У випадку пружної стійкості ситуація складніша, оскільки система істотно змінюється, водночас лишаючись «сама собою». Але і в цьому випадку «патологічний» стан можна діагностувати за переходом системою межі, за якою унеможливується її повернення до вихідного стану.

Проблема шкودочинності. Коли мова йде про токсичність, мається на увазі, перш за все, токсичні ефекти (отруєння різного ступеня). Проте, у разі екологічної оцінки токсичного чи іншого несприятливого впливу, вкрай важливо оцінити кількісно його негативний вплив на інтегральні показники певної біологічної системи чи екосистеми в цілому. В агроекології, сільськогосподарському виробництві та екології загалом останнім часом широко користуються поняттям *шкودочинності*. Під ним розуміють певний рівень негативного впливу якогось чинника на ту чи іншу систему, що веде до зниження її продуктивності виробництва (Созінов О.О., Козлов М.В., Лапа М.А. і ін. 1996). Оцінка придатності сільськогосподарських земель України для створення екологічно чистих сировинних зон і господарств по виробництву продуктів дитячого та дієтичного харчування” Як правило шкودочинність встановлюють в агроекосистемах, коли мова йде про впливна на врожайність (переважно її зниження) с/г культур різноманітних шкідників, бур'янів, агротехнічних заходів і засобів (мінеральні добрива, пестициди), несприятливих кліматичних умов тощо. Кількісним виміром шкودочинності в цьому випадку є втрати врожайності культур в одиницях маси (центнери, тони тощо) в розрахунок на 1 га. Останнім часом такі втрати почали включати ті, що отримані унаслідок дії будь-яких токсичних речовин середовища, які знижують кількість або якість сільгосппродукції. Тому виникло поняття *«еколого-токсикологічна шкودочинність»*, під якою розуміють будь-які втрати врожайності та зниження якості с/г продукції, спричинені забрудненням середовища вирощування культур (насамперед ґрунтів). Як компонент шкودочинності інколи розглядають можливість негативного впливу хімічних засобів агровиробництва на здоров'я людини та тварин, а

дуже рідко – можливі екологічні збитки унаслідок забруднення сільгоспугідь та прилеглих до них територій і екосистем. В цьому випадку прогнозування шкодочинності здійснюють за рівнем токсичності (віднесення до певного класу токсичності) використовуваного хімічного агента (-ів). Отже, означений підхід до трактування шкодочинності, включно еколого-токсикологічної, не зважаючи на те, що в її основі все ж лежить визначення кількості біологічної продукції (екологічна категорія), базується на економічній категорії – кількість і якість продукції сільськогосподарського виробництва, а в кінцевому варіанті – у зниженні прибутку (збитковості), тобто грошовому вираженні.

Не зважаючи на це, в основі кількісної оцінки негативного впливу все ж лежить кількісна оцінка зниження стану благополуччя даної системи за дії того чи іншого чинника, шкодочинність якого визначають.

Отже, як випливає з усього аналізу проблеми, **шкодочинність** – необхідне, можливо – ключове, поняття для характеристики не лише (стану) будь-якої біологічної системи та окремих її компартментів, а й якості середовища їх (її) існування, та стану благополуччя екосистеми в цілому. Водночас використання цього поняття уможливорює кількісне вираження (характеристику) ступеня неблагополуччя зазначених об'єктів.

Тлумачення поняття шкодочинності органічно зачіпає іншу екологічну характеристику середовища існування – **якість середовища**. Поняття “якість” має різні тлумачення, а відтак – і це найскладніше – дати кількісну оцінку якості. Перш за все слід звернути увагу на такі обставини. Поняття «якості середовища» коректно використовувати лише для конкретних «користувачів». Тоді питання формулюється так: “Яке середовище найкраще для цього організму, органу, клітини тощо?” Вочевидь те, яке забезпечить максимальне збереження у часі структурно-функціональної єдності цих об'єктів та рівня їх адекватності середовищу, в якому здійснюється життєдіяльність організму. Навпаки – середовище, що призводить до руйнації даних об'єктів, втрати ними характерних особливостей – буде неякісним (з точки зору цих об'єктів). Тобто проблему якості середовища доцільно 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 організації, 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 ця якість визначається, надоречно. Адже, наприклад, зрозуміло, що полісапробна вода для багатьох її споживачів, включно людини, має нижчу якість, ніж олігосапробна. Однак для низки організмів саме ця вода є найбільш якісною. А яка якість середовища для певного фіксованого препарату? Звісно, що інша, ніж для будь-якого живого об'єкту.

Дещо по-різному поняття «якість середовища» можна трактувати для біологічних систем залежно від рівня організації. Для організму, зокрема, найвища якість середовища відповідає тим значенням параметрів зовнішнього середовища, за яким стан благополуччя організму має максимальне значення. Зрозуміло, що для представників різних видів поняття якості середовища істотно відрізняються. Для тубіфіцид (личинки мухи-киски) якісним є те середовище, де має місце значна концентрація органічної речовини. Для багатьох інших організмів це середовище для існування непридатне. Навіть для організмів одного виду потреби в різних значеннях окремих параметрів середовища відрізняються (наприклад, геміпопуляції). Для популяції якість середовища також можна оцінити лише за станом її благополуччя, а зміни стану якості – за змінами функції благополуччя.

Оскільки для представників різних видів поняття якості середовища істотно відрізняється, особливо актуальним є питання якості середовища для всього біотичного угруповання (біоценозу). Адже значення кожного окремо взятого параметра середовища для представників різних видів і навіть різних груп в рамках однієї популяції має істотні відмінності оптимальних значень. Однак, і в цьому випадку єдиним виходом є використання адекватних відповідному рівню організації показників стану благополуччя, зокрема, такої біосистеми, як біоценоз в цілому. На рівні біотичного угруповання максимальна якість середовища відповідає максимальним значенням стану благополуччя біоценозу.

Підбиваючи підсумки короткому аналізу проблеми доходимо висновку: якість середовища життя – 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 якість середовища для якого оцінюється, характеризується максимальним значенням стану благополуччя.

Таке розуміння якості середовища уможливорює 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 благополуччя системи. Тому будь-який фактор, що знижує благополуччя біосистеми в конкретних умовах середовища можна вважати шкідливим(шкодочинним). Цей досить зручний, оскільки розмірність якості може варіювати 1 чи 100% (максимальне значення благополуччя) до 0 (припинення існування системи).

Отже, шкодочинність – здатність певного чинника, окремих груп чи всього комплексу в цілому знижувати стан благополуччя системи.

Ранжуючи функцію благополуччя системи у відсотках референційного (природного) стану системи (який приймається за 100%), можна кількісно оцінити шкодочинність за зниженням благополуччя системи до нульових значень, нижче яких система припиняє своє існування.

Для порівняння шкодочинності різних чинників варто лише співставити характеристики всіх чинників, шкодочинність яких встановлюється

(концентрація, накопичення тощо, викликають однакове зниження благополуччя певної системи):

$$\text{ШЧ} = 100\% - \text{ЯС}.$$

Пропоноване нами тлумачення «шкодочинності» уможливорює інтегральну якісну і кількісну оцінку найрізноманітніших несприятливих впливів (токсичних, біологічних, антропічних тощо) на екологічні системи на всіх рівнях структурно-функціональної організації – молекулярно-метаболического до екосистемного. При цьому воно узгоджується з рекомендаціями урядів країн Європейської економічної (ЄЕК) ООН з проблем довкілля водних ресурсів (прийняті у березні 1992 р., підтверджені в грудні 1996 р. у проекті «Основної (рамкової) Директиви по воді (4.12.96)), в яких вказується, що «водна політика водогосподарська діяльність повинні базуватися на екосистемному підході».

Контрольні запитання до розділу

1. Що таке екологічний ризик?
2. Які головні проблеми стоять перед екологією?
3. Назвіть головні проблеми, пов'язані зі станом довкілля в Україні?
4. Які основні проблеми довкілля пов'язані з військовим сектором?
5. Які екологічні проблеми породжені зарегулюванням стоку Дніпра?
6. Проілюструйте проблему радіоактивного забруднення України на прикладі будь-якої екосистеми.
7. Які існують шляхи вирішення екологічних проблем?
8. Як впливає розвиток міжнародного співробітництва на вирішення екологічних проблем України?
9. Що являє собою екологічний менеджмент і екологічний аудит?
10. Які головні чинники погіршення екологічного стану Чорного і Азовського морів?

РЕКОМЕНДОВАНА ЛІТЕРАТУРА

1. *Арнольд В.И.* Теория катастроф. Серия "Синергетика: от прошлого к будущему". Изд. 6. URSS, 2009. – 136 с.
2. *Афанасьев С. А., Гродзинский М. Д.* Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты. – К.: АйБи, 2004. – 59 с.
3. *Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах* / Под редакцией А.Ф. Алимova и Н.Г. Богущкой. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. – 436 с.
4. *Биоразнообразие и качество среды антропогенно измененных гидроэкосистем Украины* / Харченко Т.А., Протасов А.А., Ляшенко А.В. и др. – К.: ИГБ НАН Украины, 2005. – 314 с.
5. *Гандзюра В.П., Грубінко В.В.* Концепція шкодочинності в екології. – Київ-Тернопіль: Вид-во ТНПУ ім.. В.Гнатюка, 2008. – 144 с.
6. *Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень: Теорія, методи, практика використання* / За ред. Олексіва І.Т., Брагінського Л.П. – Львів: Світ, 1995. – 440 с.
7. *Гиляров М.С.* Зоологический метод диагностики почв. – М.: Наука, 1965. – 278 с.
8. Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» (Відомості Верховної Ради (ВВР), 2017, № 29, ст. 315)
9. (ВР України, Закон України "Про стратегічну екологічну оцінку" від 20.03.2018 N 2354-VIII)
10. *Демченко В. О.* Теоретичні та практичні аспекти проблеми використання риб як індикаторів стану гідроекосистем (на прикладі Азовського моря) / В. О. Демченко // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. Біол. / Терноп. нац. пед. ун-т ім. Володимира Гнатюка. – 2011. – № 2 (47). – С. 26-31.
11. *Джефферс Дж.* Введение в системный анализ: применение в экологии. – М.: Мир, 1981. – 252 с.
12. *Екологічна безпека та охорона навколишнього середовища.* Підручник для студентів екологічних спеціальностей вищих навчальних закладів / За ред. О.І. Бондаря, Г.І. Рудька. – К.: Вид-во «ЕКМО», 2004. – 423 с.
13. *Екологічна енциклопедія: У 3 т.* / Редколегія: А.В. Толстоухов (гол. ред.) та ін. – К.: ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації» – Т. І: – 2007. – 432 с.; Т. 2: – 2007. – 416 с.; Т. 3: – 2008. – 472 с.
14. *Емельянов И.Г.* Разнообразие и его роль в функциональной устойчивости и эволюции экосистем. – К.: Б.и., 1999. – 168 с.
15. *Корогодин В.И.* Информация и феномен жизни. – Пущино: АН СССР, 1991. – 202 с.
16. *Мікрокосмні моделі екосистем:* Монографія / С.С. Костишин, С.С. Руденко, Є. Г. Махрова, О.Д. Зароченцева. – Чернівці, Чернівецький нац. ун-т, 2015. – 336 с.
17. *Одум Ю.* Экология: В 2 т. – М.: Мир, 1986. –Т. 1. –328 с, Т.2. –376с.

18. *Оцінка екологічної шкоди та пріоритети відновлення довкілля на сході України.* – К.: ВАІТЕ, 2017. – 88 с.
19. *Романенко В.Д.* Основы гидроэкологии. – К.: Генеза, 2004. – 664 с.
20. *Руденко С.С., Костишин С.С., Ситнікова І.О.* Штучні системи в екології. Навч. посібник для вищих навч. закладів. – Чернівці: Рута, 2006. – 200 с.
21. *Современные глобальные изменения природной среды.* В 2 - х томах /Под ред. Касимова Н.С., Клиге Р.К. – М.: Научный мир, 2006. – 1472 с.
22. *Сорока К.О.* Основы теорії систем і системного аналізу: Навч. посібник. – ХНАМГ:, 2004. – 291 с.
23. *Теорія систем в екології : підручник /* Ю. Г. Масікевич, О. В. Шестопа-лов, А. А. Негадайло та ін. – Суми : Сумський державний університет, 2015. – 330 с.
24. *Федоров В.Д., Гильманов Т.Г.* Экология. – М.: МГУ, 1980. – 464 с.
25. *Алимов А.Ф.* Функциональная экология пресноводных двустворчатых моллюсков. – Л.: Наука, 1981. – 248 с.
26. *Афанасьев С. А.* Методология гидробиологических исследований в аспекте внедрения положений Рамочной Водной Диретивы ЕС в Украине / С. А. Афанасьев // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. – СПб., 2007. – С. 13 - 18.
27. *Базаров М.И., Голованов В.К.* Влияние голодания на термопреферендум молоди леща в длительном эксперименте // Экологическая физиология и биохимия рыб: IX Всерос. конф. (Ярославль, май, 2000 г.): Тез. докл. – Ярославль, 2000. – Т. 1. – С. 18-21.
28. *Бакаева Е.Н., Никаноров А.М.* Гидробионты в оценке качества вод суши. – М.: Наука, 2006. – 239 с.
29. *Беклемишев В.Н.* Пространственная и временная структура популяций // Бюл. МОИП. Отд. Биол. – 1960. – Т. 65, №2. – С. 41-50.
30. *Бедункова О. О.* Аналіз особливостей формування якості води річок Західного Полісся // Вісник нац. у-ту водного господарства та природоко-ристування. – Рівне : НУВГП, 2009. - Вип. 1 (45). – С. 3-9.
31. *Бедункова О. О.* Стабільність розвитку та цитогенетичний гомеостаз іх-тіопопуляцій річки Случ у сучасних умовах антропогенного наванта-ження / О. О. Бедункова // Рибогосподарська наука України. – 2015. – № 1 (31). – С. 56–70.
32. *Бедункова О. О.* Флуктуирующая асимметрия биоты как показатель «здоровья» экосистемы бассейна реки Стыр в пределах украинской ча-сти водосбора // Проблемы сохранения биологического разнообразия и использования биологических ресурсов. Секция 3. Биоразнообразие и современное состояние фауны, проблемы охраны и устойчивого разви-тия: 3-я Междунар. науч.-практ. конф. (посвященная 110-летию со дня рождения академика Н. В. Смольского), г. Минск, 7–9 октября 2015 г. / Центральный ботанический сад Национальной академии наук Бела-руси. – Минск: Конфидо, 2015. – С. 40–44.

33. *Бедункова О. О.* Оцінка екологічної шкоди та екологічного ризику гідрохімічних показників річки Іква / О. О. Бедункова, З. М. Буднік // Вісник НУВГП : зб. наук. праць. – Рівне : НУВГП, 2012. – Вип. 4 (60). – С. 77–82.
34. *Білявський Г.О., Бутченко Л.І.* Основи екології: теорія та практик. Навч. посіб. – К.: Лібра, 2004. – 368 с.
35. *Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К.* Экология. Особи, популяції, сообщества: В 2-х т. Пер. с англ. – М.: Мир, 1989. Т. 1. – 667 с, Т. 2. – 477 с.
36. *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем.* Сб. материалов Международ. конф. СПб.: ЛЕМА, 2007.
37. *Бондар О.І., Браєвич І.М.* Аналіз та шляхи реалізації державної системи моніторингу довкілля України // Агроекологічний журн. – 2006, №4. – С. 5-10.
38. *Брагинский Л. П.* Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности / Л. П. Брагинский // Гидробиол. журн. – 1985. – Т. 21, № 6. – С. 65–74.
39. *Брагинский Л. П.* Теоретические аспекты проблем «нормы и патологии» в водной токсикологии // Теоретические вопросы водной токсикологии : материалы 3-го сов.-американского симпозиума. – Л. : Наука, 1981. – С. 29–40.
40. *Буравльов Є.П.* Основи сучасної екологічної безпеки. – К.: ВАТ "Інститут транспорту нафти", 2000. – 238 с.
41. *Василевич В.И.* Статистические методы в геоботанике. – Л.: Наука, 1969. – 232 с.
42. *Вернадский В.И.* Биосфера и ноосфера. М.: Айрис, 2007. – 576 с.
43. *Водна рамкова директива ЄС 200/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення.* – К., 2006. – 240 с.
44. *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. – 264 с.
45. *Галковская Г.А., Суцень Л.М.* Рост водных животных при переменной температуре. – Минск: Наука и техника, 1981. – 141 с.
46. *Гандзюра В.П.* Продуктивність біосистем за токсичного забруднення середовища важкими металами. – К.: ВГЛ „Обрії”, 2002. – 248 с.
47. *Гаузе Г.Ф.* Борьба за существование. – Москва-Ижевск: Институт компьютерных исследований, 2002. – 160 с.
48. *Геоботанічне районування Української РСР* /Андрієнко Т.Л., Білик Г.І., Брадєс Є.М., Голубець М.А. та ін. – К.: Наук. Думка, 1977. – 304 с.
49. *Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины* /Протасов А.А. и др. – К.: Наук. думка, 1991. – 192 с.
50. *Гиляров А.М.* Динамика численности пресноводных планктонных ракообразных. – М.: Наука, 1987. – 192 с.
51. *Гиляров А.М.* Популяционная экология. – М.: МГУ, 1990. – 191 с.

52. *Гребневик Mnemiopsis leidyi* (A. Agassiz) в Азовском и Черном морях: биология и последствия вселения / под ред. С.П. Воловика. – Ростов н/Д.: АЗНИИРХ, 2000. – 497 с.
53. *Гродзинський М.Д.* Основи ландшафтної екології: Підручник. – К.: Либідь, 1993. – 224 с.
54. *Гутельмахер Б.Л.* Метаболизм планктона как единого целого. – Л.: Наука, 1986. – 155 с.
55. *Дажо Р.* Основы экологии. – М.: Прогресс, 1975. – 415 с.
56. *20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє:* Національна доповідь України. – К.: Атїка, 2006. – 224 с.
57. *Джиллер Р.* Структура сообществ и экологическая ниша. – М.: Мир, 1988. – 184 с.
58. *Дідух Я.П.* Популяційна екологія. – К.: Фітосоціоцентр, 1998. – 192 с.
59. *Заверуха Н.М., Серебряков В.В., Скиба Ю.А.* Основы экологии: Навч. Посібник. – К.: Каравела, 2006. – 368 с.
60. *Зайцев Ю.П.* Морская нейстонология. – К.: Наук. думка, 1970. – 264 с.
61. *Заика В.Е.* Сравнительная продуктивность гидробионтов. – К.: Наук. думка, 1983. – 208 с.
62. *Звягинцев Д.Г., Бабьева И.П., Зенова Г.М.* Биология почв. Учебник для вузов. – М.: МГУ, 2005. – 445 с.
63. *Зилов Е.А.* Возможность использования целевых функций для оценки «здоровья» водных экологических систем: эксэргия // Сибирский экологический журнал. – 2006. – № 3. – С. 269–284.
64. *Ивантер Э.В., Медведев Н.В.* Экологическая токсикология природных популяций птиц и млекопитающих Севера. – М.: Наука, 2007. – 229 с.
65. *Ивлев В.С.* Экспериментальная экология питания рыб. – К.: Наук. думка, 1977. – 272 с.
66. *Ивлева И.В.* Температура среды и скорость энергетического обмена у водных животных. – К.: Наук. думка, 1981. – 231 с.
67. *Карзинкин Г.С.* Основы биологической продуктивности водоемов. – М.: Пищепромиздт, 1952. – 342 с.
68. *Київ як екологічна система: природа-людина-виробництво-екологія.* – К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2001. – 259 с.
69. *Клименко М. О.* Мінливість морфометричних параметрів ри́б як відображення локальних варіацій екологічних умов малої річки / М. О. Клименко, О. О. Бедункова // Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології: Мат. IX Міжнар. іхтіологічної наук.-практ. конф. «Сучасні проблеми теоретичної та практичної іхтіології», 14–16 вересня 2016 року, м. Одеса. – С. 113–116.
70. *Клименко М. О.* Огляд підходів до оцінювання «здоров'я» гідроекосистем за показниками гомеостазу ри́б / М. О. Клименко, Ю. В. Пилипенко, О. О. Бедункова // Вісник Дніпропетровського університету. Серія: Біологія, екологія. – 2016. – Вип. 24 (1). – С. 61–71.

71. Климченко М. О. Поняття «здоров'я гідроекосистем» в розрізі світової концепції «критичних навантажень» / М. О. Климченко, О. О. Бедункова // Наукова термінологія нового століття: теоретичні і прикладні виміри: зб. наук. праць / [відп. ред. Л. Д. Малевич]. – Рівне : НУВГП, 2016. – С. 218–222.
72. Климченко М. О., Бедункова О.О. Технології «*in situ*» як засіб регіонального екологічного контролю водного середовища // Вода: проблеми та шляхи вирішення : зб. статей наук.-практ. конф. з міжнар. участю, м. Рівне, 6-8 липня 2016 р. – Житомир: ЖДУ ім. І. Франка – С. 90–96.
73. Климченко М.О., Бедункова О.О. Біоіндикація стану гідро екосистем за морфологічними та цитогенетичними характеристиками гомеостазу риби: монографія. – Рівне, НУВГП, 2017. – 302 с.
74. Климченко М.О., Бедункова О.О. Поняття «здоров'я гідроекосистем» в розрізі світової концепції «критичних навантажень» // Наукова термінологія нового століття: теоретичні і прикладні виміри: Зб. наук. праць / відп. Редактор Л. Д. Малевич. – Рівне: НУВГП, 2016, – С. 218-222.
75. Ковалевська Л. Чорнобиль ДСП. Наслідки Чорнобиля.– К.: Абрис, 1995.– 328 с.
76. Козлов М.В. Мнимые повторности (*pseudoreplication*) в экологических исследованиях: проблема, не замеченная российскими учеными // Журн. Общ. Биол. – 2003. – Т. 64, №4. – С 292-307.
77. Коломыц Э.Г. Локальные механизмы глобальных изменений природных экосистем. – М.: Наука, 2008. – 427 с.
78. Константинов А.С. Общая гидробиология. – М.: Высш. шк., 1986. – 472 с.
79. Константинов В.Ю. Кіотський протокол // Українська дипломатична енциклопедія: У 2-х т. /Редкол.: Л. В. Губерський (голова) та ін. – К: Знання України, 2004 – Т.1. – 760 с.
80. Кучерявий В.П. Екологія. – Львів: Світ, 2000. – 500 с.
81. Макрушин А.В. Биологический анализ качества вод. – Л.: Изд-во АН СССР. – 1974. – 53 с.
82. Марковская Е.Ф., Сыроева М.И. Роль суточного температурного градиента в онтогенезе растений. – М.: Наука, 2004. – 119 с.
83. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод /О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко та ін.; За ред. В.Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
84. Михайловский Г.Е. Описание и оценка состояний планктонных сообществ. – М.: Наука, 1988. – 214 с.
85. Михеев В.Н. Неоднородность среды и трофические отношения у рыб. – М.: Наука, 2006. – 191 с.
86. Моисеенко Т. И. Водная экотоксикология: фундаментальные и прикладные аспекты. – М. : Наука, 2009. – 399 с.
87. Моисеенко Т. И. Концепция «здоровья» экосистемы в оценке качества вод // Экология. – 2008. – № 6. – С. 411-419.

88. *Моисеенко Т. И.* Модификации водных экосистем в период и после снижения антропогенной нагрузки / Т. И. Моисеенко, А. Н. Шаров // Доклады РАН. – 2011. – Т. 441, № 3. – С. 419-422.
89. *Мончадский А. С.* О классификации факторов окружающей среды // Зоологический журнал, 1958. – Т. 37, № 5. – С. 680-692.
90. *Мороз С.А.* Історія біосфери Землі. – К.: Заповіт, 1996. – 440 с.
91. *Напрямки вдосконалення природоохоронної діяльності в Збройних Силах України.* Науково-методичний посібник / за редакцією О.І. Лисенка, С.М. Чумаченка, Ю.І. Ситника. – К., ННДЦ ОТ і ВБ України, 2006. – 424 с.
92. *Ньюмен А.* Легкие нашей планеты. – М.: Мир, 1989. – 335 с.
93. *Общая экология: Учебник для вузов / Автор-составитель А.С. Степановских.* – М.: ЮНИТИ-ДАНА, 2000. – 510 с.
94. *Одум Ю.* Основы экологии. – М.: Мир, 1975. – 742 с.
95. *Океани.* – К.: Махаон-Україна, 2007. – 304 с.
96. *Охорона навколишнього середовища. Монографія /*За редакцією Я.Б. Олійника – К.: Ніка-центр, 2006. – 263 с.
97. *Песенко Ю.А.* Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. – М.: Наука, 1982. – 287 с.
98. *Пианка Э.* Эволюционная экология. – М.: Мир, 1981. – 400 с.
99. *Пилипенко Ю. В.* Радиоэкологическая ситуация в экосистемах малых водохранилищ разного целевого назначения / Ю. В. Пилипенко // Агроэкологический журнал. – 2013. - № 3. – С. 23-29.
100. *Примаченко Л.* Кіотський протокол 1997 // Енциклопедія історії України: у 10 т. / редкол.: В. А. Смолій (голова) та ін.; Інститут історії України НАН України. – К.: Наукова думка, 2007. – Т. 4. – 328 с.
101. *Протасов А. А.* Использование показателей биоразнообразия для оценок состояния водных объектов и качества воды / А. А. Протасов, Т. Е. Павлюк // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 6. – С. 3-17.
102. *Радиоэкологические исследования макрофитов Каневского водохранилища после аварии на Чернобыльской АЭС /* Иванова И.Ю., Паньков И.В., Широкая З.О. и др. // Гидробиол. журн. – 2000. – Т. 36, №5. – С. 78-85.
103. *Реймерс Н.Ф.* Экология (теории, законы, правила, принципы и гипотезы). – М.: Журнал „Россия Молодая”, 1994. – 367 с.
104. *Риклефс Р.* Основы общей экологии. – М.: Мир, 1979. – 419 с.
105. *Розенберг Г.С., Шитиков В.К., Брусиловский П.М.* Экологическое прогнозирование (Функциональные предикторы временных рядов). – Тольятти, 1994. – 182 с.
106. *Романенко В.Д.* Основи гідроекології: Підручник. – К.: Обереги, 2001. – 728с.
107. *Романенко В. Д.* Биоиндикация экологического состояния водоемов в черте г. Киева / В. Д. Романенко, А. В. Ляшенко, С. А. Афанасьев, Е. Е. Зорина-Сахарова // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, №2. – С. 3-24.

108. Руденко С. С. Новые интегральные показатели в практике биомониторинга / С. С. Руденко // Экологический мониторинг и биоразнообразие. – 2009. – Т. 4, №1-2. – С. 71-73.
109. Рудский В.В., Стурман В.И. Основы природопользования. Учебное пособие. – М.: Аспект Пресс, 2007. – 271 с.
110. Сафранов Т.А., Губанова О.Р., Лукашов Д.В. Еколого-економічні основи природокористування. – Львів: "Новий світ", 2013. – 300 с.
111. Снакин В.В. Экология и природопользование в России. Энциклопедический словарь. – М.: Academia, 2008. – 816 с.
112. Современное состояние экосистемы Черного моря. – М.: Наука, 1987. – 240 с.
113. Состояние и проблемы продукционной гидробиологии / Сб. научн. работ Междунар. конф. «Водная экология на заре XXI века». – М., 2006. – 329 с.
114. Степанова Н. Ю. Факторы и критерии оценки экологического риска для устойчивого функционирования Куйбышевского водохранилища: автореф. дис. д.б.н.: спец. 03.00.16 «экология». – Ульяновск, 2008. – 44 с.
115. 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. – 106 с.
116. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. – М.: Прогресс, 1980. – 327 с.
117. Факторный, дискриминантный и кластерный анализ: Пер. с англ. / Дж.-О. Ким, Ч.У. Мюллер, У.Р. Кленка и др.; под ред. И.С. Енюкова. – М.: Финансы и статистика, 1989. – 215 с.
118. Федоров Л.А., Яблоков А.В. Пестициды – токсический удар по биосфере и человеку. – М.: Наука, 1999. – 462 с.
119. Физиология и токсикология пресноводных животных. Сборник статей. – Рыбинск: Из-во ОАО «Рыбинский дом печати», 2007. – 340 с.
120. Фізична географія Української РСР / О.М. Маринич, А.І. Ланько, М.І. Щербань, П.Г. Шищенко / Під ред. Маринича О.М. – К.: Вища школа, 1982. – 208 с.
121. Филенко О.Ф., Михеева И.В. Основы водной токсикологии. – М.: Колос, 2007. – 144 с.
122. Хайлов К.М. Экологический метаболизм в море. – К.: Наук. думка, 1971. – 252 с.
123. Хаскин В.В., Акимова Т.А., Трифонова Т.А. Экология человека. – М.: Экономика, 2008. – 376 с.
124. Хільчевський В.К. Водопостачання і водовідведення. Гідроекологічні аспекти. – К.: ВЦ «Київський університет», 1999. – 319 с.
125. Хімко Р.В., Мережко О.І., Бабко Р.В. Малі річки – дослідження, охорона, відновлення. – К.: Інститут екології, 2003. – 380 с.
126. Хочачка П., Сомеро Дж. Биохимическая адаптация. – М.: Мир, 1988. – 568 с.

127. Чернов Ю.И. Основные синэкологические характеристики почвенных беспозвоночных и методы их анализа // Методы почвенно-зоологических исследований. – М.: Наука, 1975. – С. 160 -216.
128. Чорнобиль. Зона відчуження. – К.: Наук. думка, 2001. – 548 с.
129. Шилов И.А. Эколого-физиологические основы популяционных отношений у животных. – М.: Из-во Моск. ун-та, 1977. – 261 с.
130. Шилов И.А. Экология: Учеб. для биол. и мед. спец. вузов. – 5-е изд., стер. – М.: Высш. шк., 2006. – 512 с.
131. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
132. Шмидт-Ниельсен К. Физиология животных. Приспособления и среда. – М.: Мир, 1982. – Т. 1. – 416 с. – Т. 2. – 384 с.
133. Элтон Ч. Экология животных. – М.:Л.: Наука, 1934. – 83 с.
134. Эрхард Ж.-П., Сежен Ж. Планктон. Состав, экология, загрязнение. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 256 с.
135. Яблоков А.В. Популяционная биология. – М.: Высш. школа, 1987.–303с.
136. Ядерный след / В.С. Губарев, И. Камиока, И.К. Лаговский и др.; Сост. Г.Малкин.– М.: Энергоатомиздат, 1990.– 104 с.
137. *American Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* / American Public Health Association (APHA). – 20th ed. – Washington, DC. – 1998.
138. Arhipchuk V. V. Using the nucleolar biomarker and the micronucleus test on in vivo fish fin cells / V. V. Arhipchuk, N. N. Garanko // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2005. – Vol. 62, N 1. – P. 42-52.
139. Beasley A. The use of fluctuating asymmetry as a measure of environmentally induced developmental instability: A meta-analysis / A. Beasley, A. Bonisoli, Timothy A. Mousseau // *Ecological Indicators*. – 2013. – Vol. 30. – P. 218-226.
140. L. von Bertalanffy, General System Theory. A Critical Review, «General Systems», Vol. VII, 1962, P. 1-20.
141. Catch B. How to define, assess and monitor the ecological status of rivers, lakes and coastal waters Regional interpretation of EU Framework Directive in the Baltic Sea catchment : theme report / B. Catch. – 2006. – 257 p.
142. Biedunkova O. Comparative analysis of the seasonal dynamics of bioaccumulation of toxicants in different types hydroecosystems / O. Biedunkova, A. Klimenko, A. Petruk // *British Journal of Science, Education and Culture*. – London: London University Press, 2014. – Vol. III, No.1. (5). – P. 75-82.
143. David J. River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale / J. David, J. Chris, R. Spray // *Journal of Environmental Management*. – 2013. – Vol. 126. – P. 30-43.
144. Assessment of river health based on an improved entropy-based fuzzy matter-element model in the Taihu Plain, China / X. Deng, Y. Xu, L. Han [et al.] // *Ecological Indicators*. – 2015. – Vol. 57. – P. 85-95.

145. *Falkowska E.* The significance of morphogenetic analysis in the assessment of soil–water conditions in Quaternary sediments / E. Falkowska // *Geomorphology*. – 2015. – № 246. – P. 420–432.
146. *Garmendia M.* Phytoplankton composition indicators for the assessment of eutrophication in marine waters: Present state and challenges within the European directives / M. Garmendia, B. Ángel, J. Franco, M. Revilla // *Marine Pollution Bulletin*. – 2013. – Vol. 66, Issues 1–2. – P. 7–16.
147. *Gilvear D. J.* River rehabilitation for the delivery of multiple ecosystem services at the river network scale / D. J. Gilvear, C. J. Spray, R. Casas-Mulet // *J. Environ. Manage.* – 2013. – № 126. – P. 30–43.
148. *Gutiérrez J. M.* Micronucleus test in fishes as indicators of environmental quality in subestuaries of the Río de la Plata (Uruguay) / J. M. Gutiérrez, S. Villar, A. A. Plavan // *Marine Pollution Bulletin*. – 2015. – Vol. 91, Issue 2. – P. 518–523.
149. *Hanan S.* Aquatic environmental monitoring and removal efficiency of detergents / S. Hanan // *Water Science*. – 2014. – № 28. – P. 51–64.
150. *Jayaprakash M.* Bioaccumulation of metals in fish species from water and sediments in macrotidal Ennore creek, Chennai, SE coast of India: A metropolitan city effect / M. Jayaprakash, Kumar R. Senthil, L. Giridharan // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2015. – V.120. – P. 243–255.
151. *Kozlov V.* Confirmation bias in studies of fluctuating asymmetry / V. Kozlov, E. Zvereva // *Ecological Indicators*. – 2015. – Vol. 57. – P. 293–297.
152. *Nunes E. A.* Genotoxic assessment on river water using different biological systems / E. A. Nunes, C. T. Lemos, L. Gavronski [et al.] // *Chemosphere*. – 2011. – Vol. 84, Issue 1. – P. 47–53.
153. *Ogden J. C.* Waterbirds as indicators of ecosystem health in the coastal marine habitats of Southern Florida: 2. Conceptual ecological models / J. C. Ogden, J. D. Baldwin, O. L. Bass [et al.] // *Ecological Indicators*. – 2014. – Vol. 44. – P. 128–147.
154. *Rocchetta I.* Growth, abundance, morphometric and metabolic parameters of three populations of *Diplodon chilensis* subject to different levels of natural and anthropogenic organic matter input in a glacial lake of North Patagonia / I. Rocchetta, J. Lomovasky, Maria S. Yusseppone // *Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters*. – 2014. – Vol. 44. – P. 72–80.
155. Effect of heavy metals on fish larvae deformities : a review / D. G. Sfakianakis, E. Renieri, M. Kentouri, A. M. Tsatsakis // *Environmental Research*. – 2015. – Vol. 137. – P. 246–255.
156. *Torres L.* Health status of Largescale Sucker (*Catostomus macrocheilus*) collected along an organic contaminant gradient in the lower Columbia River, Oregon and Washington, USA / L. Torres, E. Nilsen, R. Grove, R. Patiño // *Science of The Total Environment*. – 2014. – Vol. 484. – P. 353–364.
157. *Xu F.* Development of a structurally dynamic model for ecosystem health prognosis of Baiyangdian Lake, China / F. Xu, Z. Yang, B. Chen, Y. Zhao [et al.] // *Ecological Indicators*. – 2013. – Vol. 29. – P. 398–411.