

## ДО ПИТАННЯ ЩОДО СТВОРЕННЯ СИСТЕМИ БІОМОНІТОРИНГУ ВОДОЙМ РИБОГОСПОДАРСЬКОГО ПРИЗНАЧЕННЯ

М.Ю. Євтушенко, М.І. Хижняк, С.В. Дудник

НУБіПУ, Київ

*Проаналізовано основні шляхи забруднення штучних водойм рибогосподарського призначення, які призводять до зміни гідрохімічного складу води й біоценозів, та проблеми оцінки їх стану на основі біомоніторингу.*

Серед водних об'єктів, придатних для рибогосподарської діяльності, важлива роль належить штучно створеним водоймам — ставам, кількість яких в Україні досягає близько 28900 [15]. Більше половини риби, яку вирощують у внутрішніх прісноводних водоймах, становить ставова. Крім того, в ставових рибницьких господарствах зосереджено маточне та ремонтне стадо промислово цінних видів риб, нащадки яких використовують для зариблення водойм різного типу [3].

У цілому ці водойми, як і багато інших, належать до водойм комплексного призначення, а безпосередньо в рибогосподарських цілях із вище переліченої кількості використовують лише 2662 стави. Між тим останні є специфічними з погляду їх рибогосподарської експлуатації та екологічних особливостей їх функціонування у процесі вирощування в них рибної продукції. Специфіка їх експлуатації полягає в тому, що в процесі вирощування високоякісної рибної продукції в ставах застосовують елементи управління якістю води і біопродуктивністю водойм. Створення високопродуктивних екосистем у рибницьких ставах досягається шляхом розробки і реалізації заходів та методів, спрямованих на управління їх функціонуванням. Як відомо, основними способами регулювання біопродукційних процесів у ставах є їх удобрення органічними та мінеральними добривами, хоча, попри наявність численних наукових публікацій щодо інтенсифікаційних заходів, до цього часу ще не встановлений механізм формування загальної біопродуктивності водойм [2].

Між тим існує інформація про те, що сучасний стан рибного господарства внутрішніх водойм України характеризується істотним зниженням обсягів виробництва рибної продукції. Аналогічна ситуація спостерігається і в ставовому рибництві. Так, середні показники рибопродуктивності нагульних ставів за останні роки знизились більш ніж удвічі [15]. Причин цього явища досить багато.

Детальний аналіз численних даних свідчить про те, що застосування інтенсивної технології вирощування товарної риби в ставах супроводжується зниженням якості води і погіршенням екологічного стану водойм у цілому. Одним із можливих підходів до розв'язання проблеми поліпшення екологічного стану ставових рибницьких господарств може бути розробка методів підвищення біопродуктивності ставів шляхом спрямованого впливу на інтенсивність метаболізму біоценозів і управління процесами зміни їх екологічної структури. Однак ці заходи необхідно застосовувати досить обережно, здійснюючи постійний контроль за основними показниками, які характеризують якість води та стан екосистеми.

Між тим аналіз літературних джерел свідчить, що водойми рибогосподарського призначення, зокрема стави, піддаються значному забрудненню багатьма токсичними речовинами, які надходять до них з різних джерел.

Відомо, що рибницькі стави є специфічними екосистемами, які характеризуються високими біопродукційними показниками. Їх високий рівень досягається за

рахунок застосування системи управління біопродукційними процесами, яка здійснюється завдяки створенню відповідної кормової бази шляхом удобрення ставів органічними і мінеральними добривами, використанням штучних гранульованих кормових сумішей, впровадженням полікультури та створенням оптимальних науково обґрунтованих щільностей посадки різних видів риб відповідно до наявності у водоймі природної кормової бази. Крім того, здійснення вапнування ложа ставів, застосування аераторів, регулювання проточності тощо забезпечує до певної міри оптимальні умови для перебігу процесів життєдіяльності представників різних видів гідробіонтів.

Як уже відмічалось, одним з основних заходів інтенсифікації рибництва є внесення до рибогосподарських водойм органічних і мінеральних добрив. Проте до останнього часу ці заходи не розглядалися як можливе джерело забруднення водойм токсичними речовинами. Між тим факт виявлення явищ задухи та частой загибелі риб у водоймах за відсутності речовин антропогенного походження показав, що виникнення аутогенних токсикозів значною мірою пов'язане з утворенням у них за певних умов біологічно активних або токсичних продуктів з органічних сполук, які попередньо таких властивостей не мали [22, 23].

Як відомо, основними складниками балансу органічної речовини є сполуки, що утворюються у процесі фотосинтезу фітопланктону, макрофітів, фітобентосу, алохтонна речовина, що надходить з джерел водопостачання, атмосферними опадами тощо [4]. Додаткове внесення у рибогосподарські водойми органічних добрив у вигляді гною, компосту, зеленої рослинної маси або поживних залишків рослин у значних кількостях супроводжується значним підвищенням окисненості води, зниженням концентрації розчиненого у воді кисню та значним підкисленням водного середовища [2]. Тому з метою зниження негативних явищ за органічного удобрення водойм ми рекомендуємо внесення органічних добрив не на всю площу водойми, а лише на ту частину, яка не перевищує 5–6% загальної площі. Проте в практиці рибництва цими застереженнями інколи нехтують,

натомість трапляються випадки одночасного викошування значної кількості водної рослинності, яка залишається у воді як органічне добриво. Але процеси деструкції органічної речовини з такої біомаси водних рослин вимагають значної кількості розчиненого у воді кисню. Це призводить до його дефіциту, що спричиняє перехід на анаеробне окиснення органіки з утворенням таких токсичних проміжних метаболітів, як метан, кетони і альдегіди, а також до зростання у воді вільних радикалів [25]. Слід зазначити, що сумісна дія дефіциту кисню та наявності у воді недоокиснених органічних сполук погіршує умови життєдіяльності гідробіонтів, порушує стереотипні зв'язки риб з навколишнім середовищем та знижує якість рибної продукції.

Sarkar S.K. (1987) експериментально довів, що внесення у рибогосподарські водойми гною у кількості 25 т/га і залишків олійних рослин у дозі 2,5 т/га окремо або в комбінації зумовлює порушення ембріогенезу коропа, що проявляється у зменшенні діаметра ікринок та подовженні тривалості їх дозрівання, розтягнутим у часі викльовом личинок та виходом ослабленої молоді. Автор також дійшов висновку про те, що порушення процесів ембріонального та постембріонального розвитку риб пояснюється накопиченням у воді токсичних продуктів трансформації органічних добрив — амонійних сполук, нітритів, нітратів та сапонінів [26].

Також потужним джерелом забруднення водойм рибогосподарського призначення різних типів є застосування необґрунтованих доз мінеральних добрив, у першу чергу азотних та фосфорних. Відомо, що азотні і фосфорні добрива у рибництві використовують з метою інтенсифікації першої ланки трофічних ланцюгів — фітопланктону. Внесення цих біогенних елементів у водойми супроводжується значними змінами хімічного складу води та донних відкладів, зокрема підвищенням рН, окисненості та загальної мінералізації. Це також сприяє інтенсифікації процесів фотосинтезу фітопланктону, у систематичному складі якого переважають хлорококові водорості. Потужна перша ланка трофічного ланцюга забезпечує посилення розвитку наступної його ланки — зоопланкто-

ну. Але через деякий час такі позитивні наслідки удобрення ставів змінюються негативними явищами, які відбуваються внаслідок надлишкового розвитку фітопланктону, який не реалізується зоопланктоном і рибою, і в літній період у результаті старіння та відмирання їх біомаса накопичується у придонних шарах води. В результаті дефіциту кисню, спричиненого деструкцією органічних речовин, відбувається перехід на анаеробне окиснення їх залишків, внаслідок чого у водній товщі в придонних шарах зосереджуються токсичні метаболіти та біологічно активні речовини — фітогормони й ензими, які можуть призвести до розбалансування процесів біологічної продукції та деструкції.

Потужним джерелом органічного та біогенного забруднення водойм рибогосподарського призначення є завищення норм годівлі риб штучними кормами, особливо за високої щільності їх посадки.

Серед наукових робіт має місце інформація щодо уповільнення росту риб у ставах, яке пов'язують із погіршенням екологічних умов їх існування за рахунок значного накопичення, особливо в придонних шарах, залишків комбікормів, які погано використовуються або засвоюються рибою. Так, дослідженнями В.Ф. Зайцева та Л.О. Кисельової (1991) показано, що в період годівлі риб від літа до осені в екосистемі водойм рибогосподарського призначення спостерігається постійний процес накопичення органіки за рахунок неутілізованого корму і розкладення вищої водяної рослинності [10]. Це супроводжується значними структурними перебудовами в біогідроценозах. На початку літа надходження до екосистеми алохтонної органічної речовини штучних комбікормів призводить до підвищення видового різноманіття і загальної чисельності фіто- і бактеріопланктону. При цьому продукція фітопланктону може зростати в 2–2,5 рази, бактеріопланктону — у 1,5–1,8 рази. На цьому фоні в цей період зареєстровано інтенсивне вицвідання рибою зоопланктону, біомаса і продукція якого може зменшуватись у 1,8 рази. Проте це не спричиняє негативних наслідків для екосистеми ставів, у яких у цілому спостерігається екологічний прогрес, тобто зростання видового і трофічного

різноманіття біоценозів та збільшення утилізації енергії кормових ресурсів рибою. Подальше накопичення алохтонної органіки у ставах зумовлює підвищення рН водного середовища до 9,5–9,7, перманганатної окисності — до 30,7–54,0 тощо. Наслідком такого органічного забруднення води є розбалансування зв'язків як між окремими групами гідробіонтів, так і всередині їх, зниження до мінімуму інтенсивності фотосинтетичної діяльності фітопланктону, істотне переважання деструкції органічних речовин над її продукцією, яке супроводжується зміною домінантів серед фіто- і бактеріопланктону. Так, зокрема, у фітопланктоні починають домінувати синьозелені водорості, а в бактеріопланктоні — споруутворюючі палички і проактиноміцети, котрі є показниками погіршення якості води. Все це супроводжується уповільненням або припиненням темпу росту риб у ставах.

Подальше надходження до водойм органічних речовин призводить до метаболічного регресу водойм, який характеризується масовим відмиранням фітопланктону, зниженням концентрації розчиненого у воді кисню до 0,5–1,5 мг/л, що спричиняє загибель, у першу чергу оксифільних гідробіонтів, особливо в період, який збігається у часі з найбільш високою температурою води.

Крім неутілізованих кормів, інгібуючий вплив на процеси росту риб мають продукти їх життєдіяльності, які виділяються у воду, особливо за високих щільностей посадки [6, 22, 23].

Проблеми забруднення води органічними залишками кормів найбільш гостро постають в індустріальних рибницьких господарствах, де застосовують вирощування риб у полі- чи монокультурі у саджалках або басейнах за високих щільностей посадки та їх інтенсивної годівлі винятково штучними комбікормами. У садково-басейнових господарствах спостерігається високий ступінь забруднення води не лише недоокисненими залишками корму, а й його метаболітами та екскрементами риб. Слід зазначити, що концентрація забруднювальних речовин у таких водоймах не регламентується нормативними актами. Існують лише орієнтовні показники оцінки допустимого рівня забруднення водойм-охолоджувачів

енергетичних об'єктів органікою, які базуються на вимогах енергетиків щодо забезпечення безперебійної роботи охолоджувальних пристроїв теплоелектростанцій чи теплоелектроцентралей. Загальні ж нормативи допустимих меж зміни якості води, які б враховували комплексну дію токсикантів плюс теплове навантаження за рахунок скидання підігрітих вод на екосистеми цих рибничих господарств, відсутні. Це вимагає проведення комплексних моніторингових гідроекологічних досліджень, спрямованих на створення нормативної бази з природоохоронної діяльності в специфічних умовах водоймоохолоджувачів.

Ще однією істотною проблемою водойм рибогосподарського призначення є надходження до них великої кількості гормонів, які можуть міститись у екскрементах риб, чи надходити з алохтонним стоком від розташованих поблизу тваринницьких ферм та комунально-побутових підприємств [11]. Особливо небезпечними є естрогени, які відіграють важливу роль у диференціації статі, формуванні і розвитку гонад, гаметогенезі та в кінцевому результаті в успішному розмноженні організмів і підтриманні чисельності популяцій і видів. Надходження до водного середовища гормонів та їх аналогів призводить до порушення процесів розмноження, інверсії статі, зниження чисельності і скорочення видового різноманіття [27].

Забруднення водойм рибогосподарського призначення органічними сполуками зумовлює значне погіршення умов розвитку кормової бази, наслідком чого є зміна кількісного і якісного складу відповідних біоценозів, а саме: загибель найменш стійких, але найбільш цінних у харчовому відношенні для риб видів водних організмів і заміна їх більш стійкими до дії забруднювальних речовин видами з невисокою кормовою цінністю. Такий перебіг процесів у водоймах також значно уповільнює або навіть призупиняє ріст риб [8].

Поряд з інтенсифікацією біопродукційних процесів у водоймах при внесенні азотних і фосфорних добрив у воді виявлено зростання концентрації амонійних і фосфатних іонів [28]. Самі по собі вони не є токсичними для іхтіофауни, проте

здатні змінювати напрям окисно-відновних процесів у воді. Характерною особливістю є швидке осадження фосфатіонів у придонні шари та зв'язування їх з окислами заліза, алюмінію та гуміновими кислотами за умов підкислення ґрунтів. Під час нейтралізації і підлучення донних субстратів відбувається зворотний перехід зв'язаного фосфору у водну товщу. Це спричиняє коливання співвідношення між азотом і фосфором, яке визначає домінування у фітопланктоні певних угруповань груп водоростей.

Досить інформативними виявилися результати наукових досліджень, проведених на модельних об'єктах (гуппі), з вивчення впливу різних концентрацій азотних і фосфорних добрив на процеси їх відтворення. Роботами Л.А. Джавадовой Р.Ю. Касимова (цит. за І.І. Рудневою) доведено, що підвищені концентрації аміачної селітри (30–50 мг/л) та суперфосфату (70–150 мг/л) зумовлюють затримку термінів визрівання і нересту риб, а також спричиняють зниження їх плодючості у третьому поколінні [16].

Крім того, встановлено, що внесення до рибогосподарських водойм фосфорних добрив, виготовлених з природних апатитів, може спричинити забруднення їх важкими металами, які дуже часто є включеннями у ці природні мінерали. Так, при внесенні суперфосфату в кількості 90 кг/га діючої речовини, одночасно до водойм надходить близько 11,3 г/га міді, 55,8 свинцю, 1 г/га кадмію [1].

Джерелами забруднення водойм рибогосподарського призначення важкими металами найчастіше бувають поверхневі змиви із сільськогосподарських угідь, де використовують добрива і пестициди, до складу яких входять іони металів. Так, комплексні дослідження забруднення рибницьких ставів, розташованих на березі української ділянки р. Дунай, а також придунайських лиманів Ялпуг, Катлабух, Кугурлуй важкими металами, проведені М.Ф. Назаренком (1991) показали, що вода в них забруднена свинцем, миш'яком, міддю, кадмієм і ртуттю, концентрація яких перевищує ГДК для цих елементів на 1–2 порядки. Надто високий рівень у воді міді, особливо в травні–червні, автор пов'язує з інтенсивним внесенням у стави добрив (суперфосфату

з вмістом в останньому 24 мг/кг міді), а також із обробкою місцевих виноградників мідним купоросом [13].

Особливу увагу автор досліджень звертає на якість комбікормів для риб, які виробляють на 8 комбікормових заводах України. В них вміст Cd, Pb, Cu, Ni, Cr, As на 1–3 порядки перевищує ДОК, встановлену для зерна. Рівень Mg і Zn вище ДОК у 2–7 разів.

Отже, нез'їдений рибами комбікорм з таким набором важких металів зумовлює значне зростання їх вмісту у воді ставів. Спеціальними дослідженнями встановлено, що в рибних комбікормах вміст цинку, міді, свинцю і кадмію може значно перевищувати допустимі норми в продуктах харчування. Проте до цього часу відсутні нормативи вмісту важких металів у рибницьких кормах (Е.С. Светашова, 2008).

Експериментально встановлено, що при згодовуванні рибі штучних гранульованих кормів 10–15% їх маси вилужується, а залишкова — з'їдається рибою. У м'ясо риб трансформується близько 1/4 з'їденого корму, а 3/4 виводиться з екскрементами й метаболітами, які також надходять у воду.

Між тим концентрація важких металів у водоймах рибогосподарського призначення також не регламентується нормативними документами.

Відсутні у нормативах Державного стандарту України й інші забруднювальні речовини, які не повинні міститися у воді рибницьких водойм.

Рибогосподарські нормативи вимагають повної відсутності у воді таких досить токсичних речовин, як гексахлоран, ДДТ та його метаболітів, деяких сполук фосфору тощо. Проте окремі сполуки фосфору надходять до водойм рибогосподарського призначення у значних кількостях.

Основним джерелом надходження фосфору є також корми та добрива (81%). З річковим стоком у період заповнення ставів надходить 5% загального фосфору, з метаболітами риб — 11%. У донних відкладах рибницьких ставів щороку накопичується близько 4–7 т загального азоту і 3–5 т загального фосфору. Кількість забруднень, які виробляє одна риба, становить: азоту — 0,23 т; фосфору — 0,07; органічного вуглецю — 0,35 т [5].

Для водойм рибогосподарського призначення небезпечними є також політанти привнесені в результаті змиву з полів, а також надходження їх із стоками тваринницьких ферм [11].

Усе це свідчить про те, що у водоймах, де вирощують рибу, за певних умов може досить часто і відносно швидко змінюватись гідрохімічний склад води й еколого-токсикологічна ситуація.

Характерною особливістю водойм рибогосподарського призначення є також не лише зниження якості води в результаті їх інтенсивного використання, а й постійне накопичення токсичних речовин у донних ґрунтах ставів. Зазвичай цей процес розглядають як процес самоочищення водойм від токсичного забруднення. Перехід токсикантів із води в ґрунт призводить до їх трансформації, в результаті чого досить часто утворюються інші токсичні для гідробіонтів речовини, або до їх накопичення та часткового захоронення в донних відкладах. Як правило, у процесі проведення технологічних процесів здійснюють вапнування ставів, чим створюються оптимальні умови для зв'язування, зокрема важких металів, у комплекси (ліганди) з органічними чи неорганічними сполуками. Проте за певних умов, а саме підкислення води, відбувається зворотний процес. Тобто відбувається розрив зв'язків між важкими металами й органічними чи мінеральними сполуками, що призводить до міграції металів із донних ґрунтів у товщу води, у такий спосіб спостерігається вторинне забруднення водойм рибогосподарського призначення. Особливістю цього процесу є те, що перехід металів у воду відбувається в іонному стані, тобто легкодоступному до організму гідробіонтів. Перехід забруднювальних речовин із води в донні відклади і навпаки має негативний вплив для розвитку макрофітів, організмів бентосу, риб, особливо за їх безпосереднього контакту з токсикантами, на інкубацію ікри псамофільних риб.

Наведена вище інформація свідчить, з одного боку, про відносно високий рівень забруднення водойм рибогосподарського призначення токсикантами різної природи та про її негативний вплив на структурно-функціональну структуру біоти, а з іншого — про недостатній рі-

вень контролю як за якістю води, так і за екологічним станом водойм.

Погіршення якості води водойм рибогосподарського призначення, зумовлене в результаті дії природних і антропогенних чинників, негативно позначається на перебігу в організмі гідробіонтів багатьох процесів життєдіяльності, які проявляються у порушенні відтворювальної здатності, уповільненні темпів росту, масовій загибелі. Пригнічуючи процеси життєдіяльності водних організмів, несприятливі екологічні умови негативно впливають на чисельність популяцій окремих груп гідробіонтів, включаючи домінуючі. Несприятлива еколого-токсикологічна ситуація у водоймах істотно змінює стан і структуру екологічних систем у цілому, які можуть проявлятися у змінах трофності водойм, кількісного і якісного складу бактеріального населення, угруповань кормової бази риб. Погіршення якості води впливає не лише на видовий склад та чисельність гідробіонтів, а й на продукційні характеристики окремих груп водних організмів і через них на продукційний потенціал екосистеми в цілому.

З іншого боку, зменшення чисельності фіто- і зоопланктону та бентосних організмів негативно позначається не лише на біопродукційному потенціалі водойм, а й на якості води, оскільки багато видів планктонних і бентосних гідробіонтів бере безпосередню участь у процесах формування якості води.

Крім того, порушення кормової бази може істотно позначитися на характері живлення риб, їх харчових потребах, біохімічному складі корму, а також на процесах трансформації і використання асимільованої їжі в організмі. Всі ці зміни мають негативний вплив на фізіологічний статус риб, інтенсивність їх росту, терміни статевого визрівання, продуктивні характеристики, якість нащадків та рибної продукції.

Вирощування якісної продукції аквакультури у водоймах комплексного і рибогосподарського призначення передбачає не лише забезпечення оптимальних екологічних умов для представників різних видів гідробіонтів, у тому числі і риб, а й здійснення постійного контролю за екологічним станом водойм, дотриманням необхідної якості води, визначеної

нормативними документами. Основним завданням проведення моніторингу є отримання оперативної інформації щодо комплексного забруднення водойм поллютантами різної природи з урахуванням ефективності їх токсичної дії під впливом природних чинників, зокрема температури, рН, концентрації розчиненого у воді кисню тощо, з метою прийняття відповідних рішень та застосування певних заходів, спрямованих на усунення причин загибелі гідробіонтів та поліпшення якості води й екологічного стану водойм у цілому.

Зазвичай контроль якості води водойм комплексного і рибогосподарського призначення здійснюють за допомогою хіміко-аналітичних методів, порівнюючи результати досліджень з нормативними показниками, тобто з експериментально визначеною для кожної речовини гранично допустимою концентрацією (ГДК).

Однак існують значні труднощі за аналітичного визначення вмісту у воді водойм рибогосподарського призначення індивідуальних забруднювальних речовин безпосередньо в лабораторіях рибницьких господарств. Крім того, відомо, що до цього часу розроблено близько 200 рибогосподарських ГДК, тоді як до поверхневих вод надходить майже 5–6 тис. різних поллютантів, а аналітичні методи дають змогу реєструвати лише 150 сполук і показників органолептичних та фізико-хімічних властивостей води. Реально лабораторії різних відомств визначають не більше 40–50 показників, що не дає можливість отримати точного уявлення щодо якості води.

Хіміко-аналітичний метод оцінки якості води не враховує також синергічну та антагоністичну взаємодію розчинених у воді представників різних класів забруднювальних речовин та вплив на ефективність їх токсичної дії природних чинників водного середовища.

Тому альтернативним розв'язанням цих проблем є прийнята у 2000 р. Європейська Рамкова водна Директива, яка передбачає розробку та реалізацію моніторингової програми з метою здійснення постійного контролю за якістю води та екологічним станом водойм [28].

Основною перевагою гідробіологічного моніторингу над хіміко-аналітичними методами є те, що за його допомогою

здійснюється оцінка екологічного стану водойм внаслідок сукупного впливу на водні екосистеми багатьох антропогенних чинників шляхом реєстрації реакції-відповіді гідробіонтів на зміну екологічних умов.

Як відомо, розроблена раніше Kolkwitz і Marsson (1908) система оцінки якості води і стану водосховищ, озер, ґрік базується на застосуванні видів-індикаторів гідробіонтів, які є досить чутливими до зміни екологічних умов їх існування, а також відповідних індексів, які відображають певні структурні зміни в біоґідроценозах за дії природних і антропогенних чинників, що виходять за межі адаптивних можливостей організмів, які населяють ту чи іншу водойму [29]. При цьому ці зміни реєструються на тлі показників, що відбивають сукцесійні процеси у водоймі протягом певного проміжку часу у нормі, тобто в межах багаторічних коливань для певної водойми. Це має принципове значення для можливого застосування існуючої системи біомоніторингу з метою оцінки якості води й екологічного стану водойм рибогосподарського призначення.

Проте відомо, що така система біомоніторингу не знайшла широкого застосування у здійсненні контролю якості води й екологічного стану водойм рибогосподарського призначення. Це пов'язано з тим, що у цих водоймах не спостерігається вираженої сезонної динаміки розвитку планктонних і бентосних організмів, характерної для водойм комплексного призначення. Вона значною мірою визначається відповідними заходами, спрямованими на підвищення природної кормової бази ставів та забезпечення оптимальних екологічних умов для вирощування риби. Так, у процесі вирощування риби в ставах здійснюють:

- удобрення ставів мінеральними та органічними добривами;
- вапнування;
- ґідромеліоративні заходи;
- викошування вищої водної рослинності;
- видалення мулу;
- вселення безхребетних кормових організмів;
- вселення рослиноїдних видів риб (білого амура та білого товстолоба) з

метою боротьби з надмірним розвитком відповідно вищої водної рослинності та фітопланктону;

- вселення чорного амура як облігатного молюскоїда за наявності у водоймі дрейсени;
- годівлю риб штучними кормовими організмами;
- аерацію водойм.

Всі ці та інші заходи супроводжуються зміною структури біоґідроценозів, чисельності, видового складу та біомаси гідробіонтів, у тому числі і тих, які є індикаторними організмами. Все це відбувається на тлі зміни гідрохімічного складу води та еколого-токсикологічної ситуації, зумовлених у першу чергу наведеними вище заходами. Динаміка цих змін не завжди передбачувана, оскільки визначається необхідністю та можливістю здійснення наведених вище заходів.

Отже, основною особливістю оцінки ступеня забруднення водойм за гідробіологічними показниками з рибогосподарських позицій є те, що гідробіонти є не лише індикаторами забруднення водойм рибогосподарського призначення, а й компонентами кормової бази, тобто об'єктами охорони.

Між тим за умов проведення всіх вище наведених маніпуляцій спостерігається порушення звичної природної динаміки внутрішньоводоймних процесів, у тому числі і їхньої самоочисної здатності, оскільки відбувається інтенсивне споживання рибою планктонних і бентосних організмів, які беруть участь у процесах формування якості води, а з іншого боку, збільшення чисельності водних організмів, зокрема риб, приводить до зростання у водному середовищі концентрації продуктів їх метаболізму.

На сьогоднішній день існує ще багато невирішених питань щодо застосування системи біомоніторингу для оцінки якості води й екологічного стану водойм рибогосподарського призначення. Тому застосування вже існуючої системи біомоніторингу, зокрема штучно створених водойм (ставів), вимагає ще детальнішого вдосконалення шляхом вивчення особливостей використання відповідних видів-біоіндикаторів та індексів для оцінки якості води ставів й інших водойм

рибогосподарського призначення. Адже ці водойми значно відрізняються від природних не лише за гідрохімічним, гідрологічним режимом води, а й кількісним та якісним складом біоти, яка їх населяє.

На відміну від великих водоймищ, озер та інших водойм комплексного призначення, рибогосподарські істотно відрізняються за специфікою їх використання, а відповідно і за джерелами їх забруднення та структурно-функціональними характеристиками біоти, яка їх населяє. Це вносить і суттєві корективи до застосування в системі біомоніторингу інформаційних показників, які характеризують якість води та екологічний стан водойм рибогосподарського призначення.

Так, вирощування в ставах риби, особливо за високих щільностей посадки, призводить до значного виїдання нею зоопланктону, біомаса і продукція якого може зменшуватись майже вдвічі [9]. Хоча це й особливо не впливає на ефективність функціонування водних екосистем, проте для застосування показників загальної чисельності, видового складу та біомаси зоопланктону в системі біомоніторингу створює певні труднощі.

Ще більша проблема виникає в плані застосування в системі біомоніторингу олігохетного індексу (відношення чисельності олігохет до загальної чисельності бентосних організмів). Оскільки під час вирощування коропа відбувається майже повне виїдання ним бентосних організмів, які, як відомо, населяють донні відклади.

Крім того, відомо, що основною природною їжею коропа в ставах є донні організми. За їх дефіциту або повного виїдання, особливо за високих щільностей посадки риби, короп переходить на живлення зоопланктоном. Тому в цей період (серпень–вересень) як зообентос, так і зоопланктон зазначають значних якісних і кількісних змін. Встановлено, що середньосезонна біомаса зоопланктону в неудобрених ставах може знижуватись у 1,7–3,9 рази порівняно з удобреними [21]. При цьому чисельність зоопланктону скорочується в основному за рахунок елімінації ракоподібних організмів.

Відомий також і той факт, що за дефіциту кормових ресурсів у водоймі короп і карась можуть переходити на живлення

детритом, який відшуковують, риючись у донних відкладах. Це призводить до погіршення екологічних умов мешкання видів бентичної флори і фауни та порушення процесів кругообігу речовини й енергії у водоймі, що має негативний вплив на її екологічний стан у цілому [15].

Отже, на відміну від інших водойм комплексного призначення, на динаміці змін структурно-функціональних характеристик біоти базується застосування видів-індикаторів гідробіонтів у системі біомоніторингу. У штучно створених водоймах (ставах) такі зміни відбуваються не лише за умов їх забруднення різними токсичними речовинами, а й за проведення в них згідно з технологічними регламентами різних гідромеліоративних заходів та біоманіпуляцій, спрямованих на підвищення природної кормової бази. Значний вплив на видовий склад, динаміку чисельності популяцій окремих видів гідробіонтів, зміну їх домінантів у водоймах рибогосподарського призначення має іхтіофауна, особливо за високих щільностей посадки риби і інтенсивних технологій вирощування.

Ця динаміка сукцесійних змін біоти у ставах протягом вегетаційного періоду істотно відрізняється від водойм комплексного призначення, зумовлених в основному змінами гідрологічного режиму водойм та дією природних і антропогенних чинників.

Разом з тим нами виявлено наявність багатьох інших відмінностей між показниками, які характеризують водойми комплексного та рибогосподарського призначення, що поставило під сумнів ефективність застосування індикаторних організмів у системі біомоніторингу рибиницьких водойм [7].

Слід зазначити, що розробка системи біомоніторингу водойм рибогосподарського призначення є більш складним завданням, ніж для водойм комплексного призначення чи питного забезпечення. Це пояснюється, насамперед, більш жорсткими гранично допустимими концентраціями багатьох політантів для водних організмів щодо якості води інших водокористувачів. Враховуючи це, пошук інформаційних показників стану водних екосистем та якості води водойм рибогосподарського призначення доцільно здійс-

снювати з урахуванням того, що ці показники мусять відображати реакцію водних організмів на концентрацію полютанта, яка не перевищує гранично допустимої концентрації для цієї речовини.

Попри всі ці обмеження, з літературних джерел відомо про певні намагання щодо використання гідробіологічних показників з метою встановлення впливу антропогенних чинників на продуктивні характеристики ставів.

Одним з важливих показників водойм рибогосподарського призначення є визначення їх трофічного статусу на різних етапах вирощування риби. Це пов'язано з внесенням у воду штучних водойм (рибницьких ставів) азотно-фосфорних добрив, тобто біогенних елементів з метою підвищення первинної продукції. За умов дотримання нормативів з удобрення ставів в одних і тих самих ставах можна спостерігати майже однаковий рівень розвитку первинної продукції. Ці показники можуть бути покладені в основу фонових (контрольних) параметрів розвитку фітопланктону. Проте під дією забруднювальних речовин або за умов перевищення норм внесення у водойми біогенних елементів може змінюватись рівень розвитку первинної продукції, що може свідчити про можливу зміну стану екосистеми, зокрема трофності водойм. Тому встановлення тісного корелятивного зв'язку між вмістом у воді біогенних елементів і показниками продуктивності фітопланктону деякі автори досліджень кладуть в основу шкал трофності водойм [18–20].

Кількість розчиненої у воді органіки можна вважати одним із інтегральних показників стану водних екосистем, оскільки вона складається з органічної речовини від життєдіяльності організмів усіх трофічних рівнів, а також внесених з водозбірних площ у результаті природних і антропогенних процесів [4]. Показником забруднення води органічними речовинами як природного, так і антропогенного походження, як відомо, є біохімічне споживання кисню, який характеризується кількістю кисню, витраченого на окиснення забруднювальних речовин в одиниці об'єму (як правило, мг  $O_2/дм^3$ ) за температури  $20^\circ C$  протягом 5 діб (БСК<sub>5</sub>) [12].

Враховуючи динаміку утворення та використання органічних сполук, деякі дослідники вважають, що для таких екосистем, якими є стави, інтегральним показником їх якісного стану може бути коефіцієнт відтворення енергії “першої” в рибопродукції. Нами експериментально доведено, що утилізація енергії “першої” рибою вище 3% характеризує метаболічний прогрес біоценозів ставів, вище 10 — екологічний прогрес, 5–10 — екологічний регрес, 3–5 — екологічний модуляції, а менше 3% — метаболічний регрес [6, 10].

Досить проблематичним виявилось застосування в системі біомоніторингу з метою оцінки якості води та екологічного стану водойм рибогосподарського призначення інтегральних іхтіологічних та гідробіологічних індексів, що значною мірою пов'язано з періодичним виловом риби зі штучних водойм (ставів) та водойм комплексного призначення. Незважаючи на те, що рибопродукція таких водойм не перевищує одного відсотка від первинної продукції, промисел риб може мати значний вплив не лише на структуру рибного населення, а й на угруповання фіто- і зоопланктону, зообентосу та їх продукційні характеристики.

Так, у результаті спрямованого промислу з водойм вилучають окремі вікові групи риб. А вилов особин старших вікових груп призводить до порушення вікової структури популяцій, зниження її чисельності, скорочення довжини вікових рядів. Це супроводжується порушенням відтворення чисельності популяцій через зниження її відтворювальної здатності.

Зміни структури іхтіофауни мають істотний вплив і на структуру біоценозів, а відповідно, і стан екосистеми. Він проявляється у тому, що вилучення з водойми частини іхтіомаси супроводжується зниженням ступеня виїдання рибами окремих груп кормових організмів, що зумовлює певні зміни у їх чисельності, співвідношенні між окремими видами. За інтенсивного промислу можливі навіть істотні перебудови в структурі біоти в цілому.

У зв'язку з цим постає логічне питання щодо можливості застосування біологічної системи раннього попередження забруднення водойм рибогосподарського призначення.

На нашу думку, у ситуації, що склалася, для оперативного контролю якості води штучних водойм більш доцільно застосовувати такі показники, які:

- можуть бути доступними в отриманні будь-якою лабораторією безпосередньо на рибницьких господарствах;
- адекватно відображають екологічну ситуацію у водоймах у будь-який період року;
- можна легко інтерпретувати з погляду відповіді організму тест-об'єктів на комплексну дію забруднювальних речовин;
- відповідають реакції-відповіді тест-об'єкта на дію мінімальних концентрацій (що не перевищують ГДК для окремих інгредієнтів) основних забруднювальних речовин;
- характеризуються простотою реєстрації;
- можуть дати відповідь на комплексне забруднення водойм протягом відносно короткого проміжку часу.

Серед таких численних показників можуть бути:

- темп росту риб, який визначається відповідними екологічними умовами та наявністю кормової бази;
- гематологічні показники риб, включаючи морфологічний аналіз еритроцитів і лейкоцитів;

- коефіцієнти, які відображують відношення продукції до деструкції і біомаси або чисельності гідробіонтів;

- виживаність гідробіонтів, яка є інтегральною характеристикою резистентності організмів;
- індекси печінки, селезінки, серця, гонадосоматичний індекс;
- фізіологічний статус риб за станом залозистого апарата зябер.

Привертає увагу і те, що організми, які населяють усі типи водойм рибогосподарського призначення, значно відрізняються між собою за ступенем чутливості до ксенобіотиків. Серед них є високочутливі до дії антропогенних чинників, але більшість груп водних організмів чутливі і вкрай чутливі до токсичних речовин. Тому система норм охорони водного середовища цих водойм від забруднення повинна бути зорієнтована на останні види водних тварин і рослин.

Такий підхід (за його повної реалізації на практиці) дасть змогу забезпечити не лише збереження окремих організмів, а й відповідну якість води та стан екосистеми в цілому від пошкоджувальної дії ксенобіотиків, а в кінцевому підсумку і високу біо- та рибопродуктивність водойм і відповідну якість рибної продукції.

## ЛІТЕРАТУРА

1. Байменова А.Т. О возможности технического загрязнения почв Акдалинского массива орошения тяжелыми металлами / А.Т. Байменова, Т.И. Квашина // Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы: Материалы 2 всесоюз. конф., ч. I. — М.: Б.И., 1988. — С. 53–57.
2. Винберг Г.Г. Удобрение прудов / Г.Г. Винберг, В.П. Ляхнович. — М.: Пищ. пром-ть, 1965. — С. 1–272.
3. Гринжевський М.В. Аквакультура України / М.В. Гринжевський. — Львів: Вільна Україна. — 1998. — 364 с.
4. Денисова А.И. К методике составления баланса органических и биогенных веществ в водохранилищах / А.И. Денисова, И.К. Паламарчук // Круговорот веществ и энергии в водоеме Листвиничное на Байкале. — 1977. — С. 7–13.
5. Дубинина В.Г. Биогенная нагрузка сточных вод рыбохозяйственных прудов / В.Г. Дубинина, Т.Е. Баскакова // Вторая Всесоюз. конф. по рыбохоз. токсикологии, Санкт-Петербург, ноябрь 1991 г. — СПб, 1991. — С. 167–168.
6. Дубровин В.Н. Разработка биологических основ и методов повышения продуктивности рыбохозяйственных водоемов / В.Н. Дубровин // Биологи МГУ — рыбному хозяйству. — М., 1984. — С. 184–192.
7. Євтушенко М.Ю. Проблеми застосування індикаторних організмів у системі біомоніторингу водойм рибогосподарського призначення / М.Ю. Євтушенко, М.І. Хижняк // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології: Тези II Міжнар. наук.-практ. конф. 16–19 вересня 2009 р. — Севастополь, 2009. — С. 43–45.
8. Исаева Н.М. Влияние химических соединений на иммунный статус рыб в аквакультуре / Н.М. Исаева, И.И. Козиненко // Вопросы ихтиологии. — 1992. — Т. 32, вып. 1. — С. 157–167.
9. Зайцев В.Ф. Эколого-биопродукционные процессы в прудовых экосистемах / В.Ф. Зайцев, Л.А. Киселева // Биологические науки. — 1989. — № 1. — С. 66–70.
10. Зайцев В.Ф. Управление экологическими модификациями с позиции рыбоводства / В.Ф. Зайцев, Л.А. Киселева // Экологические модификации и критерии экологического нормирова-

- ния: Тр. Междунар. симп. СССР, Нальчик, 1–12 июня 1990 г. — Л.: Гидрометеиздат, 1991. — С. 247–253.
11. *Зимаков И.Е., Комарова А.В.* Загрязнения рыбохозяйственных водоемов сточными водами животноводческих комплексов / И.Е. Зимаков., А.В. Комарова // Эксперим. вод. токсикология. — 1991. — Вып. 15. — С. 89–92.
  12. Методи гідрологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, Т.М. Дьяченко та ін.; за ред. В.Д. Романенка. НАН України, Ін-т гідробіології. — К.: Логос, 2006. — 408 с.
  13. *Назаренко М.Ф.* Тяжелые металлы в экосистеме рыбоводных прудов советского участка Дуная / М.Ф. Назаренко // Вторая Всесоюз. конф. по рыбохоз. токсикологии, Санкт-Петербург, ноябрь 1991 г. — СПб, 1991. — Т. 2. — С. 64–66.
  14. *Романенко В.Д.* Основы гидроэкологии / В.Д. Романенко. — К.: Генеза, 2004. — 664 с.
  15. *Романенко В.Д.* Влияние рыбного хозяйства на биологическое разнообразие в бассейне реки Днепр. Определение пробелов и проблем / В.Д. Романенко, С.А. Афанасьев, В.Б. Петухов и др. — К.: Академперіодика, 2003. — 188 с.
  16. *Руднева И.И.* Применение биомаркеров рыб для экотоксикологической диагностики водной среды / И.И. Руднева // Рыбное хозяйство. — 2006. — № 1. — С. 20.
  17. *Светашова Е.С.* Накопление тяжелых металлов и нормирование их содержания в водных экосистемах / Е.С. Светашова // Антропогенное влияние на водные экосистемы: Материалы III Всерос. конф. по водной токсикологии, посвященной памяти А.Ф. Флорова. — Борок, 2008. — С. 121–123.
  18. *Трифорова И.С.* Состав и продуктивность фитопланктона разнотипных озер Кольского перешейка / И.С. Трифонова. — Л.: Наука, 1979. — 168 с.
  19. *Трифорова И.С.* Изменение фитопланктонных сообществ при эвтрофировании озер / И.С. Трифонова: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. — СПб, 1994. — 78 с.
  20. *Трифорова И.С.* Биоиндикация в лимнологическом мониторинге / И.С. Трифонова // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. — СПб, 2007. — С. 23–28.
  21. *Харитонова Н.Н.* Биологические основы интенсификации прудового рыбоводства / Н.Н. Харитонова. — К.: Наук. думка, 1984. — 196 с.
  22. *Шестерин И.С.* Вещества аутогенного происхождения в прудах и их комбинированное влияние на рыб / И.С. Шестерин // Болезни рыб и водная токсикология. — М., 1981. — Вып. 32. — С. 146–156.
  23. *Шестерин И.С.* Экологические (аутогенные) токсикозы прудовых рыб / И.С. Шестерин // Болезни рыб и водная токсикология. — М., 1984. — Вып. 40. — С. 171–175.
  24. *Шестерин И.С.* Вещества аутогенного происхождения в прудах и их комбинированное влияние на рыб / И.С. Шестерин, Э.В. Иванов, С.Б. Андронников, Т.М. Лукина, В.Н. Максимов // Избр. тр. ВНИИПРХ. — Дмитров, 2002. — Кн. 1, т. II. — С. 499–504.
  25. *Шестерин И.С.* Изучение свободнорадикального окисления органических веществ в прудах / И.С. Шестерин, Т.М. Лукина, Е.В. Иванеха // Избр.тр. ВНИИПРХ. — Дмитров, 2002. — Кн. 1, т. II. — С. 506–508.
  26. *Sarcar S.K.* Effects of cowdung and magua oil cake jn the reproduction of fish / S.K. Sarcar // Geobios. — 1987. — 14, № 6. — P. 269–272.
  27. *Gagne F.* Occurrence of compouse estrogenicto fresh-water mussels in surface waters in an urban area / F. Gagne, D.J. Macrogliese, C. Blaise, A.D. Gendron // Environ Toxicol. — 2001. — V 16, № 3. — P. 260–268.
  28. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. — L 327, 22.12.2000. — 72 p.
  29. *Kolasa-Jaminska B.* Investigations on intersification of carp fingerling production. Physical and chemical properties of woter / B. Kolasa-Jaminska // Acta hydrobiol. — 1988. — 29, № 3. — P. 325–337.
  30. *Kolkwitz R., Marsson M.* Okologie der pflanzlichen Saprobien // Ber. Dt bot. Yes. — 1908. — Bd. 26. — S. 118–125.

### **К ВОПРОСУ О СОЗДАНИИ СИСТЕМЫ БИОМОНИТОРИНГА ВОДОЕМОВ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННОГО НАЗНАЧЕНИЯ**

*Н.Ю. Евтушенко, М.И. Хижняк, С.В. Дудник*

Проанализированы основные пути загрязнения искусственных водоемов рыбохозяйственного назначения, которые ведут к изменению химической воды и биоценозов, а также проблемы оценки их состояния на основе биомониторинга.

### **TO QUESTION ABOUT CREATION OF BIOMONITORING SYSTEM OF FISHERIES RESERVOIRS**

*M. Yevtushenko, M. Khyzhnyak, S. Dudnyk*

Basic ways of artificial fisheries water pollution were analyzed, which cause to change of hydrochemical water's staff and biocenoses and problem of rating their conditions in basic of biomonitoring.