

Кафедра гідробіології

ВОДНА ТОКСИКОЛОГІЯ

МЕТОДИЧНИЙ ПОСІБНИК

для самостійної роботи студентів заочної форми навчання

ЧАСТИНА 1. ЗАГАЛЬНІ ОСНОВИ ВОДНОЇ ТОКСИКОЛОГІЇ



для бакалаврів за напрямом підготовки
6.090201 – «Водні біоресурси та аквакультура»

УДК 574.64 (072)

Викладено методичні матеріали для самостійної роботи студентів заочного відділення рибогосподарського факультету, які навчаються за напрямом підготовки 6.090201 – «Водні біоресурси та аквакультура» з курсу «Водна токсикологія» та наведено теми індивідуальних завдань і зразки тестових запитань для контролю рівня студентських знань.

Рекомендовано до видання вченою радою ННІ тваринництва та водних біоресурсів НУБіП України, протокол № 2 від 23.09.14

Укладач: доцент кафедри гідробіології, кандидат біологічних наук,
старший науковий співробітник Дудник Світлана Василівна

Рецензенти: доктор біологічних наук, професор Євтушенко М.Ю.,
доктор сільськогосподарських наук, професор Вовк Н.І.

Навчальне видання
ВОДНА ТОКСИКОЛОГІЯ
МЕТОДИЧНИЙ ПОСІБНИК
для самостійної роботи студентів заочної форми навчання
ЧАСТИНА 1. ЗАГАЛЬНІ ОСНОВИ ВОДНОЇ ТОКСИКОЛОГІЇ
для бакалаврів за напрямом підготовки
6.090201 – «Водні біоресурси та аквакультура»

Укладач: Дудник С.В.

Відповідальний за випуск С.В.Дудник
Комп'ютерна верстка І.В.Соломаха

Видавництво Українського фітосоціологічного центру
тел./факс (044) 524-11-61

Підписано до друку 22.10.2014 Формат 60 X 84 1/16.

Друк різнографічний. Папір офсетний. Гарнітура Times.

Ум.друк.арк. 11,3 Тираж 50 пр. Зам №94-1.

Надруковано у друкарні Українського фітосоціологічного центру

З М І С Т

ВСТУП	4
ТЕМА 1. Поняття токсичного забруднення водойм. Сучасні класифікації токсичних речовин	16
ТЕМА 2. Джерела і шляхи токсичного забруднення водних об'єктів в Україні	26
ТЕМА 3. Токсикогенний стік у водойми, міграції токсичних речовин у водному середовищі	45
ТЕМА 4. Трансформація токсичних речовин у водних екосистемах	56
ТЕМА 5. Основні типи забруднення водойм та їхній вплив на гідробіонтів	74
ТЕМА 6. Структура водної екосистеми за токсичного забруднення водойм, функціональне навантаження на окремі підсистеми	107
ТЕМА 7. Реагування водних екосистем на дію токсичних речовин	114
ТЕМА 8. Загальні механізми токсичної дії забрудників водного середовища	127
ТЕМА 9. Нормування якості води за токсикологічними показниками	147
ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	162
ПРИКЛАДИ ТЕСТОВИХ ЗАВДАНЬ	175

ВСТУП

Токсикологія (від грецького τοξικός – отрута і λόγος – наука) у загальному розумінні – це наука про отрути. Вона вивчає отруйні (токсичні) речовини, потенційну небезпеку їхнього впливу на живі організми, механізми токсичної дії, а також методи діагностики, профілактики і подолання наслідків отруєння.

Водна токсикологія – це наука про токсичні властивості водного середовища по відношенню до представників біоти водойм, яка вивчає джерела і шляхи надходження токсичних речовин у водойми, їхню міграцію, трансформацію і акумуляцію у водних екосистемах, вплив токсикантів на життєдіяльність гідробіонтів на організменному, популяційному, біоценотичному і екосистемному рівнях.

Предметом дослідження водної токсикології є різноманіття, походження, структура, поведінка, шляхи міграції і механізми трансформації токсичних речовин у водному середовищі включаючи донні відклади, зважені (завислі) частинки і живі компоненти водної екосистеми, а також реагування гідробіонтів різних систематичних груп на дію токсичних речовин.

Токсичними називають речовини, які здатні порушувати життєдіяльність живих організмів або призводити до їхньої загибелі, підірвати біологічний потенціал відтворення гідробіонтів. Для речовин, які ніколи раніше не існували у природі, а були синтезовані штучним шляхом, застосовують також термін «**ксенобіотики**» (чужорідні речовини).

Об'єктами дослідження водної токсикології виступають водойми, які потерпають від забруднення токсичними речовинами, джерела забруднення водного середовища, водні екосистеми та їх складові частини.

Основними завданнями водної токсикології є наступні:

- дослідження типів забруднення водних об'єктів;
- встановлення компонентного складу забруднення, походження, структури і властивостей токсичних речовин;
- виявлення та ідентифікація джерел забруднення водойм;
- дослідження процесів трансформації токсикантів у водному середовищі під впливом абіотичних та біотичних факторів;
- виявлення зв'язків між будовою токсичних речовин та ефектом їхнього впливу на біоту водойм;
- встановлення меж, за яких зовнішні фактори середовища виходять за рамки фізіологічних норм і стають шкідливими для гідробіонтів;
- визначення понять «норми» і «патології» у життєдіяльності гідробіонтів в умовах токсичного забруднення водного середовища;
- встановлення критеріїв шкідливого впливу токсичних речовин на гідробіонтів різних рівнів організації;
- дослідження можливості і форм адаптації водних організмів до токсикантів різних класів;
- дослідження закономірностей віддалених наслідків токсичних забруднень водного середовища, можливості акумуляції токсикантів у різних компонентах водної екосистеми.

Практичне значення водної токсикології полягає у:

- встановленні і науковому обґрунтуванні гранично допустимих концентрацій токсичних речовин у стічних водах при скиданні їх у водойми рибогосподарського і комплексного призначення;
- розробці уніфікованих методів визначення токсичності водного середовища та діагностиці отруєння гідробіонтів;
- підборі водних організмів для біотестування та визначення якості води за біологічними показниками;

- розробленні методичних підходів щодо контролю та управління еколого-токсикологічною ситуацією на водоймах.

Кінцевою метою токсикологічних досліджень є визначення і прогнозування еколого-токсикологічної ситуації на водних об'єктах та обґрунтування шляхів зменшення токсикологічної загрози для людини як споживача води і гідробіоресурсів.

У водній токсикології використовуються **описові і експериментальні методи досліджень**.

Описові методи дозволяють констатувати наявність токсифікації водного середовища за певними ознаками (явища задухи, масова загибель гідробіонтів, у тому числі риб, зміна інтегральних показників якості води, наприклад БСК₅, і т.д.) або інтерпретувати перебіг токсичних процесів, використовуючи результати раніш проведених гідрохімічних, гідрофізичних, гідрологічних, гідробіологічних та ін. досліджень.

Експериментальні методи дозволяють відтворювати ситуацію на водоймах у лабораторних умовах, адекватно підбирати об'єкти дослідження та критерії токсичності речовин, визначати вміст токсикантів у воді чи біологічному матеріалі та встановлювати причинно-наслідкові зв'язки між забрудненням води та патологічними змінами у функціонуванні водних організмів.

Усі методи, які використовуються у водній токсикології умовно поділяють на хіміко-аналітичні, фізико-хімічні, біоіндикацію та біотестування.

Хіміко-аналітичні методи включають методики отримання зразків води, субстратів та біологічного матеріалу для досліджень, їх обробку, фіксацію чи консервацію, підготовку до хімічного аналізу та сам аналіз. Використання таких методів спрямоване на дослідження джерел і шляхів надходження токсичних забрудників у водні екосис-

теми, шляхів їхньої міграції у водних масах та потрапляння у живі організми, процесів трансформації токсикантів у воді та органах і тканинах гідробіонтів. Досягнення аналітичної хімії останніх років дозволили розробити чутливі експрес-тести для виявлення забруднюючих речовин у воді й організмах гідробіонтів, методи їх виділення із різноманітних субстратів і біологічного матеріалу, а також методи їх кількісного визначення для встановлення дозового навантаження отрут на представників біоти водойм. З цією ж метою застосовуються і **фізико-хімічні методи**: паперова, тонкошарова та газорідинна хроматографія, колориметричний аналіз, спектрофотометрія, полярографія, рефрактометричний та люмінесцентний аналіз.

Хіміко-аналітичні і фізико-хімічні методи широко використовуються в **екологічному моніторинзі** водних об'єктів, який представляє собою комплексну науково-інформаційну систему спостережень, оцінки і прогнозування змін стану водного середовища та живих організмів, що в ньому мешкають під впливом природних і антропогенних факторів (рис.1).

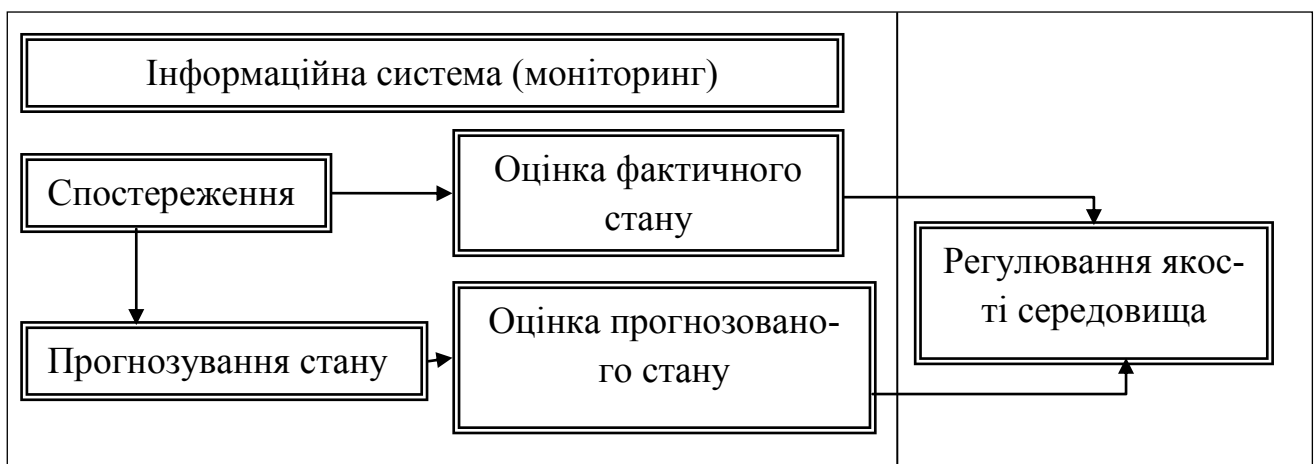


Рис.1. Загальна схема системи екологічного моніторингу
(за Израель Ю.А., 1984)

Основними елементами екологічного моніторингу водойм є:

а) спостереження за факторами впливу і станом водного середовища та прогнозування можливих змін у ньому,

- б) оцінка фактичного і прогнозованого стану водного середовища,
- в) використання оціночних даних для регулювання навантаження на водні екосистеми.

З добутої інформації на першому етапі використовують аналіз ефектів впливу різних факторів, у тому числі і токсикантів, на середовище існування гідробіонтів, визначають рівень заподіяної шкоди; на другому – встановлюють розміри навантаження на екосистеми і критичні фактори; на третьому – розраховують гранично допустимі рівні навантаження на екосистеми з урахуванням економічних і соціальних факторів для забезпечення необхідної якості середовища.

Критеріями високої якості водного середовища є наступні:

- 1) здатність забезпечувати можливість сталого існування і розвитку водних екосистем у певному місці, де вони історично виникли;
- 2) відсутність нині і у майбутньому несприятливих наслідків для будь-якої популяції гідробіонтів, яка перебуває у даному місці історично чи тимчасово.

Для підтримання постійно високої якості водного середовища необхідна дієва система управління його станом (рис.2).

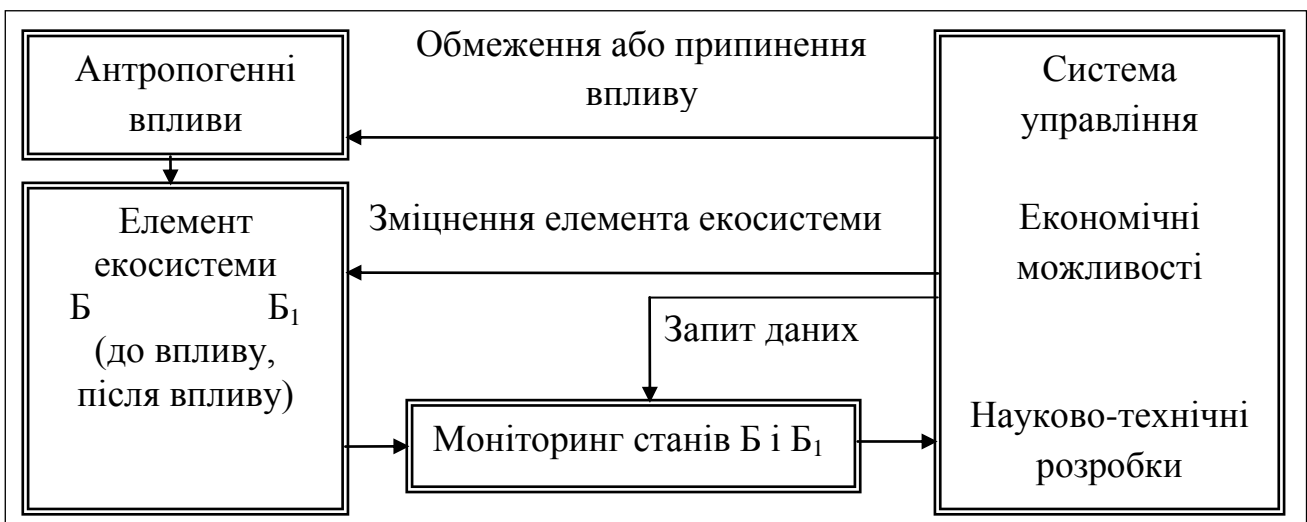


Рис.2. Загальна схема системи управління станом середовища

(за Запольський А.К., Салюк А.І., 2003)

Вона має враховувати екологічне нормування, тобто спиратися на нормативи можливого скидання токсичних речовин у водне середовище та допустимої інтенсивності їхнього надходження. Особлива увага при цьому надається контролю за міграціями стійких високотоксичних забрудників, здатних передаватися трофічними ланцюгами та акумулюватися у живих організмах – важким металам, нафтопродуктам, радіонуклідам і т.д.

Для досліджень загальнотоксикологічних закономірностей застосовуються різноманітні методи будь-якої сфери біології і суміжних наукових галузей, зв'язуючою ланкою яких є оцінка дії хімічного агента на систему біологічного походження. Найбільш чутливо на токсичне забруднення водою реагує структурно-функціональна організація гідробіоценозів (рис.3). Структурні зміни гідробіоценозів під дією забруднюючих речовин використовуються для **біологічної індикації якості водного середовища**.

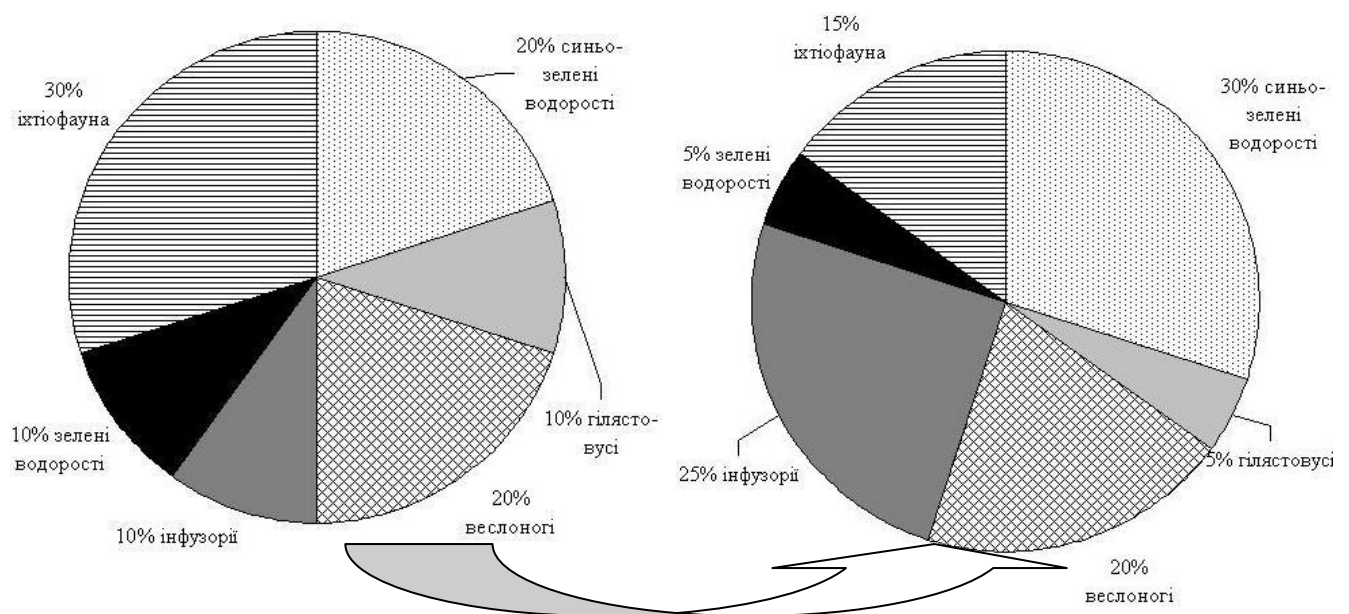


Рис.3. Зміна структурно-функціональної організації планктонних угруповань гідробіонтів за умов забруднення водою токсичними речовинами

З метою забезпечення співпадання результатів біоіндикації вводиться спеціальна процедура, яка базується на створенні інтеркалібрувальної мережі для оцінки біологічного стану кожного типу водного об'єкту. Мережа створюється таким чином, щоб за репрезентивними біологічними зразками можна було встановити чітку межу переходу між високою і доброю якістю води, а також доброю і невисокою. Основною причиною переходу на біологічний контроль є той факт, що угруповання водних організмів здатні відобразити сукупний вплив факторів середовища на якість поверхневих вод.

Найбільш широко використовуваним експериментальним методом у водній токсикології є **біотестування**, яке являє собою процедуру встановлення токсичності хімічних речовин або поверхневих, підземних чи стічних вод для гідробіонтів за кількісними змінами їхніх життєво важливих функцій або за виявленням летальної дії. Залежно від мети і завдання біотестування у якості тест-об'єктів можуть бути використані найпростіші, водорості різних систематичних груп, гіллястовусі ракоподібні, молюски чи риби. Шляхом біотестування встановлюють і гранично допустимі концентрації (ГДК) забруднюючих речовин для нормування якості води з метою запобігання забрудненню водойм. У такому випадку найкраще підходить біотестування шляхом постановки **стандартного іхтіотоксикологічного експерименту**, де у якості тест-об'єктів використовуються певні види риб. Такий експеримент проходить у три етапи, кожен із яких має своє завдання і специфічні методи досліджень. На першому етапі, у гострому досліді, встановлюють гостротоксичні або летальні концентрації токсичних речовин. Оцінку токсичності середовища здійснюють за фактом загибелі піддослідних риб **методом «рибної проби»**. На другому етапі, у підгострому досліді, виявляють шляхи надходження токсикантів в організм риб і вивчають механізм розвитку отруєння з використанням **біолого-фізіологічного методу** (який у якості індика-

торів токсичності середовища використовує рівень виживання, інтенсивність живлення і росту риб, швидкість дозрівання, розмноження і виживання молоді, плодючість і якість потомства); **фізіологічного методу** (який у якості індикаторів токсичності середовища використовує низку фізіологічних показників: час виживання, тривалість опору, характер руху, реакцію на подразнення, інтенсивність і ритм дихання та серцебиття, активність ферментативних систем і т.д.); **фізіолого-біохімічного методу** (який встановлює напрям та інтенсивність перебігу метаболічних процесів, спрямованість обміну речовин та окремих його складових за токсичного забруднення, виявляє вплив токсикантів на біохімічний склад крові і т.д.) та **методу умовних рефлексів** (який виявляє зміни у складних формах поведінки риб), а також встановлюють порогові концентрації токсичних забрудників. Із значної кількості тест-функцій, тобто функціональних показників, які реагують на токсичний вплив і можуть бути виміряні кількісно, обирають найсуттєвіші для якнайшвидшого встановлення ушкоджуючого впливу токсичних речовин на організм риб. На третьому етапі, у хронічному досліді, встановлюють ГДК токсичних речовин для рибогосподарських водойм з використанням найчутливіших тест-функцій. Асортимент тест-функцій, які використовують для оцінки токсичності різних речовин і застосовують для контролю якості водного середовища, пов'язаний з рівнями біологічної організації водних екосистем. У зв'язку з цим для кожного рівня біологічної організації виділяють специфічні й інтегральні тест-функції. Специфічні параметри характеризують окремі етапи інтоксикації, інтегральні – дають сумарну відповідь про стан біологічної системи. Чим більш високому рівню біологічної інтегральності відповідає досліджувана тест-функція, тим вище її екологічна значущість, тим більш чітко вона відбиває можливий перебіг процесів у реальних умовах.

Проте для виявлення екологічних наслідків токсичного забруднення водойм недостатньо проведення біотестування на токсичність тільки в лабораторних умовах, оскільки процеси, що в них протікають відрізняються надзвичайною складністю і різноспрямованістю, пов'язаними з багатоконпонентністю біоти і міжпопуляційними зв'язками. Тому безпосередньо на водоймах застосовують **екотестування за допомогою мікро- і макрокосмів**. Мікро- і макрокосми – це штучні ємкості, які встановлюються у місцях спостережень і обмежують певний об'єм води. У таких обмежених об'ємах води досліджують вплив антропогенних факторів на її гідрохімічний склад та динаміку чисельності і біомаси гідробіонтів, застосовуючи звичайні гідробіологічні методи відбору проб для аналізу, зокрема для кількісного обліку бактеріо-, фіто- і зоопланктону. Це дає змогу виявити більш або менш чутливі до дії токсикантів види, прослідкувати за перебудовою структури планктонних угруповань.

Для встановлення причин масової загибелі гідробіонтів у природних водоймах використовують **комплексний метод** визначення характеру дії отрут промислових стічних вод на життя водойми в цілому. У комплексний метод дослідження входять: визначення хімічного складу стоків, гідрохімічного і гідрологічного режимів водойми, впливу зміни хімізму води на кількість і якість планктону, бентосу, вищої водної рослинності й іхтіофауни, виживання різних гідробіонтів залежно від розведення стічних вод, встановлення змін мікробіологічних процесів.

Для діагностики отруєння риб застосовують **клінічні методи досліджень**, які покликані встановити симптоми і симптомокомплекси токсичної дії забрудників водного середовища. Клінічні дослідження проводять за такою загальною схемою: 1) оцінка масштабів загибелі риб у водному об'єкті; 2) оцінка екологічної ситуації на водоймі, виявлення можливих джерел забруднення; 3) спостереження за

станом агонізуючої риби; 4) патолого-морфологічне обстеження снулої і загиблої риби; 5) патолого-анатомічний розтин загиблої риби і детальне обстеження внутрішніх органів та тканин; 6) моделювання токсичних процесів у лабораторних умовах шляхом проведення слідчого експерименту. Дуже часто за симптомокомплексом отруєння можна скласти лише попередню уяву про групу речовин, які викликали загибель риб. Ідентифікація картини отруєння за експериментальних умов з картиною загибелі риб в природних водоймах може бути вирішальним доказом у визначенні суб'єкта господарської діяльності, стічні води якого викликали масове отруєння. Експериментальні дослідження такого роду мають особливе значення, якщо до рибогосподарської водойми скидаються стічні води декількох підприємств. Їх результати використовуються у екологічній експертизі нанесення збитків водоймам суб'єктами господарювання і є підставою для розрахунків розмірів відшкодування таких збитків.

У системі природничих наук водна токсикологія має розгалужену мережу міжпредметних зв'язків. Вона тісно пов'язана з неорганічною, органічною, фізикоїдною і аналітичною хімією, використовуючи їхні методи досліджень для виявлення, виділення і визначення отрут різного походження у водному середовищі та гідрохімією, пояснюючи вплив забрудників на склад природних вод; гідробіологією, водною мікробіологією, іхтіологією, досліджуючи дію токсичних речовин на різні групи гідробіонтів та участь останніх у формуванні природної токсичності вод за рахунок біосинтезу і виділення у водне середовище токсинів біогенного походження, фізіологією і біохімією гідробіонтів, використовуючи їхні методи для біотестування токсичності вод; екологією та гідробіоценологією, використовуючи їхні закони і методи для прогнозування можливих наслідків токсичного забруднення водойм для перебігу внутрішньо- і навколоводоймних процесів, для визначення екологічного статусу водойм за токсиколо-

гічними показниками і розробки методів та засобів зниження екологічних ризиків на водоймах за інтенсивного водокористування і водоспоживання у різних галузях господарської діяльності людини.

Нині основними напрямками досліджень у водній токсикології є:

- **боротьба із забрудненням водойм:** основна проблема – встановлення гранично допустимих концентрацій скидання стічних вод у водойми, запобігання токсичному забрудненню водойм, наукове обґрунтування рекомендацій, що визначають межі очищення стоків;
- **розпізнавання токсичності водного середовища і діагностика отруєння риб:** центральне завдання полягає у розробці комплексних методів діагностики отруєння риб й інших корисних гідробіонтів;
- **з'ясування механізму дії токсичних речовин і метаболізму токсикантів в організмі гідробіонтів:** основна задача – встановлення закономірностей перебігу процесів отруєння на молекулярному, клітинному, тканинному, організменному і популяційному рівнях.
- **боротьба з непромисловими (або шкідливими) гідробіонтами:** основне завдання – обґрунтоване використання хімічних засобів для боротьби з несприятливими біологічними процесами у водоймах: цвітінням води, заростанням водойм, обростанням гідротехнічних споруд, для винищення збудників хвороб, непромислових видів риб.



ЗАПИТАННЯ ДЛЯ САМОПЕРЕВІРКИ

1. Вкажіть, що вивчає наука «Водна токсикологія»
2. Охарактеризуйте об'єкти дослідження водної токсикології
3. Вкажіть основні завдання водної токсикології

4. Вкажіть практичне значення водної токсикології для рибогосподарської галузі господарства та охорони водних ресурсів і водних біоресурсів
5. Вкажіть основні методи досліджень, які використовуються у водній токсикології
6. Коротко охарактеризуйте основні методи дослідження у водній токсикології
7. Вкажіть основні сучасні напрями досліджень у водній токсикології
8. Покажіть зв'язок водної токсикології з іншими природничими науками
9. Вкажіть, які речовини називаються токсичними або токсикантами
10. Вкажіть, які хімічні сполуки називаються ксенобіотиками

ТЕМА 1. Поняття токсичного забруднення водних екосистем.

Сучасні класифікації токсичних речовин

Забруднюючі речовини (забрудники) – це сполуки, які надходять у навколишнє середовище або утворюються у ньому у кількостях, що виходять за межі звичайної наявності – граничних природних коливань або середнього природного фону. Вони, як правило, викликають негативні зміни якості середовища і захворювання або загибель живих організмів, які його населяють. Такі властивості забруднюючих речовин називаються токсичними, а вони самі – токсичними забрудниками. Внаслідок надходження значної кількості токсичних забрудників у водне середовище воно набуває токсичних властивостей і викликає отруєння (інтоксикацію) гідробіонтів.

У наш час за оцінкою EPA (United States Environmental Protection Agency) існує більше 6 млн. найменувань токсичних речовин, які використовуються людиною у ході господарської діяльності і зі стоками, атмосферними опадами, ґрунтовими водами та іншими шляхами надходять у водні об'єкти. Серед них значну частину складають штучно синтезовані токсичні забрудники (ксенобіотики) – чужорідні для водних екосистем речовини, які мало і повільно розкладаються й здатні акумулюватися донними субстратами та живими організмами. З кожним роком перелік токсичних речовин поповнюється на 1 – 2 тис. нових сполук.

Таке різноманіття не може бути контрольованим без застосування класифікацій, які повинні враховувати всі сторони впливу отрут на біологічні і екологічні системи. Величезна кількість токсичних речовин, їхня різна будова, неоднаковий ступінь токсичності та рівень небезпеки, напрями дії на живі організми та характер ураження не дозволяють створити єдину універсальну класифікацію. Тому нині

широко використовується цілий ряд класифікацій, які дещо полегшують контроль за забрудненням водою.

Вперше токсичні речовини було запропоновано класифікувати залежно від ступеня токсичності (класифікація Донгерті (Dongherti, 1951). Критерієм поділу було обрано LC_{50} (концентрацію токсичних речовин, яка викликає загибель 50% піддослідних організмів протягом 24 год.). Згідно цієї класифікації всі токсичні речовини розділили на 5 груп:

- високотоксичні: LC_{50} до 1 мг/л;
- сильно токсичні: $LC_{50} = 1 - 10$ мг/л;
- помірно токсичні: $LC_{50} = 10 - 100$ мг/л;
- слаботоксичні: LC_{50} понад 100 мг/л;
- низько токсичні: LC_{50} понад 1000 мг/л.

До першої групи було віднесено ДДТ, гексахлоран, пентахлорфенол; до п'ятої групи – борну кислоту, уротропін, хлористий кальцій. Інші речовини займали проміжні категорії.

Однією з перших, яка і нині широко використовується, була і класифікація стічних вод Е.О.Веселова (1968). За цією класифікацією стічні води поділяють на 2 групи:

- 1) ті, що містять органічні забруднювачі;
- 2) ті, що містять неорганічні забруднювачі.

Органічними забруднювачами у стічних водах можуть бути:

- 1) первинні продукти тваринного походження (рештки і продукти життєдіяльності тварин, природні тваринні токсини);
- 2) первинні продукти рослинного походження (рештки відмерлих рослин, продукти їхньої життєдіяльності, рослинні токсини);
- 3) продукти термічної переробки твердого палива (кам'яного вугілля, торфу);
- 4) нафта, нафтопродукти і їх компоненти;

- 5) феноли;
- 6) кетони і спирти;
- 7) органічні кислоти;
- 8) органічні фарбники та їхні компоненти;
- 9) поверхнево активні речовини (синтетичні миючі засоби);
- 10) пестициди (інсектициди, гербіциди, фунгіциди, нематоциди, зооциди, репеленти, хемотрилізатори, стимулятори й інгібітори росту рослин, дефоліанти і т.ін.).

Неорганічними забруднювачами у стічних водах можуть бути:

- 1) сірководень, сірчисті і сірчані сполуки;
- 2) неорганічні кислоти і луги;
- 3) мінеральні солі лужних і лужноземельних металів (хлориди, сульфати, нітрати, нітрити і т.д.);
- 4) мінеральні солі важких металів;
- 5) мінеральні зависі.

Кожна з цих груп токсичних речовин, у свою чергу, ділиться на дві підгрупи: **стічні води без специфічних токсичних властивостей і стічні води зі специфічними токсичними властивостями.**

Стічні води без специфічних токсичних властивостей не мають чітко виражених фіксованих ознак отруєння живих організмів конкретною речовиною. Отруєння протікає за принципом розвитку загального адаптаційного синдрому на будь-який стресуючий вплив. Такі стічні води містять високі концентрації нестійких органічних речовин і продуктів їхнього анаеробного розпаду. Внаслідок гниття і бродіння у воді накопичуються отруйні гази – сірководень, метан, аміак, а також молочна і оцтова кислота; різко погіршується кисневий режим, що супроводжується явищами задухи серед гідробіонтів.

Стічні води зі специфічними токсичними властивостями характеризуються наявністю чітко виражених фіксованих ознак отруєння конкретною речовиною: типові поведінкові реакції (специфіч-

ний характер руху, певна тривалість періодів спокою та активності); характерна зміна кольору зовнішніх покривів; наявність або відсутність слизу (його консистенція, забарвлення, рН); характерні зовнішні ушкодження (руйнування плавців, некрози шкіряних покривів, виразки, офтоальмія, помутніння рогівки очей і т.і.), специфічні ознаки ушкодження внутрішніх органів і т.д.

Е.О.Веселов розрізняв три фази взаємодії між стічними водами і водою у водоймах: 1) зміна фізичних, фізико-хімічних, хімічних властивостей води за рахунок перебігу хімічних реакцій; 2) токсична дія на гідробіонтів; 3) стабілізація стану водойми у результаті фізичних, хімічних і біологічних процесів самоочищення.

Для діагностики отруєнь гідробіонтів, і в першу чергу риб, найважливішою є класифікація забруднюючих речовин за механізмом їхньої токсичної дії. Характер ушкодження організму вже орієнтовно вказує на природу отрути. Вивчення механізмів дії різних токсичних речовин неорганічної і органічної природи на організм риб, як найбільш досконалий тест-об'єкт серед гідробіонтів, дозволило розділити їх на дві групи: локальні і резорбтивні отрути.

Локальними отрутами називають високотоксичні сполуки, які вже в низьких концентраціях здатні викликати руйнування тканин і органів живих об'єктів. Найбільш характерними ознаками ураження риб локальними отрутами є відшарування респіраторного епітелію зябер, ушкодження залозистих клітин шкіри, що супроводжується виділенням значної кількості слизу на поверхні тіла, і некротичні зміни шкіряних покривів та тканин внутрішніх органів. До локальних отрут відносять такі неорганічні речовини як сильні окислювачі – хлор, озон, перекис водню; солі важких металів; мінеральні кислоти і луги; високотоксичні органічні сполуки – формальдегід, синтетичні фарби, хлорорганічні пестициди, детергенти і т.д.

Резорбтивними отрутами називають хімічні сполуки, які порушують діяльність функціональних систем живого організму. Залежно від того, яку функціональну систему організму виводить із ладу отрута, їх поділяють на наступні групи:

- нервово-паралітичні – порушують діяльність центральної нервової системи, що проявляється у зміні поведінкових реакцій, втраті рухової активності, паралічі нейро-мускуляторного апарату (фенол, ацетон, аміак);
- наркотичні – порушують діяльність вегетативної нервової системи, що проявляється в апатичному стані організму, відсутності реакції на подразнення (хлороформ, етилен, спирти, ефіри, кетони);
- гемолітичні – порушують кровообіг і кровотворення (солі амонію, свинець, ціаніди, сапоніни);
- ензиматичні – блокують діяльність ферментативних систем (фосфорорганічні пестициди, фториди, вуглекислий газ, гідроксиламін);
- протоплазматичні – порушують обмін речовин на клітинному рівні (фтор, меркаптани, сечовина).
- мембранотоксичні – руйнують ліпідний шар, порушують проникливість мембран, блокують мембранний транспорт поживних речовин (важкі метали).

Більшість отрут здатні одночасно діяти на декілька функціональних систем – це отрути комбінованої дії, наприклад, аміак і солі амонію мають нервово-паралітичну і гемолітичну дію; ціаніди – ферментативну, гемолітичну і протоплазматичну; фтор – нервово-паралітичну, протоплазматичну і ферментативну; фосфорорганічні сполуки (ФОС) – нервово-паралітичну, ферментативну і слабку гемолітичну і т.д.

Поділ отрут на локальні і резорбтивні є умовним, оскільки одна і та ж отрута залежно від концентрації може діяти або локально,

або резорбтивно. Наприклад, феноли, маючи нервово-паралітичну дію, у високих концентраціях діють локально; неорганічні ж кислоти в дуже низьких концентраціях діють резорбтивно.

Залежно від характеру перебігу інтоксикацій в організмі гідробіонтів і часу розвитку токсичного ефекту розрізняють **гострі та хронічні отруєння**. Гострі отруєння розвиваються стрімко в умовах високих рівнів забруднення води, хронічні токсикози – поступово в умовах тривалої дії низьких рівнів забруднення.

Для зручності проведення токсикологічних досліджень на водоймах науковці забруднюючі речовини залежно від їхньої хімічної структури і властивостей та векторів токсичної дії на біоту водойм поділяють на такі основні класи (Моисеєнко Г.И., 2004):

1) **метали** – хімічні елементи, які добре проводять електричний струм і тепло, непрозорі, але можуть відбивати світло (мають металічний блиск), ковкі і пластичні; і **металоїди** (напівметали) – хімічні елементи та прості речовини – напівпровідники, які за своїми властивостями займають проміжне положення між металами і неметалами. Метали і металоїди у більшості випадків прості речовини, які існують у природі, але у високих концентраціях чи певних формах існування мають токсичну дію на живі організми; **за токсичністю метали і металоїди поділяють на три групи – лужні, лужноземельні і важкі** (нечітко визначена група хімічних елементів з металічними властивостями, що включає перехідні метали, деякі металоїди, лантаноїди і актиноїди; цей термін характеризує широку групу забруднюючих речовин і має різне трактування, що час від часу викликає критику з боку науковців; у зв'язку з цим кількість елементів, що відносяться до групи важких металів, змінюється у широких межах; у якості критеріїв приналежності використовуються численні характеристики:

атомна маса, густина, токсичність, поширеність у природному середовищі, ступінь залучення до природних та техногенних циклів).

- 2) **стійкі органічні сполуки** (стійкі органічні забрудники – СОЗ) – існуючі у природі чи синтезовані людиною органічні речовини, які мають складну структуру, тривалий період розкладання та високу токсичність для живих організмів. До цієї групи віднесені пестициди, промислові синтетики (хлоровані біфеніли), побічні продукти хімічного синтезу (діоксини). На нашу думку, основними представниками стійких органічних сполук мають бути нафтані і нафта та нафтопродукти, а також синтетичні поверхнево активні речовини (СПАР). Практично всі відомі СОЗ утворюють певні системи, по-різному сформовані і структуровані залежно від особливостей їхнього генезису. Вони відрізняються унікальною біологічною активністю, з легкістю поширюються у навколишньому середовищі далеко за межі свого першопочаткового місцезнаходження і уже на рівні мікродомішок негативно впливають на життєдіяльність живих організмів. Концентрації таких речовин по трофічних ланцюгах зростають у тисячі і десятки тисяч разів. Вони дуже повільно розкладаються і здатні акумулюватися у компонентах біоти.
- 3) **природні токсини** – білкові або небілкові речовини, які є продуктами життєдіяльності живих організмів та здатні за потрапляння до організму інших живих істот викликати їхнє захворювання чи загибель. Природні токсини можуть бути продуктами метаболізму живих організмів, а можуть синтезуватися ними цілеспрямовано для захисту від ворогів, кормових конкурентів чи для атаквальних дій на харчові об'єкти. Найважливіше значення для водних екосистем мають токсини синьо-зелених водоростей (відділ *Cyanophyta*): анатоксини, афантотоксини, мікроцистини. Вища

водяна рослинність також здатна продукувати токсини, в основному поліфенольної природи. Високою здатністю до синтезу таких сполук відзначаються і кишковопорожнинні, зокрема губки, поліпи і медузи. У губках міститься широкий спектр біологічно активних речовин з антибіотичними, цитостатичними і токсичними властивостями. У якості власної хімічної зброї використовують токсини і риби. Притаманні їм слизові залози сприяють не тільки поліпшенню гідродинамічних властивостей, а й у ряді випадків, можуть синтезувати отруйні речовини для захисту від ворогів та для нападу на здобич. До активно отруйних належать хрящові риби: акули, скати, химери - в їхній отруті виявлені ферментативні білки; серед кісткових риб – представники сомоподібних, окунеподібних та скорпеноподібних. Існують також і пасивно отруйні риби, наприклад, представники родини *Tetradontidae* (Голкочеревні).

Величезна різноманітність забруднюючих водойми речовин, як видно навіть із короткого, наведеного вище їхнього огляду, унеможливає постійний систематичний контроль за ними всіма з точки зору обсягу проведення і вартості досліджень. У зв'язку з цим для систематичного моніторингу якості води у водоймах за токсикологічними показниками виділяють групу пріоритетних токсикантів. Основними ознаками пріоритетності забрудників вважають наступні:

- глобальне поширення за рахунок здатності до перенесення на значні відстані;
- висока токсичність навіть у дуже низьких концентраціях;
- надзвичайно висока стійкість до фізичних, хімічних і біологічних трансформацій;
- тривалий період руйнування у навколишньому середовищі;
- здатність до акумуляції у біологічних об'єктах за рахунок високої розчинності у жирах і ліпідах;

- здатність до біологічного концентрування шляхом передачі трофічними ланцюгами.

Речовини, що відповідають вказаним критеріям, називають еко-токсикантами. Вони вважаються найнебезпечнішими забрудниками навколишнього, у тому числі, і водного середовища.

Виходячи з цих ознак, до пріоритетних токсикантів нині треба відносити: солі важких металів; нафту і нафтопродукти, феноли, хлорорганічні пестициди; поліхлоровані біфеніли, поліциклічні ароматичні вуглеводні, фталати, діоксини і фурани.

Проте, у більшості наукових робіт в галузі еко-токсикології, як загальної, так і водної, до пріоритетних токсикантів відносять сполуки важких металів, нафту і нафтопродукти, феноли, пестициди (у тому числі і хлорорганічні), синтетичні поверхнево активні речовини.

Невіднесення до групи пріоритетних токсикантів поліхлорованих біфенілів, поліциклічних ароматичних вуглеводнів, фталатів, діоксинів та фуранів, скоріш за все, обумовлюється дуже високою вартістю методів контролю їхнього вмісту у воді та гідробіоресурсах.



ЗАПИТАННЯ ДЛЯ САМОПЕРЕВІРКИ

1. Доведіть необхідність класифікації токсичних речовин, які забруднюють водне середовище
2. Розкрийте причини складності створення універсальної класифікації токсичних забрудників водою
3. Наведіть класифікацію токсичних речовин за ступенем токсичності
4. Наведіть класифікацію токсичних речовин за хімічною будовою та специфічністю дії
5. Вкажіть три фази взаємодії між стічними водами і водою у водоймах

6. Наведіть класифікацію токсичних речовин за механізмом дії
7. Вкажіть, які токсичні речовини відносяться до отрут локальної, а які до отрут резорбтивної дії. Наведіть приклади
8. Вкажіть основні групи резорбтивних отрут та наведіть приклади
9. Розкрийте суть поняття «отрути комбінованої дії». Наведіть приклади комбінованої дії отрут
10. Назвіть основні класи забруднюючих водойми речовин залежно від їхньої хімічної структури і властивостей та векторів токсичної дії на біоту водойм
11. Дайте коротку загальну характеристику класу забруднюючих речовин, що об'єднує метали і металоїди
12. На які групи за токсичністю поділяють метали і металоїди?
13. Вкажіть, які токсичні речовини відносяться до стійких органічних забрудників?
14. Охарактеризуйте основні групи стійких органічних забрудників
15. Вкажіть, які токсичні речовини відносяться до токсинів. Які з них мають найбільше екологічне значення для водойм
16. Вкажіть, за якими ознаками виділяють пріоритетні токсиканти
17. Які токсичні забрудники відносять до пріоритетних токсикантів?

ТЕМА 2. Джерела і шляхи токсичного забруднення водних об'єктів в Україні

До кінця ХХ – початку ХХІ століття забруднення навколишнього середовища взагалі, і водних об'єктів, зокрема, відходами, викидами, стічними водами всіх видів промислового виробництва і сільськогосподарства, а також комунальних господарств населених пунктів, набуло глобального характеру по всій території нашої держави. Водні ж ресурси, що формуються у межах України, досить обмежені. Їхній обсяг складає 52 км³/рік, у тому числі поверхневих вод – до 39 км³/рік, підземних – до 13. При цьому 88% основних річок України мають екологічний стан своїх водозбірних басейнів, що оцінюється як «поганий» та «дуже поганий». У 61% наших основних річок вода «сильно забруднена», і тільки 3% річок мають воду задовільної якості. Величина ж водоспоживання у нашій країні постійно зростає і неухильно наближається до межі загального обсягу водних ресурсів. Нині вона досягла рівня в 30 – 36 км³/рік. Загальне річне скидання стічних вод у водотоки складає 15,6 км³/рік.

Такий стан вимагає розробки національної стратегії раціонального використання водних ресурсів та збереження і відновлення їхньої якості. Для цього необхідно чітко визначити джерела забруднення водойм різних типів та розробити дієві методи й системи заходів щодо контролю водоспоживання та скидання стоків й інших шляхів надходження забруднюючих речовин у водойми.

Джерелами токсичного забруднення водойм вважаються суб'єкти і об'єкти навколишнього середовища, які безпосередньо забезпечують надходження токсичних речовин у водні екосистеми. Водотоки, які разносять зі своєю течією токсичні речовини, отримані з різних джерел, розглядаються як донори токсичного забруднення.

Водойми, що приймають стоки від джерел або донорів, виступають реципієнтами токсичного забруднення.

За походженням розрізняють природні і антропогенні забруднення.

Природні забруднення утворюються у результаті руйнування гірських порід внаслідок ерозії та вивітрювання, вітрового перенесення пильових частинок, життєдіяльності живих організмів і т.д. Серед природних забруднень виділяють біологічне, під яким розуміють стихійне розселення видів рослин або тварин під тиском їхнього розширеного відтворення.

Антропогенні забруднення утворюються у результаті життєвої і господарської діяльності людини.

Співвідношення обсягів надходження забруднюючих речовин у водне середовище із природних та антропогенних джерел дозволяють оцінити дані табл.1.

Таблиця 1

Кількість забруднюючих речовин, які надходять у водне середовище з природних і антропогенних джерел, тис.тонн/рік*

<i>Токсичні забрудники</i>	<i>Джерела забруднення</i>	
	<i>природні</i>	<i>антропогенні</i>
Hg	2,5 – 3	до 7
Cu	250 – 575	4460
Pb	110 – 180	233 – 1000
Fe	25000	319000
Mn	250 – 440	1600
Sn	1,5	166
Ni	160	3,7
Cr	200	1,5
As	72	0,7
Нафта	600	3280 – 25000
ДДТ	-	27800

* дані наведено за Филенко О.Ф., Михеева И.В., 1986

Антропогенні забруднення бувають **первинними і вторинними**

- **первинні** забруднення виникають за рахунок надходження у водойми речовин, які безпосередньо викликають погіршення якості води;
- **вторинні** забруднення формуються внаслідок стимулювання надмірного розвитку певних груп гідробіонтів і появи надлишкової кількості продуктів їхньої життєдіяльності та відмерлих решток; вони пов'язані з порушенням природних екологічних взаємозв'язків у результаті первинного забруднення.

Надходження токсичних речовин у водойми за рахунок діяльності людини може бути **контрольованим** – це забруднення, які регулюються у ході технологічних процесів на промислових підприємствах чи у сільському господарстві, а також цілеспрямоване внесення токсичних речовин у водойми для боротьби з паразитами чи шкідливими або непромисловими видами гідро біонтів, і **неконтрольованим** – це аварійні викиди шкідливих речовин у водойми, поверхневі змиви з сільськогосподарських або лісогосподарських територій під час використання отрутохімікатів, надходження токсичних речовин у водойми з атмосферними опадами, які формуються над забрудненими промисловими територіями.

За просторовим поширенням залежно від розміру охоплених територій розрізняють **локальні** забруднення – характерні для окремих ізольованих водойм, **регіональні** – охоплюючі значні акваторії сполучених між собою водойм, **глобальні** – поширені на значні відстані від місця виникнення, пов'язані з транскордонним перенесенням із атмосферними масами чи поверхневими стоками.

За силою та характером дії на навколишнє середовище забруднення поділяють на **фонові** – постійно існуючі незначної сили впливу на середовище; **імпактні** – залпові внаслідок аварійних викидів, **перманентні** – середньої та підвищеної сили впливу на середовище, які

відбуваються час від часу постійно; **катастрофічні** – масштабні забруднення високої сили впливу на середовище.

Основними джерелами забруднення водою у різних регіонах України виступають потужні промислові комплекси, сконцентровані навколо родовищ корисних копалин, великих міст і водних об'єктів. Більшість їх розташовані у Донецькій, Дніпропетровській та Харківській областях, Центральному Придніпров'ї, на Прикарпатті та в обласних центрах.

Серед них найнебезпечнішими забруднювачами довкілля є гірничодобувні та збагачувальні комбінати, кар'єри, металургійні й машинобудівні заводи. Так, наприклад, у Лисичансько-Рубіжанському промисловому районі забруднені не тільки поверхневі, а й підземні води на площі більш ніж 120 км². У річку Самару з шахт Західного Донбасу щороку скидається близько 20 млн. м³ високо мінералізованих шахтних вод і ще близько 60 млн. м³ таких самих вод із шахт Центрального Донбасу. Мінералізація води у річках Інгул, Самара, Інгулець вища за природний фон у більш ніж 10 разів. Тільки в р. Інгулець із регіонів Кривбасу щорічно скидається близько 100 млн. м³ брудних стоків із важкими металами та радіоактивними речовинами із району родовищ уранових руд під Жовтими Водами.

Машинобудівна промисловість має багатогалузеву структуру (важке, електротехнічне, радіоелектронне, транспортне машинобудування, приладо- та верстатобудування й т. д.), і кожній із галузей притаманні свої екологічні особливості: склад і кількість відходів, токсичність забруднень, режим їхніх викидів у атмосферу та скидів зі стічними водами. Так, у Дніпропетровську лише одне виробниче об'єднання «Дніпроважмаш» щороку скидає у Дніпро 2365,2 тис. м³ забруднених стоків, Завод прокатних валів — 250 тис. м³.

До основних забруднювачів довкілля належить також хімічна промисловість, об'єкти якої викидають у повітря сірчаний ангідрид,

оксиди азоту, вуглеводні та ін., які з атмосферними опадами потім потрапляють у водойми. Найбільші підприємства хімічної промисловості розташовані у Прикарпатті (Новороздольський сірчаний комбінат, Калуський калійний концерн), на Донбасі та Присивашші, у Дніпропетровську, Одесі, Сумах, Рівному (підприємства об'єднання «Азот», «Хімволокно», «Дніпрошина», «Укрнафтохім» та ін.).

На гідрологічний режим негативно впливає пилове забруднення у результаті розробки кар'єрів будівельних матеріалів (вапняку, піску, граніту, лабрадориту) у Житомирській, Вінницькій, Дніпропетровській, Кіровоградській областях. Найбільші проблеми створює цементна промисловість, забруднюючи стічними водами річки за рахунок скидання щороку тисяч тонн органічних речовин, суспензій та різноманітних солей.

Промислові відходи складуються на величезних полігонах. Вони та змиви з цих полігонів забруднюють ґрунти, надходять у ґрунтові води і з ними потрапляють у ріки, озера та водосховища.

Комунальні стоки містять як хімічні, так і мікробіологічні забруднення та створюють серйозну токсикологічну небезпеку для населення великих урбанізаційних територій (великі міста зі своїми супутниками). У комунальних стоках присутні токсичні детергенти (синтетичні миючі речовини), поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ), нітрати і нітроти, феноли і фталати. Бактерії та віруси, що містяться у них, є причиною небезпечних захворювань: тифу і паратифу, сальмонельозу, бактеріальної краснухи, холери, вірусних запалень навколо мозкової оболонки і кишкових захворювань.

Комунальні відходи накопичуються у колекторах, прориви яких спричиняють масоване забруднення водойм каналізаційними стоками. Комунальні відходи дуже часто потрапляють до ґрунтових вод і накопичуються на глибині від 3 до 20 м (глибина звичайних колодязів). Доведено, що ґрунтові води за наявності невеликих ухилів мо-

жуть переміщатися у горизонтальній площині на кілька кілометрів і розносити ці забруднення.

Дедалі все нагальнішою проблемою міст України, особливо великих і курортних, стає очищення різних комунальних стоків та їх переробка. Теоретично наявні методи дають можливість очистити стічні води на 95 – 96%, але на практиці очищення відбувається у кращому разі на 70 – 85%. Очистка стічних вод до санітарних норм у всьому світі пов'язана зі значними затратами. Щорічно комунальне господарство країни скидає – 3,8 км³ стічних вод, з них без очищення – 0,11 км³/рік, недостатньо очищених – 1,25 км³/рік, нормативно чистих без очищення – 0,12 км³/рік, нормативно чистих після очищення – 2,32 км³/рік. Найбільшу кількість неочищених і недоочищених стічних вод скидають міста Маріуполь (253,8 млн. м³), Дніпропетровськ (188 млн. м³), Запоріжжя (65 млн. м³), Київ (29 млн. м³).

Енергетичні об'єкти, зокрема ТЕС, ТЕЦ і ДРЕС, також виступають потужними джерелами токсичного забруднення водою. Основними компонентами їх стічних вод є шлаки, зола, важкі метали, нафтопродукти, сірчистий ангідрид, оксиди азоту й ін. В Україні ТЕС, ТЕЦ і ДРЕС виробляють близько 55 – 60% електроенергії. Загальна кількість викидів підприємств енергетики сягає 2,3 – 2,5 млн. т/рік.

Решту енергії виробляють ГЕС та АЕС. Найбільші гідроелектростанції зосереджені на Дніпрі (Київська, Канівська, Кременчуцька, Дніпродзержинська, Запорізька, Каховська). ГЕС вважаються екологічно найбезпечнішими. Та в процесі створення каскаду водосховищ на Дніпрі було затоплено близько 7 тис. км² родючих заплавлених земель. За період свого існування водосховища перетворилися на накопичувачів відходів і забруднень із прилеглих регіонів. Нині через будівництво ГЕС і створення водосховищ підтоплено 100 тис. га прибережних земель, у багато разів знизилась інтенсивність процесів самоочищення Дніпра, регулярно відбувається «цвітіння» води, зменшу-

ється рибопродуктивність і відповідно – продуктивність рибничих господарств.

Атомні електростанції розглядаються як джерела забруднення водою радіонуклідами та продуктами корозії реакторів, важкими металами і т.д.

Військово-промисловий комплекс України споживає величезну кількість мінеральної сировини та енергії, потрібних для виробництва військової техніки. Армія і флот спалюють у двигунах літаків, танків, автомобілів, кораблів, у котельнях військових містечок і частин колосальні об'єми палива. Площа земель під полігонами, стрільбищами, мисливськими господарствами, навчальними центрами перевищує 100 тис. га. Густота розташування військових об'єктів – військових баз, містечок, арсеналів, складів боєприпасів, сховищ паливно-мастильних матеріалів і ракетного палива, авіаційних і загальновійськових полігонів, танкодромів, звалищ і місць поховання шкідливих відходів, а також колишніх шахтних пускових установок тощо – дуже висока. Багато з цих об'єктів становлять реальну й потенційну небезпеку для населення й довкілля, забруднюючи навколишнє середовище токсичними речовинами, зокрема сполуками важких металів, нафтопродуктами, радіонуклідами і т.д., підвищуючи радіаційний фон, спричиняючи деградацію природних комплексів.

Очисні споруди на військових заводах та об'єктах, у місцях розташування військових частин здебільшого або взагалі відсутні, або їхній стан незадовільний. Особливо загрозна ситуація пов'язана з переробкою компонентів ракетного палива, якого в Україні накопичено понад 20 тис. т. Сховища ракетного палива не мають спеціальних засобів нейтралізації випарів (дуже токсичних) його компонентів, термін експлуатації резервуарів для його зберігання вичерпано. У найгіршому стані нині перебувають приморські райони, особливо в Криму. Тут протягом десятків років військові об'єкти й кораблі за-

бруднювали води Чорного моря. Наприклад, у Севастопольській бухті концентрація нафтопродуктів у 180 разів перевищує ГДК. Спеціалісти стверджують, що кораблі й берегові частини Чорноморського флоту щодня скидають у море більш як 9 тис.м³ неочищених стоків.

Загрозу для довкілля становлять порушення в армійських підрозділах правил зберігання паливно-мастильних матеріалів (ПММ) та експлуатації систем їхнього транспортування. У результаті втрат, витоків і розливів ПММ протягом тривалого часу (іноді десятиріч) довкола військових баз та аеродромів на кілометри навкруг забруднені поверхневі й підземні води. Ці порушення спричинюють появу в криницях, ставах і річках «запасів» нафтопродуктів і навіть токсикантів та канцерогенів — хрому, кадмію, свинцю, бенз(а)піренів.

Транспорт – автомобільний, залізничний, водний і повітряний – іще одне потужне джерело забруднення водою. Викиди забруднюючих речовин автомобільним транспортом у середньому за рік складають близько 5,5 млн. т (39% усього обсягу викидів в Україні). Транспортна мережа нашої країни доволі густа, кількість та активність автотранспорту великі. У відпрацьованих газах, що їх викидають автомобілі, виявлено близько 280 різних токсичних речовин, серед яких особливу небезпеку становлять канцерогенні бенз(а)пірени, оксиди азоту, свинець, ртуть, альдегіди, оксиди вуглецю й сірки, сажа, вуглеводні.

Залізничний транспорт екологічно чистіший, особливо електричний. Та проблемою стало сильне забруднення залізниць нечистотами, що викидаються з вагонних туалетів. Ними забруднюється смуга завширшки в кілька метрів обабіч колій.

Певної шкоди Дніпру та його водосховищам, Дунаю, Дністру, Чорному й Азовському морям завдає водний транспорт, насамперед через недодержання правил перевезень і перекачування нафтопродукту.

ктів, очищення танкерів, змиви, шумові й вібраційні впливи та хвилі, що руйнують береги водосховищ, аварії.

Для сільськогосподарських районів найхарактернішим є забруднення природних вод і ґрунтів пестицидами й мінеральними добривами. Щорічні надходження їх на поля України сягають відповідно за 90 тис. і 4,5 млн. т. Площа земель, забруднених стійкими хлорорганічними сполуками, становить близько 8 млн. га, на кількох сотнях тисяч гектарів їхній вміст у ґрунті набагато перевищує ГДК. Із 170 найменувань пестицидів, які використовуються нині в Україні, 49 є особливо небезпечними.

З усієї кількості мінеральних добрив, що вносяться на сільськогосподарські угіддя України, в середньому лише 5 – 10% поглинається рослинами. Решта 90 – 95% здувається вітрами, змивається дощами й талими водами й потрапляє у річки, озера, ґрунтові води. Сільськогосподарське виробництво нині більш негативно впливає на довкілля, ніж кілька десятиліть тому. Це є наслідком нераціональної організації меліоративних робіт і необґрунтованого, технологічно не регламентованого використання мінеральних добрив та отрутохімікатів, а також безгосподарного їх зберігання й транспортування.

Дуже напружена екологічна обстановка склалася навколо великих тваринницьких комплексів (у радіусі кількох кілометрів), де вирощується 30 – 100 тис. і більше голів худоби: вони щодоби продукують до 2 – 3 тис. т екскрементів, які в господарствах не встигають переробляти. Внаслідок розкладання й гниття екскрементів виділяються великі маси аміаку, азоту, сірководню, органічних кислот, розвивається патогенна мікрофлора. Стічні води тваринницьких комплексів у радіусі кількох кілометрів забруднюють поверхневі й ґрунтові води, спричиняють загибель риби та інших гідробіонтів.

Для рибогосподарських водойм нині значну небезпеку створюють розосереджені дрібні точкові джерела забруднення. Виявлення їх

є проблематичним, а оскільки кількість їх весь час зростає, сукупна дія на водні екосистеми таких джерел за рахунок забруднення водозбірних площ та повітряного перенесення і випадіння забруднюючих речовин з атмосферними опадами на водну поверхню набуває загрозливих масштабів.

Перспективним для подолання цієї проблеми є створення для водозбірних територій карт ксенобіотичних профілів. З токсикологічних позицій абіотичні і біотичні складові навколишнього середовища являють собою складні з певно організованою структурою агломерати величезної кількості молекул, серед яких виділяють біодоступні компоненти, тобто ті, які можуть бути поглинуті організмами, включатися у метаболічні процеси і впливати на ріст, розвиток та відтворювальну здатність як окремих особин, так і їхніх популяцій та біоценозів. Частина біодоступних сполук утилізується організмами, беручи участь у процесах пластичного і енергетичного обміну з навколишнім середовищем. Інші ж, поступаючи в організм тварин і рослин, не використовуються як джерела енергії або пластичний матеріал, але, діючи в достатніх дозах і концентраціях, здатні істотно модифікувати перебіг нормальних фізіологічних процесів. Такі сполуки є чужорідними для живих організмів. Сукупність чужорідних речовин, що містяться в навколишньому середовищі (воді, ґрунті, повітрі і живих організмах) у формі чи агрегатному стані, які дозволяють їм вступати в хімічні чи фізико-хімічні взаємовідносини з біологічними об'єктами екосистеми складають **ксенобіотичний профіль біогеоценозу**. Ксенобіотичний профіль слід розглядати як один з найважливіших чинників зовнішнього середовища (разом з температурою, освітленням, вологістю, трофічними умовами і т.д.), який може бути описаний якісними і кількісними характеристиками. Важливим елементом ксенобіотичного профілю є чужорідні речовини, що містяться в органах і тканинах живих істот, оскільки всі вони рано чи пізно спо-

живаються іншими організмами (тобто характеризуються біодоступністю).

Формування ксенобіотичного профілю водозбірної території для рибогосподарських водойм має передбачати застосування новітніх методів гідрохімічних аналітичних робіт і використання індикаційної здатності відгуків біоти на наявність у середовищі різних хімічних сполук та їхнього незвичного кількісного вираження. Методи збору інформації щодо формування ксенобіотичного профілю водозбірної території та впливу його на якість поверхневих вод, її обробки і підготовки та наступного використання у процесах і заходах контролю та управління якістю води мають при цьому вирішальне значення.

Глобальним фактором, який негативно впливає на формування якості води у рибогосподарських водоймах, тобто є потужним джерелом їхнього забруднення, виступає інтенсифікація процесів рибництва.

Для забезпечення росту темпів і обсягів виробництва товарної рибної продукції застосовується регулювання поживних режимів водойм шляхом внесення органічних і мінеральних добрив, часто в необґрунтовано завищених дозах. Це, як раніше, так і сьогодні, розглядається як один із основних заходів інтенсифікації рибництва і до останнього часу не розглядалося як можливе джерело забруднення водойм токсичними речовинами. Проте розвиток явищ задухи у ставках за внесення рекомендованих доз органічних добрив при невисоких показниках вмісту у воді кисню викликав необхідність проведення досліджень щодо можливості токсичної дії органічних добрив на водні екосистеми. Було встановлено, що надлишок поживних речовин стимулює надмірний розвиток фітопланктону, який, відмираючи, потребує значних затрат кисню на окиснення і мінералізацію органічної речовини. Це спричиняє кисневий дефіцит та надходження у водну товщу недоокиснених отруйних метаболітів, що викликає погір-

шення якості води і невідповідність її нормативним вимогам. Сумісна дія дефіциту кисню та наявності недоокиснених органічних сполук погіршує умови життєдіяльності гідробіонтів, порушує стереотипні зв'язки риб з оточуючим середовищем та знижує якість рибної продукції.

Певна кількість речовин, які надходять у водойми за використання високих доз органічних добрив абсорбується на зависях, підвищуючи ступінь каламутності і знижуючи прозорість води за межі оптимальних показників. Така вода непридатна для інкубаційних цехів та малькових вирощувальних ставів. Крім того, абсорбовані зависями речовини стають субстратами для розвитку бактеріопланктону, що погіршує якість води за бактеріологічними показниками.

Частина невикористаних поживних речовин добрив осідає на дно, спричиняючи на мілководдях масовий розвиток вищої водної рослинності, що також є негативним явищем у рибогосподарських водоймах, оскільки викликає підлуження ($pH=11$) водного середовища за межі оптимальних показників для функціонування водних організмів.

Внесення азотних і фосфорних мінеральних добрив у водойми супроводжується значними змінами хімічного складу води та донних відкладів, наприклад, підвищенням pH , окисності та загальної мінералізації. Це сприяє значному зростанню інтенсивності фотосинтезу фітопланктону, серед якого домінують протококові водорості. Потужна перша ланка трофічного ланцюга забезпечує посилення розвитку наступної його ланки – зоопланктону. Але через деякий час такі позитивні зміни змінюються негативними явищами, які відбуваються внаслідок старіння та відмирання недовикористаних зоопланктоном і рибами водоростей та накопиченням їхньої біомаси у придонних шарах, де відбувається перехід на анаеробне окиснення залишків, внаслідок чого у водну товщу в придонних шарах надходять токсичні

метаболіти та біологічно активні речовини – сірководень, метан, аміак, фітогормони й ензими, які можуть розбалансовувати процеси біопродукції та біодеструкції.

Разом з інтенсифікацією біопродукційних процесів у водоймах за внесення азотних і фосфорних добрив у воді зростає концентрація амонійних і фосфатних іонів. Фосфатні іони самі по собі не є токсичними для іхтіофауни, але здатні змінювати напрям окисно-відновних процесів. Характерною особливістю є швидке осадження фосфатіонів у придонні шари та зв'язування їх з полуторними окислами заліза, алюмінію та з гуміновими кислотами за підкиснення ґрунтів. За нейтралізації і підлучення донних субстратів відбувається зворотній перехід зв'язаного фосфору у водну товщу. Це викликає коливання співвідношення між азотом і фосфором, яке визначає домінування у фітопланктоні певних груп водоростей.

Амонійні ж іони в умовах лужного середовища трансформуються в аміак, який є високотоксичним для риб і викликає розвиток судом та блокування дихальних центрів, що приводить до масової загибелі риб. За $pH = 11$ більше 90% амонійного азоту переходить у форму вільного аміаку. У кормних коропових ставах реакція води у більшості випадків знаходиться у межах 7,5 – 9,0. За таких умов при температурі води 25°C у вільний аміак переходить 35% амонійних іонів.

Крім того, внесення у рибогосподарські водойми фосфорних добрив, виготовлених із природних апатитів, може спричиняти забруднення їх важкими металами, які дуже часто є включеннями у ці природні мінерали. Так, за внесення суперфосфату у кількості 90 кг/га діючої речовини, одночасно у водойми надходить біля 11,3 г/га міді, 55,8 свинцю, 1 г/га кадмію.

Потужним джерелом органічного та біогенного забруднення водойм рибогосподарського призначення виступає завищення норм го-

дівлі риб штучними кормами, особливо за високих щільностей посадки. Висока щільність посадки при зарибненні та годівля риб штучними кормами обумовлюють погіршення якості води у результаті розбалансування процесів самозабруднення та самоочищення водойм.

Серед наукових робіт трапляється інформація щодо уповільнення росту риб у ставах, яке пов'язують з погіршенням екологічних умов їх існування за рахунок значного накопичення, особливо у придонних шарах, залишків комбікормів, які погано використовуються або засвоюються рибами. Як показали дослідження В.Ф.Зайцева та Л.О.Кисельової (1981), у період годівлі риб від літа до осені в екосистемі водойм рибогосподарського призначення має місце постійне накопичення органіки за рахунок не утилізованого рибою корму. При цьому у біоценозі ставів відбуваються значні структурні перебудови. На початку літа надходження в екосистему алохтоної органічної речовини штучних кормів призводить до зростання видового різноманіття і загальної чисельності фіто- та бактеріопланктону, причому продукція фітопланктону може зростати в 2,0 – 2,5 рази, бактеріопланктону – у 1,5 – 1,8 рази. Поряд з цим, у результаті виїдання рибою, різко, у 1,8 рази, зменшується біомаса і продукція зоопланктону. У даний період це не має негативних наслідків для екосистеми і спостерігається загальний екологічний прогрес – зростання видового і трофічного різноманіття біоценозів та збільшення утилізації енергії кормових ресурсів рибою. Подальше накопичення алохтоної органіки в ставах викликає підвищення рН до 9,5 – 9,7, перманганатної окисності – до 30,7 – 54,0. У біоценозі спостерігається розбалансування зв'язків між окремими групами гідробіонтів, знижується до мінімуму інтенсивність фотосинтетичної діяльності фітопланктону, в 1,5 – 1,8 рази посилюється деструкція органіки, уповільнюється або припиняється ріст риб. Стан екосистеми характеризується як екологічний регрес. Ще подальше надходження органічних речовин приводить до

метаболичного регресу – масового відмирання фітопланктону, зниження концентрації кисню до 0,5 – 1,5 мг/л, загибелі риб. У таких умовах виникає необхідність відмови від годівлі риб штучними кормами та від внесення органічних добрив.

Проблеми забруднення води органічними залишками кормів найбільш гостро постають в індустріальних рибних господарствах, де застосовується вирощування полікультури чи монокультури риб у садках за високих щільностей посадки та за інтенсивної їх годівлі виключно штучними кормосумішками.

У садково-басейнових господарствах спостерігається високий ступінь забруднення води екскрементами риб, метаболітами та недоокисненими залишками кормів. Слід зазначити, що концентрація забруднюючих 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 охолоджуючих пристроїв теплоелектростанцій чи теплоелектроцентралей. Загальні ж природоохоронні нормативи припустимих меж змін якості води, які б враховували комплексну дію токсикантів плюс теплове навантаження за рахунок скидання підігрітих вод на екосистеми цих рибничих господарств, відсутні.

Ще однією із суттєвих проблем для водойм рибогосподарського призначення, зокрема для водойм-охолоджувачів, є надходження до них великої кількості гормонів, які можуть міститись у екскрементах риб чи надходити з алохтоним стоком від тваринницьких ферм та комунально-побутових підприємств. 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 їхніх популяцій. Потрапляння до водного середовища гормонів та їхніх аналогів приз-

водить до порушення процесів розмноження, інверсії статі, зниження чисельності і скорочення кількості видів.

Шляхами надходження токсикантів у водойми виступають атмосферне перенесення і опади; поверхневі дифузні змиви з водозбірної площі; ґрунтові води; скидання промислових та комунально-побутових стоків безпосередньо у водні об'єкти. Кожен із цих шляхів робить свій внесок у формування загального токсикогенного стоку у водойми. Величина такого внеску не є постійною і весь час змінюється залежно від кліматичних та погодних умов на території, де розташована водойма, геоморфології та рельєфу ландшафтів, глибини розташування водопідпірних горизонтів та залягання ґрунтових вод, соціально-економічної структури регіону.

Газоподібні речовини, пари, пил потрапляють у атмосферне повітря у вигляді аеродисперсій та аерозолів. За рахунок нерівномірного нагрівання повітряні маси активно циркулюють над поверхнею літосфери та гідросфери. Циркуляція повітряних мас усереднює склад їхніх компонентів та сприяє різноманітним хімічним перетворенням. Під дією іонізуючого випромінювання здійснюються фотохімічні процеси з утворенням озону, оксидів нітрогену, сульфурі і т.д. Під час взаємодії вуглеводнів з озоном або атомарним киснем утворюються вільні пероксидні високоактивні речовини, здатні вступати в реакції з оксидами нітрогену та іншими сполуками і утворювати складні комплексні речовини з окиснювальними властивостями – оксиданти. Під дією сонячної радіації (енергія фотона – $h\nu$) виникають електронно-збуджені молекули: $A + h\nu \rightarrow A^*$. Їх дезактивація відбувається за рахунок флуоресценції $A^* \rightarrow A + h\nu$, дисоціації $A^* \rightarrow B + C$ та шляхом зіткнення з іншими молекулами $A^* + Q \rightarrow A + Q'$.

Хімічні перетворення ініціюються продуктами фотолізу молекул O_2 , O_3 , H_2O , N_2O , NO_2 . У результаті таких перетворень утворюється нітратна кислота, яка взаємодіючи з іонами металів, що надходять у

повітря з аерозольними викидами, дає нітрати. За наявності у повітрі NO_2 і SO_2 із залученням фотодисоціації відбувається утворення сірчаного ангідриду, який сполучаючись з водяною парою, дає пароподібну сульфатну кислоту, а з іонами металів – сульфати. Атомарний кисень і озон можуть взаємодіяти з органічними сполуками з утворенням альдегідів, кетонів, пероксидів й ацилнітратів.

Всі ці сполуки за рахунок тієї ж циркуляції повітряних мас розносяться на значні відстані і, сполучаючись з водою, випадають на поверхню суші і водойм у вигляді опадів. Такі опади (туман, дощ, сніг і т.д.), як правило, мають кислу реакцію і викликають підкиснення водного середовища (ацидофікацію), від чого особливо потерпають закриті водойми – водосховища, озера, стави.

Поверхневі дифузні змиви формуються внаслідок випадіння великої кількості опадів, особливо у вигляді дощу, за короткий проміжок часу, або у результаті різкого танення снігу. Ці змиви привносять у водойми всі ті токсичні речовини, які осіли чи іншим чином потрапили на водозбірну площу, разом зі сполуками, що входять до складу ґрунтів чи субстратів. Частина опадів профільтровується через ґрунти та надходить у ґрунтові води, які розташовані у верхніх шарах земної кори до глибини 13 – 14 км. Вони заповнюють пори, тріщини і пустоти, мають тісний контакт з ґрунтом і породами земної кори. Для них характерне пошарове розміщення водоносних горизонтів, що відокремлені водонепроникними пластами породи. За невеликої товщини фільтрувального шару, тобто за малої глибини залягання ґрунтових вод, до них надходить значна кількість токсичних забрудників, які потрапили на дану територію. За наявності ухилу водопідпірних горизонтів ґрунтові води розносять токсичні речовини на значні відстані та виносять у відкриті водойми.

Скидання стоків із підприємств може відбуватися через відстійники та очисні споруди, у багатьох випадках відносно чисті технологічні води скидаються безпосередньо у водні об'єкти.

Скидання зворотних технологічних вод підприємств у водні об'єкти регламентується Водним кодексом України (гл.14, ст.70). Підприємства, установи і організації, що мають накопичувачі промислових забруднених стічних чи шахтних, кар'єрних, рудникових вод, зобов'язані впроваджувати ефективні технології для їхнього знешкодження і утилізації та здійснювати рекультивацію земель, зайнятих цими накопичувачами. Скидання вод із відстійників у поверхневі водні об'єкти здійснюється згідно з індивідуальними регламентами, погодженими з державними органами охорони навколишнього природного середовища.



ЗАПИТАННЯ ДЛЯ САМОПЕРЕВІРКИ

1. Вкажіть, що розуміють під джерелами токсичного забруднення водойм
2. Вкажіть, що розуміють під донорами токсичного забруднення водойм
3. Вкажіть, як називається водойма, яка приймає токсичне забруднення
4. Наведіть класифікацію джерел токсичного забруднення водойм за походженням
5. Вкажіть природні джерела токсичного забруднення водойм
6. Вкажіть антропогенні джерела токсичного забруднення водойм
7. Наведіть приклади контрольованого антропогенного токсичного забруднення водойм
8. Наведіть приклади неконтрольованого антропогенного токсичного забруднення водойм

9. Які забруднення водного середовища називаються первинними?
10. Які забруднення водного середовища називаються вторинними?
11. Наведіть класифікацію джерел забруднення водойм за просторовим поширенням забруднення
12. Наведіть класифікацію джерел забруднення водойм за силою і характером дії токсичних забрудників
13. Вкажіть і охарактеризуйте основні антропогенні джерела забруднення водойм на території України
14. Вкажіть і охарактеризуйте основні джерела токсичного забруднення рибогосподарських водойм
15. Дайте визначення ксенобіотичного профілю і розкрийте його значення для встановлення характеру токсичного забруднення рибогосподарських водойм певної території
16. Вкажіть основні шляхи надходження токсикантів у рибогосподарські водойми
17. Охарактеризуйте основні шляхи надходження токсикантів у рибогосподарські водойми

ТЕМА 3. Токсикогенний стік у водойми, міграції токсичних речовин у водному середовищі

Будь-яка екосистема, у тому числі і водна, в основі свого функціонування має колообіг речовин і енергії. Водойми різного типу і призначення сучасними дослідниками (Израэль Ю.А., 1989; Алимов А.Ф., 2000; Романенко В.Д., 2001; Гандзюра В.П., 2008 та ін.) розглядаються як відкриті термодинамічні системи, до яких постійно надходять алохтонні неорганічні і органічні речовини та виділяються автохтонні сполуки – продукти життєдіяльності гідробіонтів та окисно-відновних хімічних реакцій.

Дослідження токсифікації водного середовища у рибогосподарських водоймах показує, що носіями токсичності можуть бути водні маси, зависі, пересувні мули, планктон. У сукупності вони створюють токсикогенний стік (F_t), який можна диференціювати за хімічним складом та фізико-хімічними особливостями на:

- а) іонний стік (F_i);
- б) стік розчинених органічних і неорганічних токсикантів (F_e і F_m);
- в) стік завислих часток, які несуть абсорбовані токсиканти (F_s);
- г) стік біологічно акумульованих речовин (планктоностік) (F_p).

Сума всіх названих окремих стоків утворює загальний токсикогенний стік:

$$F_t = F_i + F_o + F_m + F_s + F_p,$$

У кількісному відношенні загальний токсикогенний стік визначається сумою концентрацій токсикантів, які складають стоки відповідної категорії за формулою:

$$Q = (C_1 + C_2 + C_3 + \dots + C_i)v, \text{ де}$$

Q – загальний обсяг токсикогенного стоку,

C_1, C_2, C_3, C_i – концентрації токсикантів,

v – щорічний (або сезонний) обсяг гідрологічного стоку, що протікає через певний створ річки.

Речовини, що надійшли у водне середовище, негайно залучаються до ланцюга різноманітних переміщень і перетворень (рис.4). Їхня доля визначається власними властивостями та дією численних абіотичних і біотичних чинників водного середовища.

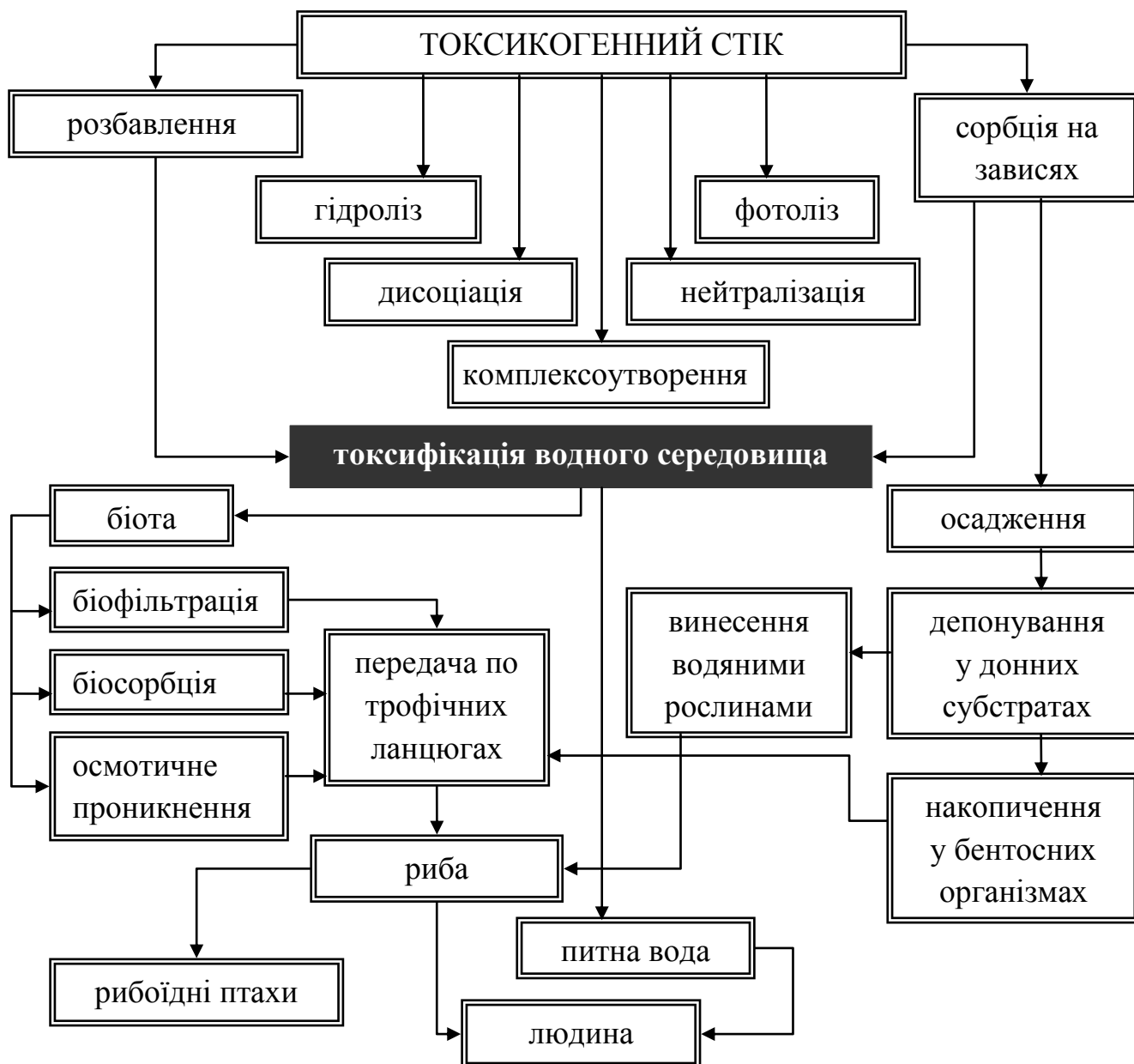


Рис. 4. Основні шляхи міграції та процеси трансформації токсичних речовин у водних екосистемах
(за Олексів І.Т., Ялинська Н.С., Брагінський Л.П., 1995)

Для поширення токсикантів у водному середовищі важливе значення має гідрологічний режим водойм, зокрема, гідродинамічні особливості формування течій, які визначають перенесення і дифузію забруднюючих речовин, осадження та змучування зависей. Наявність горизонтальної і вертикальної циркуляції водних мас дозволяє токсичному забрудненню поширитися за короткий час на значні відстані й охопити потужну товщу води. Додатковими факторами турбулентності виступають хвильові рухи і вітрові течії. На фоні вітрових течій за скидання стоків формуються дрейфові, градієнтні або змішані зони забруднення. Особливий характер мають течії у прибережній мілководній зоні – за наявності вітру тут утворюються вздовжберегові течії з високими швидкостями (до 2 м/с), які здатні розносити забруднення досить далеко від місця потрапляння стоків у водойму.

Одночасно з цим відбувається розбавлення токсичних стоків, що зменшує дозове навантаження на біоту водойм та дозволяє компенсувати ушкодження шляхом координації фізіологічних процесів у гідробіонтів, у результаті чого токсичний ефект для водної екосистеми послаблюється, а в деяких випадках і нівелюється. Кінцевий результат розбавлення стоків може бути визначений за допомогою рівняння балансу речовин для водного потоку вцілому. Достатньо повне перемішування стічних вод з водними масами водотоку відбувається на досить значній відстані від місця їхнього скидання, у зв'язку з чим у водних об'єктах виділяють зону забруднення і зону впливу. Зона забруднення – це ділянка водойми, де у зв'язку з надходженням стічних вод порушуються природні біохімічні процеси і де концентрація токсичних речовин перевищує встановлені нормативи якості води. Зона впливу – це частина водотоку або водойми, куди ще потрапляють стічні води, але при цьому вже не порушується природний перебіг біохімічних процесів, а концентрації токсикантів не перевищують нормативних показників. В умовах інтенсивної циркуляції водних мас

змішування стоків може бути причиною зниження або посилення їхнього токсичного впливу внаслідок хімічної взаємодії окремих компонентів.

У стоячих водах формуються локальні зони забруднення з більш високим ступенем токсичності, яка мало змінюється упродовж тривалого часу. За одночасної наявності декількох джерел різних забрудників може формуватися мозаїчна структура різноякісного забруднення стоячих вод.

Для об'єктивного оцінювання і прогнозування якості води у водних об'єктах, особливо в умовах антропогенного навантаження, необхідно враховувати характер взаємодії водних мас з донними відкладами, який визначається процесами осадження, скаламучування і сорбції.

У місцях скидання стічних вод за рахунок осадження зависей та інфільтрації токсикантів у ґрунти із розчинів формується зона забруднених донних субстратів. Найбільш інтенсивно осадження відбувається за відсутності течій або в умовах слабого турбулентного перемішування водних мас. Розміри зони осадження забруднюючих речовин, а також їхня кількість у цій зоні визначаються обсягами стоків, розмірами частинок зависей, щільністю суспензій, гідрометеорологічними умовами ділянки.

Для осадження іонів металів, наприклад, основне значення має активна реакція середовища (рН). Інтенсивне утворення осадів відбувається за наступних значень рН: для Co^{2+} і Cu^{2+} — 5,3; для Fe^{2+} — 5,5; для Pb^{2+} — 6; для Cd^{2+} — 6,7; для Zn^{2+} — 7; для Hg^{2+} — 7,3. Метали осаджуються у вигляді окисів (ZnO , CuO), гідроокисів ($\text{Zn}(\text{OH})_2$), карбонатів (ZnCO_3), гідрокарбонатів ($\text{Cu}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3$), фосфатів ($\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2$), сульфідів (CuS) і т.і. У результаті зв'язування і осадження концентрації більшості металів у водних масах швидко знижуються по мірі віддалення від джерела забруднення. У прісних во-

дах вже через сотню метрів від місця скидання істотно падає концентрація свинцю, цинку, хрому, кадмію; дещо далі переносяться нікель, мідь, кобальт. У морській воді зниження концентрацій забруднюючих речовин відбувається швидше, ніж у прісній.

Забруднені субстрати у подальшому за певних умов можуть виступати джерелом вторинного забруднення водних мас. У ріках такий процес має місце під час сезонних або ливневих повеней, особливо у випадку підкиснення водного середовища, у замкнених водоймах – за умов формування вітрових течій. Скаламучування і зміна комплексуютьоючої ємкості водного середовища у таких випадках приводять до вивільнення токсичних речовин із осадів і переходу їх у водний розчин, що служить причиною зростання концентрацій, наприклад катіонів металів, важких фракцій нафти і т.д.

Важливу роль для балансу речовин у водоймах грає присутність суспензій. Вони забезпечують адсорбцію на своїй поверхні частини активних забрудників. Адсорбція проявляється у спрямованому перенесенні певної речовини (адсорбата) від розчинника (води) до поверхні твердих часточок (адсорбента). Протилежно спрямований процес – десорбція – на певному етапі приводить систему у рівноважний стан. Інтенсивність і стабільність адсорбції обумовлена ступенем міцності зв'язків адсорбент-адсорбат і наявністю умов, які ослаблюють або посилюють цей зв'язок (ефект скаламучування, рН, Eh, наявність хелатуючих агентів і т.д.). Стійкість зв'язків визначається також фізико-хімічними характеристиками взаємодіючих фаз (мінералогічний і гранулометричний склад адсорбента, розчинність адсорбата, коефіцієнт розподілу речовини в системі). Дрібнодисперсні суспензії зв'язують на одиницю ваги більше токсичних речовин, ніж крупнодисперсні. Важливу роль при цьому відіграють міцели гідроокису заліза і гідратованого діоксиду марганцю. Поверхня більшості частинок суспензій і колоїдних міцел має негативний заряд, що сприяє їхній

взаємодії з катіонами. Значна частина катіонів локалізується у подвійному електричному шарі біля поверхні частинок. Полівалентні іони, зокрема кальцій, сприяють ущільненню подвійного електричного шару і зменшують вірогідність повернення катіонів у розчин. У колоїдній фракції міститься на порядок більше металів, ніж у формі вільних іонів. За сучасними гіпотезами процес адсорбції йде послідовно в два етапи: дуже швидка фізична адсорбція і наступне повільне утворення міцних хімічних зв'язків. У цьому плані здатність речовин до міграції у водній екосистемі залежить від їхнього вмісту в адсорбенті у вигляді рухомих форм.

Зависі, щільність яких перевищує щільність води, під дією сил гравітації опускаються на дно. В основі механізму переміщення речовин на межі вода-дно лежать процеси масопереносу і пасивної дифузії.

Для поширення токсичного забруднення у водоймі важливе значення мають і властивості самих забрудників. Високорозчинні сполуки швидко переходять у водний розчин і поширюються у товщі води. Плівкоутворюючі речовини розтікаються по межі розділу фаз, займаючи значні площі водного дзеркала. Так значна частина нафти і нафтопродуктів, хлорорганічних пестицидів, поліхлорованих біфенілів, поліциклічних ароматичних вуглеводнів, фталатів і т.д. локалізуються у поверхневій плівці, товщиною до десятків мікрон. В океанічних водах концентрація металів у цьому шарі в 10 – 1000 разів перевищує їхній вміст вже в декількох сантиметрах від поверхні.

Слаборозчинні та нерозчинні сполуки абсорбуються зависями та осаджуються на донні субстрати, де у результаті геологічних процесів відбувається їх поховання у донних відкладах і породоутворення.

Різноманітність хімічного складу і будови токсичних речовин, які можуть забруднювати природні води, спричиняє і різноманітність форм їхнього існування у водному середовищі (рис.5).

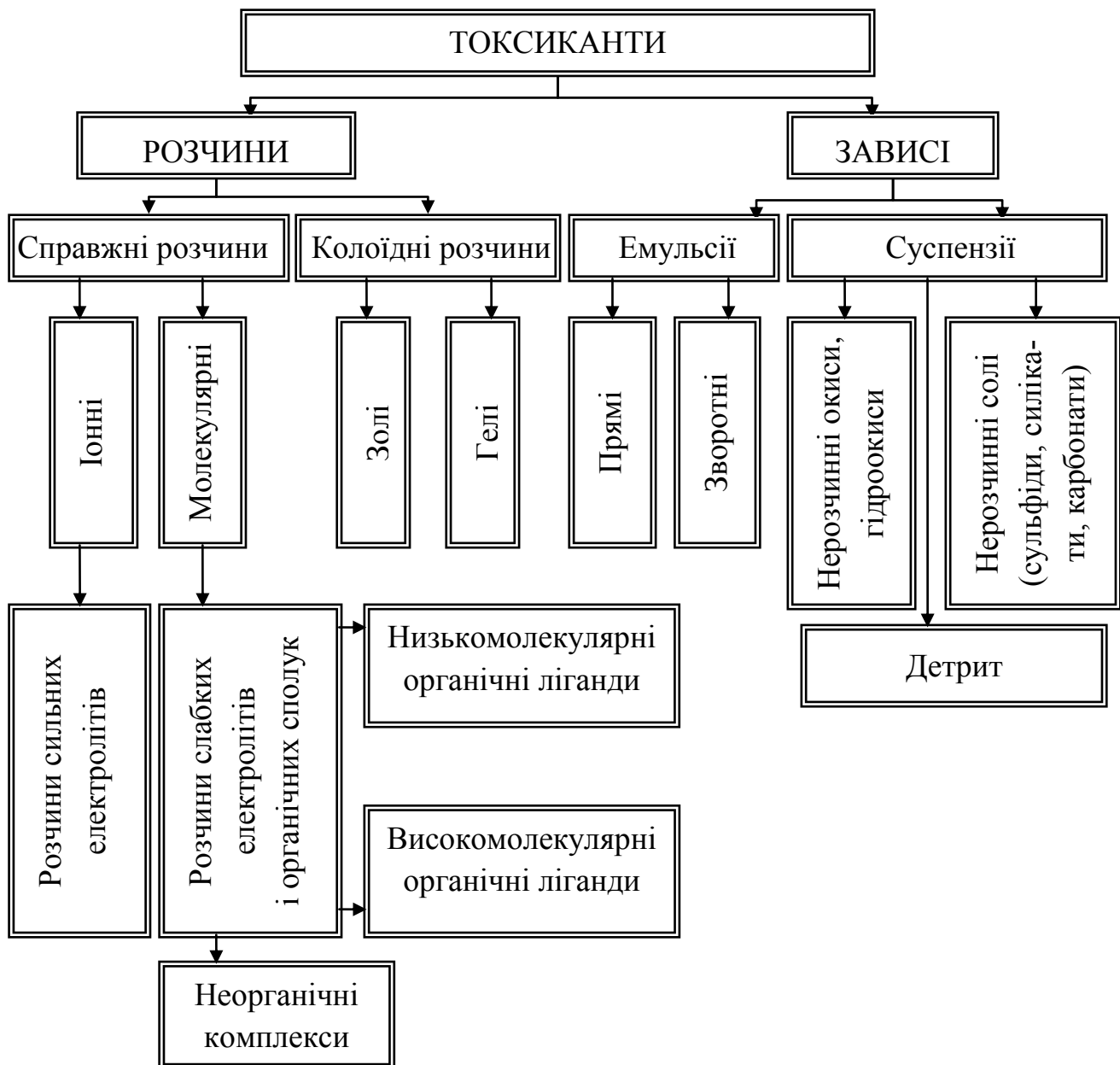


Рис. 5. **Форми існування токсичних речовин у водному середовищі** (за Линник П.М., Набиванець Б.І., 1986)

Розчинні у воді забрудники, як правило, існують у вигляді розчинів – гомогенних (однофазних) систем перемінного складу, які утворені кількома компонентами. Залежно від розмірів частинок розчини поділяють на справжні і колоїдні. У справжніх розчинах розчинена речовина диспергована до атомного або молекулярного рівня, розмір її частинок менше 1 нм. Справжні розчини – термодинамічно стійкі системи, необмежено стабільні у часі. Частинки розчиненої ре-

човини вільно переміщаються у середовищі розчинника і оптично не визначаються.

Розчинні речовини у розчинах можуть дисоціювати на іони. Такі речовини називаються електролітами, оскільки їхні розчини здатні проводити електричний струм. Речовини, які в тих же умовах на іони не розпадаються і електричний струм не проводять, називаються неелектролітами. До електролітів належать кислоти, основи і майже всі солі, до неелектролітів – більшість органічних сполук, а також речовини, в молекулах яких є тільки ковалентні неполярні або мало полярні зв'язки.

Молекулярні розчини можуть бути представлені комплексними сполуками, серед яких виділяють неорганічні комплексні сполуки та низькомолекулярні і високомолекулярні органічні ліганди.

Колоїдними розчинами називають гетерогенні дисперсні системи, в яких частинки розчиненої речовини мають розміри у межах 1 – 100 нм. Такі розчини здатні розсіювати світло (ефект Тиндаля). Ця група поєднує гідрофільні і гідрофобні мінеральні та органічні колоїдні часточки ґрунтів, недисоційовані і нерозчинні форми високомолекулярних гумусових речовин, детергенти та т.і. Кінетична стійкість колоїдних розчинів характеризується співвідношенням сил гравітаційного поля і броунівського руху. Агрегативна стійкість їх обумовлена електростатичним станом міжфазної поверхні і утворенням на поверхні частинок стабілізуючих шарів.

Нерозчинні у воді токсичні речовини у водній товщі, як правило, мають вигляд емульсій і суспензій.

Емульсії – це дисперсні системи, які складаються із мікроскопічних крапель однієї рідини (дисперсна фаза), розподілених в іншій рідині (дисперсійному середовищі). Емульсії можуть утворюватися двома будь-якими рідинами, які не змішуються між собою, наприклад, водою і вуглеводнями, жирами, ліпідами. Емульсії відносяться

до грубодисперсних систем, частинки яких мають розміри від 1 до 50 мкм.

Суспензії – такі дисперсні системи, які складаються із подрібненої (нерозчинної) твердої фази, розподіленої у рідкій фазі. Розмір частинок у суспензіях коливається у межах від 0,1 до 50 мкм і більше.

Емульсії і суспензії кінетично нестійкі динамічні системи, які можуть розпадатися на більш дрібні частинки, або навпаки, формувати крупніші агрегати за рахунок склеювання частинок. У завислому стані вони підтримуються динамічними силами водяного потоку. В стані спокою зависі осідають.

Багато токсичних речовин можуть бути присутні у водному середовищі одночасно у декількох формах.

Найбільш досліджені у плані встановлення форм існування металічні отрути, тобто ті, які містять іони металів. Залежно від умов середовища (рН, окисно-відновний потенціал Eh, наявність лігандів) метали існують у різних ступенях окиснення і входять до складу різноманітних неорганічних і металоорганічних сполук, які можуть бути розчинними, колоїднодисперсними, або існувати у вигляді мінеральних чи органічних суспензій.

Розчинні форми металів, у свою чергу, теж дуже різноманітні, що пов'язано із процесами гідролізу, гідролітичною полімеризацією і комплексоутворенням з різними лігандами.

Відповідно властивості металів, доступність їх для гідробіонтів та характер впливу на різні ланки водних екосистем залежать від форм існування металічних отрут у водному середовищі.

Ступінь токсичності металів, зв'язаних у комплекси, і тих, що знаходяться у вільному стані, суттєво різна. Найбільш токсичними є вільні (гідратовані) іони металів.

Результати численних досліджень (Линник П.Н., Набиванец Б.И., 1986) і балансових розрахунків показують, що основна частина

металів, за виключенням головних іонів, у прісних водах мігрує у вигляді зависей – їхня частка складає 50 – 60% і більше, а у водотоках сягає 90 – 95%. При цьому відносна кількість металів, які мігрують у вигляді зависей, залежить від рівня каламутності води. Роль колоїднодисперсних форм дещо менша, але теж відчутна, оскільки більшість високомолекулярних сполук металів мають колоїдні властивості. Дійсно розчинні форми металів у більшості випадків, за виключенням головних іонів, представлені високомолекулярними сполуками аніонного характеру. При цьому для таких металів як Fe (III), Hg (II), Cr (III), Pb (II), Cu (II) частка високомолекулярних комплексів складає більше половини валового вмісту розчинних форм, часто сягаючи 95 – 100%. Для іонів Zn (II), Cd (II), Co (II), Ni (II), Mn (II) частка високомолекулярних комплексних сполук дещо нижче і складає 20 – 70%. Для Ca (II) і Mg (II) високомолекулярні комплекси утворюються тільки у водах з підвищеною кольоровістю за рахунок значної кількості гумусових речовин. Найбільш міцні комплекси з більшістю лігандів природних вод утворюють залізо (III), ртуть (II), мідь (II), свинець (II). Серед цих металів у найбільших концентраціях у природних водах присутні залізо (III) і мідь (II). Тому можна вважати, що комплексоутворюючі речовини природних вод найбільше зв'язані з іонами Fe³⁺ і Cu²⁺.



ЗАПИТАННЯ ДЛЯ САМОПЕРЕВІРКИ

1. Розкрийте поняття і наведіть формулу токсикогенного стоку із водозбірної території
2. Наведіть формулу для кількісного визначення обсягу токсикогенного стоку у водойми
3. Вкажіть і охарактеризуйте основні шляхи поширення токсичного забруднення у водних екосистемах

4. Вкажіть, яке значення для поширення токсичних речовин у водному середовищі має гідрологічний режим водойм
5. Розкрийте, як позначається розбавлення стоків у водотоках на поширення і ступінь токсичності забрудників
6. Охарактеризуйте закономірності формування зон токсичності у стоячих водах
7. Вкажіть, яку роль відіграють процеси осадження (седиментації) у поширенні токсичного забруднення у водних об'єктах
8. Вкажіть, яку роль грають зависі (суспензії) у поширенні токсичного забруднення у водних об'єктах
9. Наведіть класифікацію токсичних забрудників водойм за фазово-дисперсним станом
10. Яке значення для водних екосистем має форма існування токсичних речовин?
11. Вкажіть, який вплив на токсичність забрудників має форма їхнього існування у водному середовищі?

ТЕМА 4. Трансформація токсичних речовин у водних екосистемах

Трансформація токсичних речовин у водних екосистемах здійснюється за рахунок фізичних, хімічних і біологічних процесів.

Серед фізичних процесів найбільш важливе значення має фотоліз. Він розпочинається коли речовина поглинає світло, що викликає перехід електронів її атомів чи молекул на більш високий енергетичний рівень, тобто у збуджений стан. За поглинання кванта видимого світла енергія збудженої молекули стає рівною з енергією хімічних зв'язків, тому речовина може зазнати хімічного перетворення. Фотоліз відбувається, головним чином, у поверхневих шарах води. Він ініціюється тільки поглинутим світлом. Швидкість процесу залежить від інтенсивності світла та здатності токсичних сполук його поглинати. Наявність у середовищі фотооксидантів, таких як озон, окиси азоту, формальдегід, акролеїн, органічні перекиси, суттєво прискорює фотоліз. Продуктами розпаду можуть бути молекули з меншою кількістю атомів, вільні радикали, атоми (фотодисоціація), позитивні або негативні іони (фотоіонізація). Серед токсикантів найбільш чутливі до фотоперетворень ненасичені ароматичні вуглеводні, поліциклічні ароматичні вуглеводні та хлорорганічні пестициди.

У результаті фотолізу можлива деградація та руйнування стійких токсичних забрудників водного середовища, особливо у регіонах з високою сонячною активністю. Проте часто при фотолізі утворюються нові речовини, токсичність яких вище, ніж у вихідних сполук. Так фотолітичне перетворення пестициду 2,4,5-трихлорфеноксиоцтової кислоти спричиняє утворення дібензопарадіоксину (ПХДД), який є глобальним екотоксикантом (рис.6).

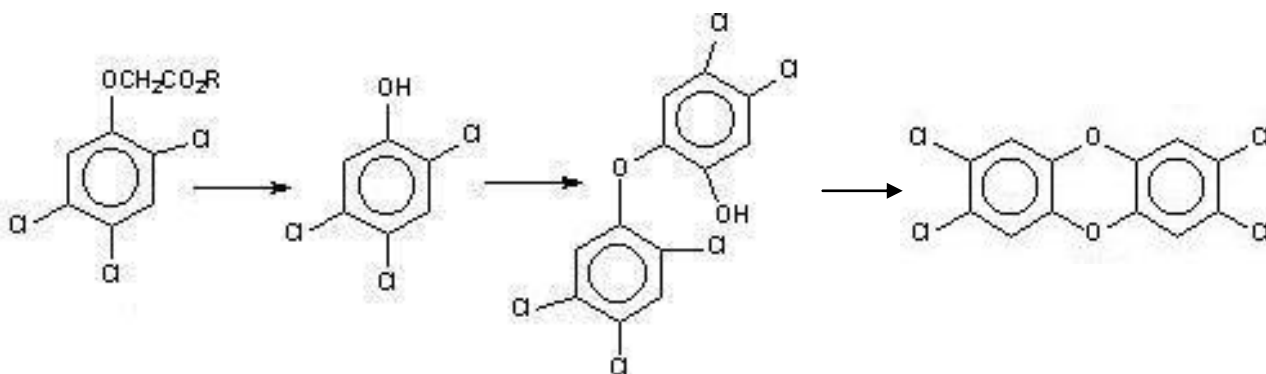
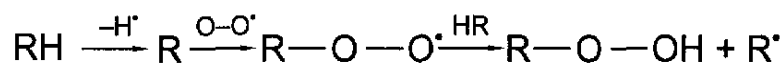


Рис. 6. Фотолітичне перетворення 2,4,5-трихлорфеноксиоцтової кислоти у ПХДД (за Akermark B., 1978)

Інколи у електронно-збудженій молекулі відбувається перегрупування атомів, що викликає полімерізацію і утворення різноманітних ізомерів, що властиве поліциклічним ароматичним вуглеводням. Якщо молекула отримує велику кількість енергії, може відбутися розрив хімічних зв'язків з утворенням двох молекулярних уламків, вільних радикалів або активних атомів. Типовим прикладом такого процесу виступає фотоліз води за наявності випромінювання з довжиною хвилі 242 нм:



Через систему радикальних реакцій ланцюгового характеру відбувається і окисна деструкція розчинених у воді стійких органічних речовин, таких як хлор- і фосфорорганічні пестициди, поліхлоровані біфеніли, нафтопродукти, феноли, тіосполуки і азотисті речовини за допомогою перекису водню. В основі таких перетворень – розрив подвійних зв'язків, ізомеризація, фотомінералізація. H_2O_2 виступає невід'ємною складовою природних вод, що утворюється переважно у результаті біохімічних процесів життєдіяльності діатомових і зелених водоростей. Можливе утворення перекису водню і як проміжного продукту фотохімічних та каталітичних реакцій окиснення органічних речовин. Концентрація H_2O_2 у природних водах може досягати 10^{-5} моль/л.

Суть перекисного окиснення стійких токсикантів полягає у тому, що під дією ультрафіолетового випромінювання відбувається фотоліз H_2O_2 , у результаті чого утворюються гідроксильні радикали, які взаємодіють з органічними компонентами природних вод, формуючи малореакційноздатні речовини.

Основна ж маса трансформацій токсичних речовин у водному середовищі здійснюється у результаті різноманітних хімічних реакцій, найважливішими з яких є гідроліз, окисно-відновні реакції, комплексоутворення.

Гідролізом називають процес іонного обміну між різними речовинами і водою. При розчиненні солей у воді відбувається не тільки дисоціація їх на іони і гідратація цих іонів, а і взаємодія молекул води з іонами солі, що веде до розщеплення H_2O на H^+ і OH^- з приєднанням одного з них до іону солі та вивільненням іншого. При цьому змінюється рН розчину. Якщо у результаті гідролізу утворюється нерозчинна або легко летюча речовина, процес іде практично до повного розкладання вихідної сполуки. В інших випадках гідроліз відбувається тим повніше, чим слабше відповідні для даної солі кислота чи основа. Кількісною характеристикою процесу виступає ступінь гідролізу, яка визначається як відношення концентрації гідролізованої частини молекул до загальної концентрації даної сполуки у розчині. За підвищення температури і розбавлення розчину ступінь гідролізу зростає.

Гідроліз органічних сполук являє собою розщеплення органічної речовини на дві або більше складових: у присутності кислот відбувається кислотний гідроліз, у присутності лугів – лужний. Гідролітичного розщеплення найчастіше зазнають зв'язки атома вуглецю з іншими атомами (галогенами, киснем, азотом і ін.). Ефірні зв'язки у молекулах, наприклад, фосфорорганічних сполук також піддаються гідролізу, з чим пов'язана помірна стійкість цих речовин у водному

середовищі. Завдяки гідролізу можливе існування буферних систем, які здатні підтримувати постійну активну реакцію водного середовища.

Окисно-відновні реакції відбуваються зі зміною ступеня окиснення атомів, що входять до складу реагентів, що реалізується перерозподілом електронів між атомом-окисником та атомом-відновником. У процесі окисно-відновної реакції відновник віддає електрони, тобто окиснюється; окисник приєднує електрони, тобто відновлюється, причому будь-яка окисно-відновна реакція являє собою єдність таких двох протилежних перетворень, які відбуваються одночасно, без відриву одна від одної. Окисно-відновні процеси надзвичайно поширені. Дихання, кровообіг, обмін речовин у живих організмах, фотосинтез у рослин пов'язані з окисно-відновними реакціями. Під час дихання органічні речовини окиснюються до кінцевих продуктів – вуглекислого газу і води, використовуючи для цього кисень. А під час фотосинтезу вуглекислий газ відновлюється в органічних сполуках, а кисень вивільняється у воду. Процеси гниття, бродіння, тління також відносяться до окисно-відновних реакцій. Важливе значення окисно-відновних реакцій у водному середовищі полягає у тому, що за їхньою допомогою постійно відбувається колообіг всіх хімічних елементів, які входять до складу абіотичних і біотичних компонентів водних екосистем. Як ряд окисно-відновних реакцій, що забезпечують перехід від одного класу речовин до іншого може бути представлений генетичний зв'язок органічних сполук:

**насичені вуглеводні → ненасичені вуглеводні → спирти →
→ альдегіди (кетони) → карбонові кислоти → $\text{CO}_2\uparrow + \text{H}_2\text{O}$**

Завершують цей ряд продукти їх повного окиснення.

Для балансу різних форм металів у водному середовищі важливе значення має комплексоутворення. Утворення комплексів є результатом взаємодії стабільних у звичайних умовах атомів, іонів або моле-

кул за донорно-акцепторним механізмом без формування нових електронних пар. Катіон металу виступає у ролі комплексоутворювача, інша частина сполуки у ролі ліганда. Метал, як центральний атом комплексу, координує навколо себе молекули лігандів, тому такі комплекси часто називають також координаційними сполуками. Ліганди, безпосередньо зв'язані з центральним атомом комплексу, складають його внутрішню координаційну сферу; іони, розташовані за її межами, формують зовнішню координаційну сферу (рис. 7).

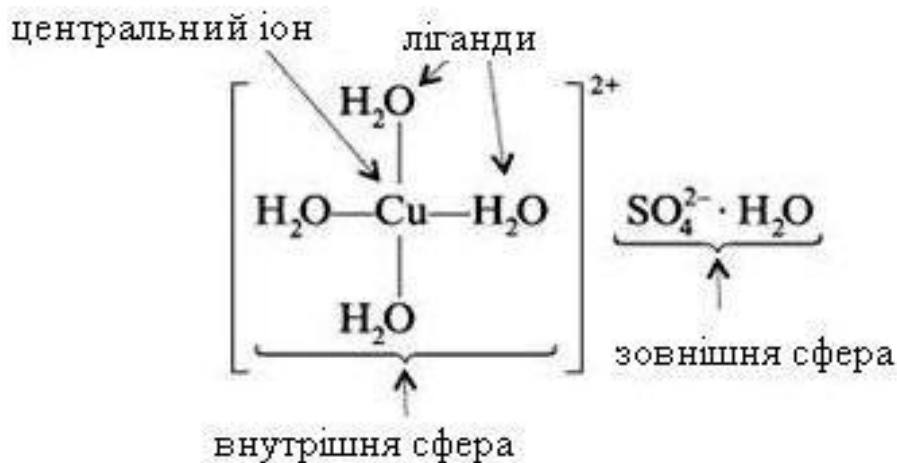
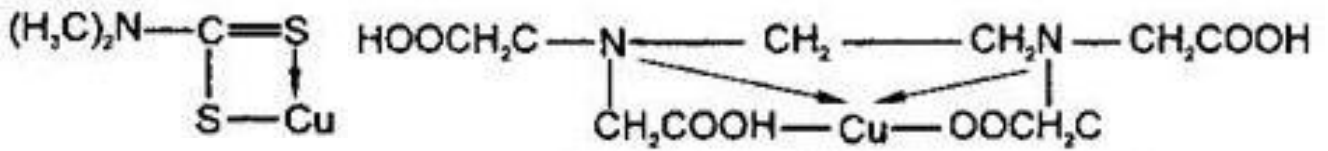


Рис. 7. Структура комплексної сполуки

Комплекси з максимально можливою кількістю лігандів називають координаційно насиченими.

Ліганди можуть бути неорганічними і органічними. За типом лігандів неорганічні комплексні сполуки поділяють на аквакомплекси – у якості лігандів виступають молекули води (всі кристалогідрати); гідроксокомплекси – у якості лігандів гідроксильні групи; аміакати – у якості лігандів NH₃; ацидокомплекси – у якості лігандів кислотні залишки і т.д. Органічні ліганди у природних водах присутні у вигляді залишків полікарбоксильних сполук, амінокислот, жирних, гумінових, фульвокислот і т.д. Зі збільшенням валентності зв'язаних органічними лігандами металів стабільність комплексів зростає. Особливою стійкістю відрізняються хелати або клешнеподібні сполуки, досить поширені у природних водах (рис.8).

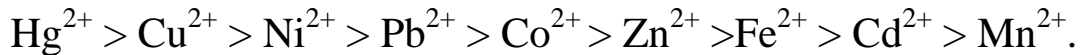


Міді диметилтіокарбонат

Міді етилендіамінтетраацетат

Рис. 8. Структура хелатів металів

За спорідненістю до хелатоутворення метали розташовуються у ряд:



Комплексоутворювачі, особливо хелатуючі агенти, здатні знижувати концентрації токсичних забрудників у водному середовищі шляхом їхнього зв'язування та седиментації. У зв'язку з цим перспективним напрямком технічних рішень для очищення стічних вод від токсичних речовин, особливо важких металів, виступає застосування синтетичних хелатуючих агентів, наприклад, краун-ефірів (рис.9).

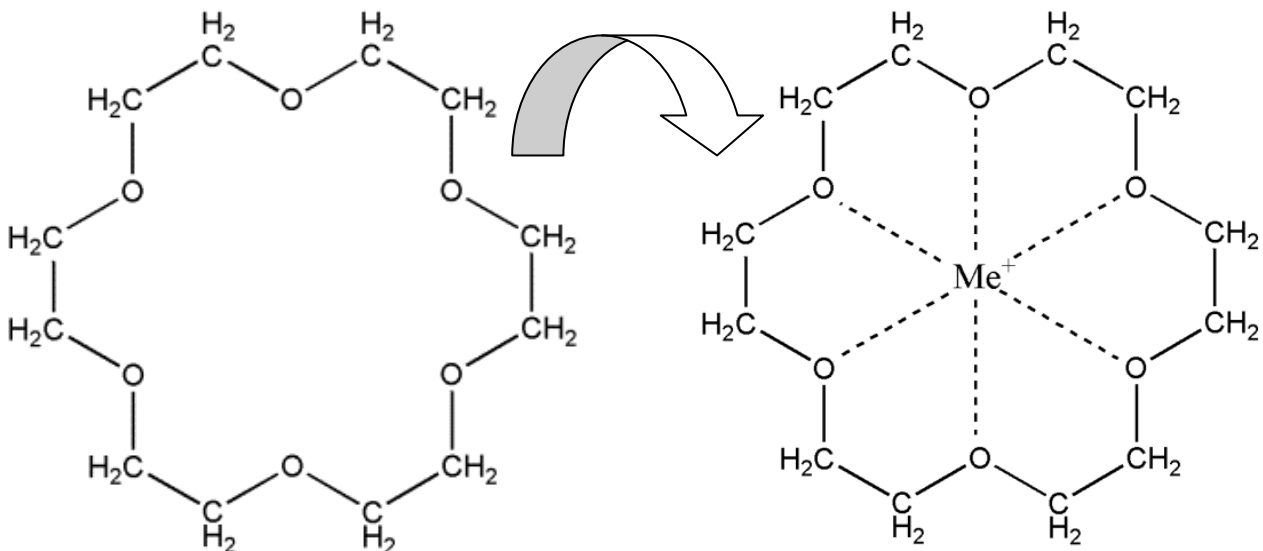


Рис. 9. Структура краун-ефірів, які можуть бути застосовані як хелатуючі агенти для важких металів у водному середовищі

Хімічні сполуки, які формують склад природних вод, а також ті, що різними шляхами потрапляють у водне середовище ззовні, можуть виступати у ролі взаємних хімічних модифікаторів – іони металів, наприклад, визначають напрями трансформації пестицидів з різ-

ним асортиментом проміжних і кінцевих продуктів перетворення; пероксиди, алкилнітрати та поверхнево-активні синтетичні речовини впливають на процеси перетворення нафтопродуктів і т.д.

Напрями, форми та швидкість трансформації токсичних речовин у водному середовищі визначають можливості їхнього потрапляння до організмів гідробіонтів і включення у метаболічні процеси, тобто обумовлюють певний рівень «біодоступності» ксенобіотиків.

Біодоступність залежить від хімічної будови токсичних речовин, рівня токсичності сполук для організму-мішені, їхньої концентрації у навколишньому середовищі, умов середовища, які впливають на швидкість перенесення сполук в організми, від генетичних властивостей самих організмів, будови їхніх покривних тканин, наявності різних шляхів та механізмів перенесення токсичних речовин. Залежно від швидкості трансформації токсичні сполуки класифікують на легко доступні (період напіврозпаду складає від 1 до 7 діб), помірно доступні (від 7 діб до 4 тижнів) та важко доступні (від 6 місяців до 1 року).

Фотолітичне і гідролітичне розщеплення у певній мірі знижують токсичність забрудників але підвищують біодоступність продуктів розпаду. У результаті фотолізу можуть утворюватися і метаболіти підвищеної токсичності у порівнянні з вихідними компонентами. Високі концентрації у воді хелатуючих агентів, а також підвищення міцності координаційних зв'язків знижують «біодоступність» токсикантів для гідробіонтів. Здатність природних вод зв'язувати іони металів і впливати на їхню біодоступність різна, і може бути виражена в еквівалентах розчину хелатуючого агента. Мінеральні й органічні суспензії водного середовища за рахунок абсорбційної активності також знижують доступність токсичних забрудників для гідробіонтів.

Різноманітність перетворень токсичних речовин у водних об'єктах приводить до того, що часто не відомо, у якому вигляді забруднююча речовина вступила у контакт з організмом гідробіонтів.

Перетворення речовин у водному середовищі – специфічне явище для водної токсикології, яке ускладнює контроль режиму токсичної дії забрудників.

Абіотична трансформація токсичних речовин, як правило, відбувається повільно. Значно швидше ксенобіотики деградують за участю біоти, особливо мікроорганізмів (головним чином бактерій і грибів). Мікробіологічна трансформація токсичних сполук, що потрапили у водне середовище, може протікати у різних напрямках (рис.10).

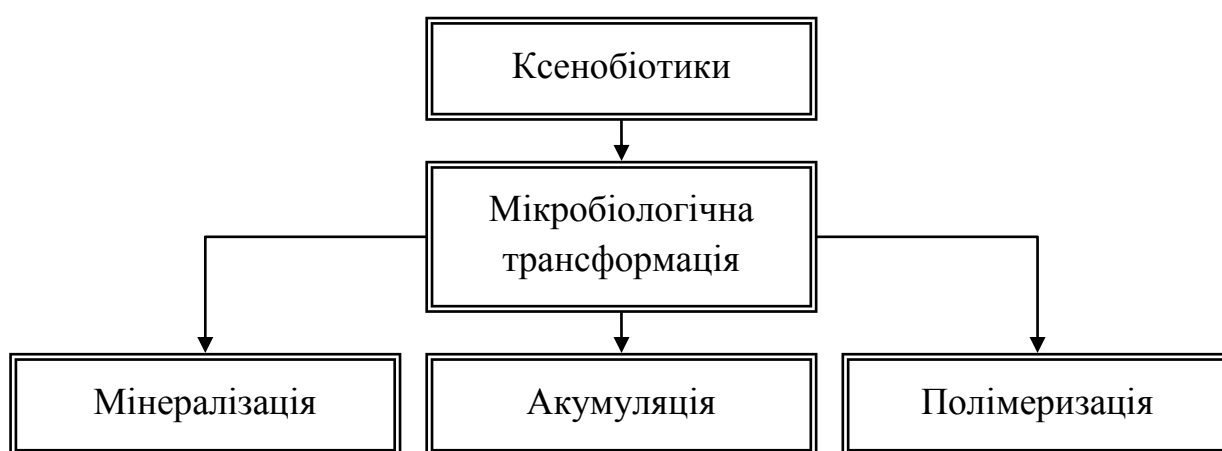


Рис. 10. Напрями мікробіологічної трансформації токсичних речовин у водному середовищі

Токсичні сполуки, які піддаються повній деградації, тобто мінералізуються з утворенням діоксиду вуглецю (II), води, аміаку, сульфатів і фосфатів, використовуються мікроорганізмами як ростові субстрати і проходять повний метаболічний цикл. Часткова трансформація токсикантів відбувається, як правило, у процесах кометаболізма або співокиснення і не пов'язана з включенням метаболітів у цикли живлення мікроорганізмів. Нарешті, деякі ароматичні вуглеводні і синтетичні полімери взагалі не піддаються біологічній трансформації.

Швидкість і глибина трансформаційних перетворень токсичних речовин мікробіологічним населенням водойм визначається цілим комплексом взаємопов'язаних чинників: структурою і властивостями

самих сполук, фізико-хімічними умовами середовища і його біокаталітичним потенціалом, який залежить від характеру мікробного угруповання. Дуже часто для деградації забрудників необхідна ціла серія послідовних мікробіологічних трансформацій за участю декількох видів мікроорганізмів з поєднанням різних типів мікробного метаболізму. Саме завдяки гетерогенності природних мікробних угруповань ксенобіотики, у принципі, можуть піддаватися біодеградації, а наявність у них взаємопов'язаних метаболічних шляхів руйнування токсикантів є основою для боротьби із забрудненням водного середовища. Можливості мікробного населення водою відносно деградації багатьох токсичних сполук значні. Так, проведені у водах Дністра дослідження (Астрова Н.Г., Астров В.В., 2006) показали, що у мікробних угрупованнях водотоку потужно представлені бактерії-деструктори нафти і нафтопродуктів *Bacillus sp.*, *Pseudomonas sp.*, *Micrococcus sp.*, а восени ще і *Rhodococcus sp.* та *Arthrobacter sp.* Визначення їхнього біодеструктивного потенціалу щодо нафтового забруднення дозволило зробити висновок, що 97% культур здатні рости на середовищі з нафтою, 100% – з парафіном, 100% – з дизельним паливом, 99% – з вазеліновим маслом. За біохімічними показниками мікробне населення Дністра можна розділити на 5 груп деструкторів: оксидазоактивні (65%), каталазоактивні (100%), ліполітичні (100%), лецитиназоактивні (89%), антибіотикочутливі (35%).

Доведено, що за повторного надходження однотипних забрудників у водне середовище адаптаційний період мікроорганізмів до субстрату (забруднюючої речовини) значно скорочується і відбувається посилена селекція штамів, здатних трансформувати цей субстрат. У результаті природно виникають активні щодо трансформації токсикантів мікробні популяції, здатні зберігатися у середовищі протягом декількох місяців після повної деградації забруднення. За нового надходження токсичної речовини вони відразу її атакують.

За участю мікроорганізмів у водних екосистемах відбувається і окисно-відновне перетворення важких металів, зокрема кобальту та хрому, а також металоїдів, наприклад, миш'яку. При цьому аеробними мікроорганізмами забезпечується окиснення, а анаеробними – відновлення таких токсичних забрудників.

Відновлення відбувається в основному у товщі донних субстратів, але може спостерігатися і у водних масах за тривалого і глибокого дефіциту кисню. Вважають, що термодинамічно менш стійкий тривалентний миш'як існує у водному середовищі тільки за рахунок мікробіологічного відновлення п'ятивалентного миш'яку.

У морському середовищі також постійно відбувається відновлення миш'яку і його метилування з утворенням монометиларсенової і диметиларсенової кислот, причому швидкість перетворення корелює з інтенсивністю первинного продукування у екосистемі. У високопродуктивних екосистемах до 80% загального миш'яку знаходиться у трансформованих формах. У результаті його метилування утворюються дуже токсичні ди- і триметиларсени, які швидко окиснюються у зовнішньому середовищі до какодилової кислоти. В організмах деяких гідробіонтів миш'як присутній у вигляді арсенобетаїну $\text{CH}_3\text{O}_3\text{As}^+\text{CH}_2\text{COO}^-$.

За участю мікрофлори в анаеробних умовах активно відбувається і метилування ртуті з утворенням високотоксичних метил- і диметилртуті. Воно проходить за допомогою метилкобаламіну (вітаміну B_{12}), що несе метильну групу.

Окрім ртуті, можливе метилування кадмію, кобальту, міді, хрому, талію, олова, селену.

У перетворенні токсичних речовин активну участь беруть і гідробіонти вищих рівнів біологічної організації, наприклад, молюски, риби, водні ссавці. У них основні механізми трансформації ксенобіотиків закладені в обмін речовин, при цьому біохімічні процеси перет-

ворення токсикантів чітко скоординовані у просторі і часі, завдяки чому різні процеси, інколи прямо протилежні, здійснюються одночасно, не заважаючи один одному. Це значною мірою забезпечується за рахунок компартментізації – окремі біохімічні перетворення відбуваються на певних ділянках клітин чи у специфічних органелах клітин, спеціалізованих клітинах, тканинах чи органах. Досить важливим є і те, що перебіг процесів проходить у чітко визначеній послідовності, при цьому кожна попередня реакція створює умови для здійснення наступної. У таких перетвореннях визначальна роль належить ферментам, які забезпечують спряженість трансформацій на метаболічному та енергетичному рівнях, що створює умови для саморегуляції та підтримання гомеостазу живих організмів.

Метаболізм ксенобіотиків відбувається у дві фази (рис.11).



Рис. 11. Фази метаболізму ксенобіотиків у риб
(за Лукьяненко В.І., 1967)

У ході першої фази окисно-відновного або гідролітичного перетворення молекула токсичної речовини збагачується полярними функціональними групами, що робить її більш розчинною у воді і реакційно здатною або відбувається експресія функціональних груп у субстраті, які знаходилися у неактивному стані, за допомогою оксидоредуктаз чи естераз і амідаз.

У другій фазі здійснюються синтетичні процеси кон'югації проміжних продуктів метаболізму з ендogenous речовинами, внаслідок чого утворюються полярні сполуки, які виводяться з організму за допомогою механізмів екскреції. Реакції кон'югації каталізуються трансферазами.

Класичним прикладом біотрансформації ксенобіотиків в організмах гідробіонтів є метаболізм бензолу (рис.12).

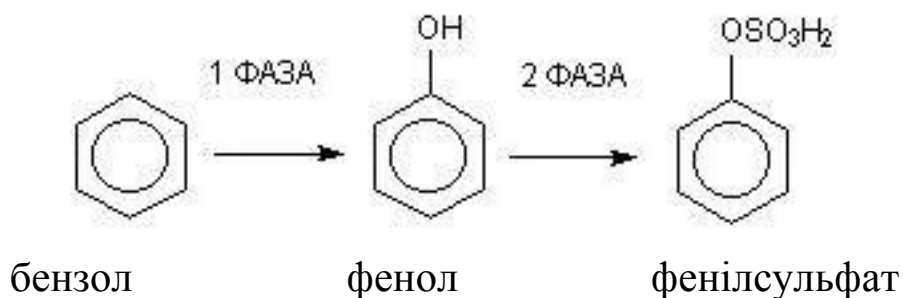


Рис. 12. Біотрансформація бензолу (за Куценко С.А., 2002)

Ферменти, які забезпечують метаболізм ксенобіотиків, локалізовані в основному внутрішньоклітинно. Невелика їхня кількість знаходиться у розчинній фракції цитозоля, мітохондріях, більшість же зв'язані з гладеньким ендоплазматичним ретикулом. Методом ультрацентрифугування гладенький ендоплазматичний ретикулум виділяється із клітин у вигляді фрагментів мембранних структур, які називають мікосомами. Тому основна група ферментів, які забезпечують біотрансформацію ксенобіотиків, отримала назву «**мікосомальні**» **ензими**. Ферменти цієї групи, цитохромР-450залежні оксидази (Р-450), як правило, мають низьку субстратну специфічність і забезпечують перетворення речовин найрізноманітнішої будови, за що їх називають ще оксидазами змішаної функції.

У мітохондріях і розчинній фракції цитозоля зосереджені і дегідрогенази, які забезпечують дегідрування спиртів чи альдегідів; редуктази, які відновлюють карбонільні групи у молекулах кетонів і альдегідів, трансферази II фази і т.д.

Основним органом біотрансформації токсичних речовин у гідробіонтів зі складною біологічною організацією виступає печінка, завдяки різноманітності і високій активності її ферментативних комплексів. Якнайтонша мережа печінкових капілярів, величезна площа контакту між кров'ю і поверхнею гепатоцитів, що забезпечується мікроворсинками їх базальної поверхні, обумовлюють високу ефективність елімінації токсикантів на клітинному рівні. Крім печінки у біотрансформації токсичних речовин беруть участь й інші органи (рис.13).

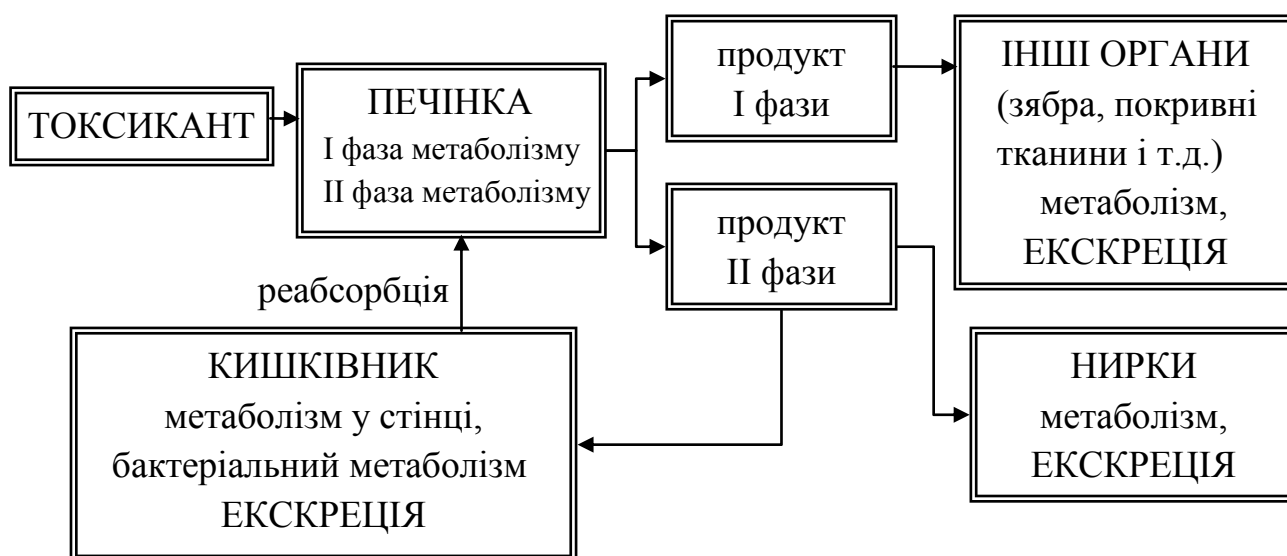


Рис. 13. Схема біотрансформації токсичних речовин у риб

Виведення залишків трансформованих ксенобіотиків відбувається через кишківник, нирки, органи дихання, поверхню тіла, зі статевими продуктами і слизом. Речовини, які добре розчиняються у воді, видаляються переважно через нирки і зябра, а ліпофільні агенти – через кишківник.

Наслідками модифікації токсикантів можуть бути: послаблення токсичності, посилення токсичності, зміна характеру токсичної дії, ініціація токсичного процесу. Якщо у результаті перетворення токсикантів в організмі гідробіонтів утворюються похідні, більш токсичні, ніж вихідні речовини, має місце, так званий, **летальний синтез**.

Перебіг у водному середовищі величезної кількості різноспрямованих фізичних, хімічних і біологічних процесів за нормальних умов чітко взаємоузгоджений, що дозволяє водним екосистемам стабільно підтримувати на високому рівні якість води.

Незбалансоване зовнішнє втручання у функціонування водних екосистем порушує таку узгодженість, у результаті чого, наприклад, продукційні процеси починають переважати деструкцію, а це, в свою чергу, призводить до накопичення органічних речовин у водній товщі. Таке явище розглядається як **самозабруднення** водойм. Подальше надходження органіки продовжує стимулювати первинну продукцію, розщеплення якої вже відбувається не тільки не в повному обсязі, а й не до кінцевих продуктів, у результаті чого водна товща насичується проміжними токсичними метаболітами. Водне середовище самотоксифікується. Це викликає масове відмирання гідробіонтів та інтенсивне споживання кисню на процеси окиснення, що супроводжується наростанням кисневого дефіциту та поглибленням екологічної кризи.

Процесам самозабруднення у водоймах різних типів протистоїть **самоочищення**, під яким розуміють сукупність реакцій розщеплення і виведення забруднюючих речовин з колообігу водного середовища внаслідок взаємодії механічних, фізичних, хімічних, фізико-хімічних та біологічних чинників.

Механічне самоочищення – це процеси перетирання, механічного подрібнення окремих частинок, фільтрація забруднених вод через піщані та галечні субстрати.

Фізичне самоочищення включає седиментацію (осадження) забруднюючих речовин під дією сил тяжіння.

Хімічне і фізико-хімічне самоочищення пов'язане з утворенням комплексних сполук, реакціями нейтралізації між окремими речовинами, абсорбцією завислих частинок мулом, глиною, піском, іншими

донними відкладами, окисненням нестійких речовин розчиненим киснем небіотичного походження.

Потужним є біологічне самоочищення, яке включає біофільтрацію, біоаккумуляцію, біодетоксикацію, мінералізацію, фотосинтетичну аерацію та реаерацію. Збалансовані гідробіоценози працюють як «біофабрики» питної води, якість якої визначається всією сукупністю процесів, що в них відбуваються.

Біофільтрацію здійснюють організми-фільтратори, головним чином, планктонні ракоподібні та двостулкові молюски. Пропускаючи через своє тіло велику кількість води і очищаючи її від завислих частинок, вони використовують органічні речовини як корм, а решту виводять у воду у вигляді слизових грудок, що осідають на дно. Завдяки цьому відбувається освітлення води та зменшується концентрація забруднюючих речовин.

Деякі із осаджених забруднюючих речовин можуть повертатись у воду після відмирання гідробіонтів, але значна частина підлягає руйнуванню під дією ферментів або переходить у неактивну форму. Крім того, гідробіонти здатні накопичувати токсичні речовини у своїх тканинах і органах, що розглядається як біоаккумуляція забруднюючих агентів. Руйнування та біоаккумуляція токсичних речовин за участю водних організмів відносяться до процесів біологічної детоксикації.

Значна частина токсикантів, особливо органічного і біогенного походження підлягає розщепленню до води та вуглекислого газу, тобто мінералізації. Чим більше у водоймі гідробіонтів-гетеротрофів і чим вище рівень їхнього метаболізму, тим більше органіки підпадає під біологічне окиснення і, відповідно, тим енергійніше відбувається самоочищення водних мас. При цьому концентрація у воді розчиненого кисню має бути достатньою, щоб не мало місця гальмування аеробних процесів, які відіграють основну роль у мінералізації.

Універсальним показником інтенсивності мінералізації виступає величина деструкції, яка виражається кількістю кисню, відновленого екосистемою за одиницю часу. Для отримання величин, що зручні у порівнянні, деструкцію виражають на одиницю об'єму води чи субстратів.

Мінералізація органічних речовин у водоймах пов'язана, в першу чергу, із життєдіяльністю бактерій різних фізіологічних груп. За експериментальними даними із загальної кількості органічної речовини, яка фіксується у водоймі впродовж вегетаційного сезону 42% мінералізується бактеріопланктоном, 40% – бактеріобентосом, на всі інші екологічні групи гідробіонтів припадає 18%. У зв'язку з цим якість води можна характеризувати за бактеріологічними показниками, зокрема, за загальною чисельністю бактеріопланктону, кількістю бактерій групи кишкової палички (колі-титр і коли-індекс) та сапрофітів. За органічного забруднення чисельність бактерій у воді зростає. У результаті значного надходження легкодоступних органічних речовин різко підвищується кількість сапрофітних бактерій. збільшується чисельність бактеріопланктону і у водоймах, каламутність яких пов'язана із наявністю зависей.

Рослинне населення водойм, активно фотосинтезуючи, забезпечує такий вектор самоочищення вод як фотосинтетична аерація, що являє собою насичення води киснем біогенного походження, який активно включається у окисно-відновні процеси. Фотосинтетична аерація широко застосовується в очисних системах для стоків різного походження шляхом створення полів фільтрації та біоставів з хлороковими водоростями, які є потужними фотосинтетиками.

Інтенсифікація самоочищення водойм сприяє відновленню їхнього вихідного природного стану. У наш час для кількісної оцінки процесів самоочищення існує два найбільш поширених підходи. Перший полягає у сумарному врахуванні швидкостей перетворень (кое-

фіцієнтів неконсервативності) речовин, які встановлюються у натурних дослідах за зміною їхніх концентрацій. Другий передбачає диференційований кількісний обрахунок окремих процесів трансформації забруднюючих речовин шляхом вивчення їхньої кінетики в умовах лабораторного моделювання.

Самозабруднення і самоочищення водних мас річок, озер, водосховищ й інших об'єктів є тісно взаємопов'язаними процесами, перебіг яких визначається як локальними факторами у межах окремих водойм, так і загальними факторами, що діють на всій водозбірній площі.



ЗАПИТАННЯ ДЛЯ САМОПЕРЕВІРКИ

1. Вкажіть основні напрями трансформації токсичних речовин у водному середовищі. Наведіть приклади
2. Охарактеризуйте фотолітичне перетворення токсикантів у водному середовищі
3. Назвіть, охарактеризуйте і наведіть приклади основних напрямів хімічної трансформації токсикантів у водному середовищі
4. Вкажіть і охарактеризуйте основні напрямки біотрансформації ксенобіотиків у водних екосистемах
5. Вкажіть, яких перетворень зазнають токсичні речовини завдяки мікробіологічним процесам у водоймах
6. Розкрийте закономірності метаболітичного перетворення ксенобіотиків в організмах гідробіонтів
7. Вкажіть, які ферментативні системи гідробіонтів беруть участь у трансформації отрут
8. Вкажіть основні місця локалізації детоксикаційних процесів в організмах гідробіонтів

9. Вкажіть основні місця локалізації детоксикаційних процесів в організмах риб
10. Вкажіть, які процеси лежать в основі самозабруднення водойм
11. Визначте основні фактори, які впливають на самозабруднення водойм
12. Дайте визначення поняттю «самоочищення водойм»
13. Вкажіть, які процеси лежать в основі самоочищення водойм, охарактеризуйте їх
14. Вкажіть, яке значення для водних екосистем має біологічне самоочищення водойм, вкажіть його основні процеси
15. Розкрийте роль бактеріального населення водойм у процесах самоочищення
16. Розкрийте роль фітопланктону і вищої водної рослинності у процесах самоочищення водойм
17. Вкажіть і охарактеризуйте методи оцінки інтенсивності процесів самоочищення водойм

ТЕМА 5. Основні типи забруднення водойм та їхній вплив на гідробіонтів

Найчастіше для водних екосистем застосовується типізація забруднень за природою діючих агентів (рис.14):

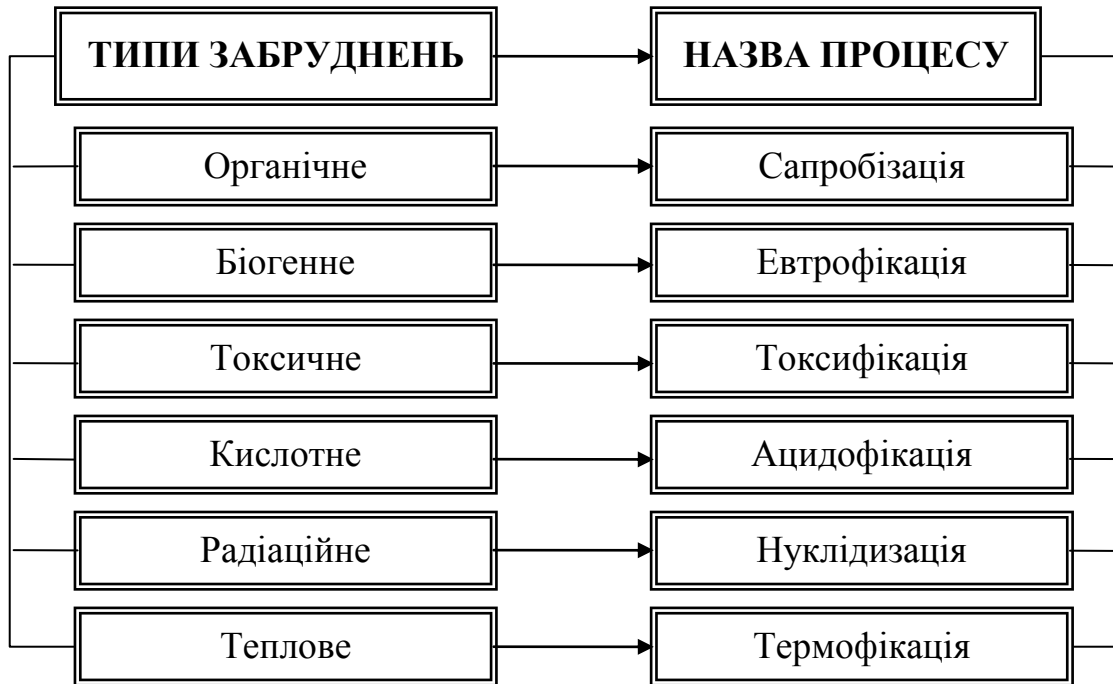


Рис. 14. Типи забруднення водойм за природою діючих агентів (за Олексів І.Т., Ялинська Н.С., Брагінський Л.П., 1995)

Органічне забруднення (сапробізація) – це надлишкове надходження і накопичення у водних екосистемах продуктів життєдіяльності та відмерлих решток рослинних і тваринних організмів.

Біогенне забруднення (евтрофікація) – надлишкове надходження у водойми біогенних елементів (N, P, K, Ca і т.д.), які не мають прямої токсичної дії на гідробіонтів, але викликають посилений розвиток окремих їхніх екологічних груп, у результаті чого відбувається розбалансування продукційно-деструкційних процесів у водоймах, порушується екологічна рівновага і розвивається вторинне забруднення водного середовища продуктами життєдіяльності гідробіонтів та їхніми відмерлими рештками.

Токсичне забруднення (токсифікація) – набуття водним середовищем токсичних властивостей по відношенню до гідробіонтів внаслідок скидання у водойми стічних вод різних галузей промисловості, енергетики, сільського та комунального господарства, або у результаті надходження у водну товщу значної кількості природних токсинів.

Кислотне забруднення (ацидофікація) – надходження у водойми токсичних агентів, які здатні змінювати активну реакцію середовища у бік підкиснення (кислотні стоки хімічної промисловості, кислотні дощі за рахунок конденсації шкідливих викидів в атмосферу). Кислотне забруднення є різновидом токсичного забруднення.

Радіаційне забруднення (нуклідизація) – надходження у водойми радіонуклідів за скидання технологічних вод атомних електростанцій, видобувних уранових підприємств чи аварій на них, або за проведення випробовування атомної зброї.

Теплове забруднення (термофікація) – скидання у водойми підігрітих вод систем охолодження енергетичних об'єктів, що порушує термічний режим водойм і здатне стимулювати чи інгібувати внутрішньоводоймні процеси.

Така типізація забруднень дозволяє коректно визначати напрями впливу токсичних речовин на водні екосистеми загалом та на їхні складові компоненти, а також розробляти та ефективно використовувати заходи з охорони водойм від забруднення, засмічення і вичерпання водних ресурсів.

1) Органічне забруднення водойм та вектори його впливу на водну біоту

Наявність у воді органічних речовин є одним із важливих факторів водного середовища, який визначає його екологічну якість.

Ступінь забруднення водних об'єктів органічними речовинами визначає їхню сапробність.

За походженням органічні речовини водойм поділяють на алохтоні і автохтоні. Алохтоні органічні речовини можуть потрапляти у водойми з площі водозбору з поверхневим стоком, атмосферними опадами, надходити із боліт, торф'яників, зрошуваних сільськогосподарських угідь. Це органіка, яка вимивається з лісового перегною, торф'яних відкладів, заболочених місць, чорноземних ґрунтів (гумінові і фульвокислоти, складні вуглеводні, вільні амінокислоти, аміни, білкові сполуки та їхні аналоги). Такі речовини здатні змінювати фізичні властивості води за межі оптимальних показників для нормального перебігу внутрішньоводоймних процесів. Гумінові і фульвокислоти надають воді специфічного забарвлення – бурого або чорного, що робить її непридатною для наповнення рибогосподарських ставів. Підвищення рівня вмісту у воді органічних речовин потребує додаткового використання кисню на деструкцію, що формує кисневий дефіцит. В анаеробних умовах продуктами кінцевого розпаду органічних речовин виступають водень, метан, сірководень і аміак, які є високотоксичними для гідробіонтів.

Велика кількість органічних речовин потрапляє у водойми зі стічними водами харчової, цукрової, деревообробної, текстильної, фармацевтичної промисловості, комунально-побутових підприємств: наприклад, спирти, глюкоза, сахароза, фруктоза, ефіри, дубильні речовини, барвники, глюкозиди, алкалоїди, миючі засоби і т.д. Ці речовини можуть викликати інтенсивний розвиток процесів гниття або бродіння, у результаті яких у водоймах накопичуються сірководень, метан, оцтова і молочна кислота. Крім того, частина з них має специфічну токсичну дію на предстаників біоти водойм: наприклад, спирти і ефіри – наркотичну, глюкозиди, алкалоїди і сапоніни – нервово-паралітичну і т.д.

Автохтонні органічні речовини утворюються у самій водній екосистемі у процесі життєдіяльності гідробіонтів.

Найбільшу масу органічної речовини продукують фітопланктон і макрофіти у процесі фотосинтезу. Значну частину автохтонної органічної речовини складає детрит.

У процесі своєї життєдіяльності гідробіонти виділяють у воду білки, амінокислоти, вуглеводи, сечовину, пурини і т.д., фактично, у водному середовищі знаходяться всі ті органічні сполуки, з яких побудовано тіло водних тварин і рослин. Органічні речовини природних вод знаходяться у розчиненому, зваженому або дисперсному стані. Більшість з них є субстратом для масового розвитку бактеріального населення.

Для Світового океану кількість усієї органічної речовини (живих і мертвих її складових) оцінюється в 2 – 4 трлн.т вуглецю, 75% якої припадає на легкозасвоювані форми, 25% – на важкорозчинні (в основному водний гумус). 30 – 40% всієї органічної речовини Світового океану синтезується фітопланктоном.

Відмерлі організми та продукти життєдіяльності гідробіонтів, осідаючи на дно морів і океанів, утворюють великі залежі органічної маси, які оцінюються в 3 млрд. т вуглецю.

Внаслідок автолізу і руйнування відмерлих гідробіонтів відбувається активація позаорганізмових процесів розкладу органічних речовин, що призводить до надходження у воду високоактивних сполук – ферментів, вітамінів, блоків біологічних структур, які містять ферментні комплекси.

Різні водні організми проявляють неоднакову чутливість до вмісту у воді органічних речовин і продуктів їхнього розпаду. Можливість пристосування гідробіонтів до існування у середовищі з різним рівнем органічного забруднення визначається комплексом фізіолого-

біохімічних процесів, які відбуваються в їхніх організмах. Здатність гідробіонтів виживати за органічного забруднення водойм і пристосовуватися до таких умов існування за рахунок комплексу фізіолого-біохімічних процесів в їхніх організмах називається **сапробністю**. Гідробіонти, які живуть у забруднених органічними речовинами водах і беруть участь у процесах їхнього розпаду, називаються сапробіонтами або сапрофітами. Вони виступають важливою ланкою біологічного колообігу речовин і енергії. До цієї групи організмів відносяться бактерії, актиноміцети, гриби, окремі водорості. Серед водних тварин, які живляться розчиненими органічними речовинами, гниючими залишками, екскрементами і здатні жити у воді з невисоким вмістом кисню – олігохети, личинки комах, коловертки.

Видова структура угруповань гідробіонтів в залежності від їхньої чутливості до органічного забруднення водойм чітко виражена на біоценотичному рівні. Виходячи з цього, німецькі дослідники R.Kolkwitz і M.Marsson (1902, 1908) запропонували оцінювати інтенсивність забруднення вод органічними речовинами за наявністю у водоймах представників окремих таксономічних груп гідробіонтів різного ступеню гетеротрофності і оксифільності – організмів-біоіндикаторів. У подальшому цей підхід був розвинутий у роботах R.Pantle і G.Buck (1955). Вони впровадили кількісний індекс сапробності – S, який відображає індикаторну значущість виду і враховує кількість особин індикаторних видів. Ще пізніше M.Zelinka і P.Marvan (1961) запропонували поняття сапробної валентності, а H.Liebmann і V.Sládeček (1965, 1967) склали списки водних організмів-індикаторів сапробності. Список видів риб-індикаторів сапробності водойм наведений у роботі І.Т.Олексіва (1992).

За ступенем забруднення органічними речовинами води поділяють на полі-, мезо-, оліго- та ксеносапробні, а гідробіонтів, які живуть в них, на полі-, мезо- і олігосапробів. Мешканців особливо чистих вод

називають катаробами, а особливо брудних – гіперсапробами. Ступінь сапробності визначається за видовим складом бактеріо-, фіто- і зоопланктону, бентосу та перифітону.

Одним з основних показників для оцінки сапробності водних об'єктів є кількісна характеристика наявності або відсутності у воді вільного кисню. Чим більше забруднення органічними речовинами, тим більша кількість кисню використовується на окиснення і тим менше його залишається у воді.

Полісапробні води характеризуються наявністю значної кількості білків, поліпептидів, вуглеводів, слідовими концентраціями кисню, накопиченням у воді вуглекислого газу, сірководню і метану. Для таких вод типовим є відновлювальний характер біохімічних процесів. Показник біохімічного споживання кисню (БСК₅) становить 40 мгО₂/дм³.

В них мешкають переважно бактерії, джгутикові, олігохети, личинки мух. Іхтіофауна в таких водах відсутня. Загалом кількість видів гідробіонтів, які можуть жити в полісапробних водах, дуже мала. Ті ж організми, які пристосовуються до умов полісапробності, розвиваються масово, оскільки мають обмежене коло конкурентів.

Полісапробні води формуються у річках і закритих водоймах, в які скидаються господарсько-побутові стоки і стічні води харчової промисловості та інших промислових підприємств, які переробляють органічні речовини.

В **мезосапробних водах** ступінь забруднення менш виражена, відсутні білки, більше кисню, значно менше вуглекислого газу і сірководню. У той же час у воді містяться недоокиснені азотисті сполуки, зокрема аміак, аміно- і амідокислоти. В мезосапробних водах живуть організми, які витримують помірне забруднення середовища органічними речовинами. На відміну від полісапробів мезосапроби більш вимогливі до наявності у воді вільного кисню і продуктів роз-

паду білків. В залежності від рівня забруднення органічними речовинами і присутності представників окремих таксономічних груп гідробіонтів мезосапробні зони розділяють на α і β -мезосапробні.

Води з α -мезосапробної зони характеризуються наявністю аміаку, нітратів, амідо- і амінокислот. Мінералізація органічних речовин в таких водах відбувається за рахунок аеробного окиснення, в основному за участю бактерій. Показник БСК₅ становить 4-12 мгО₂/дм³.

Серед α -мезосапробних організмів зустрічається багато бактерій, деякі гриби, синьо-зелені водорості, зелені нитчасті водорості, молюски, личинки хірономід, олігохети. Ці організми витримують досить забруднену воду зі значним дефіцитом кисню.

Серед риб у α - мезосапробних водах можуть мешкати карась, короп, лин, зустрічаються окремі представники в'юнових, можуть перебувати йорж звичайний, вугор річковий, вівсянка.

У **β -мезосапробних водах** в значно меншій кількості знаходиться амонійний азот, переважають нітрати, сірководень – в слідових концентраціях. Відмічається незначний дефіцит кисню. Органічна речовина мінералізується шляхом повного окиснення, БСК₅ становить 1,7-4 мгО₂/дм³.

Організми-індикатори β -мезосапробних зон представлені різними водоростями: синьо-зеленими, діатомовими, зеленими та іншими. У цих зонах можуть інтенсивно вегетувати вищі водяні рослини. У значній кількості представлені найпростіші: корененіжки, джгутикові, війчасті інфузорії, коловертки і черв'яки. У таких водоймах зустрічаються молюски, ракоподібні, губки. Серед риб представлені карась, короп, линь, лящ, чехоня, краснопірка, укля, бистрянкa, голец, судак, колюшка трьохголова, миньок, сом звичайний, сомик американський, щиповка звичайна, елец, щука, в'юн та ін.

Води слабо забруднених рік, озер і водосховищ, в яких відбувається інтенсивна мінералізація органічних речовин, характеризуються

як *олігосапробні*. У таких водних об'єктах завдяки високій концентрації розчиненого кисню переважають окиснювальні процеси. Із сполук азоту в них зустрічаються нітрати, незначна кількість вуглекислого газу і відсутній сірководень, БСК₅ не перевищує 1,6 мгО₂/дм³, що свідчить про дуже низький вміст у воді органічних сполук.

Серед олігосапробних організмів, які живуть у чистих або слабо забруднених органічними речовинами водах, багато водоростей різних систематичних груп (діатомових, золотистих), безхребетних (коловороток, ракоподібних, молюсків, личинок комах), а з риб присутні форель, судак, окунь, стерлядь, гольян, синець, сліпець, сиг, мінога, харіус та ін.

Особливо чисті води називають *катаробними, або ксеносапробними*. Такі води перенасичені киснем, у них відсутній діоксид вуглецю і сірководень. Показник БСК₅ дуже низький (менше 1), що свідчить про мінімальний вміст органічних речовин у воді.

У таких водах (це, як правило, холодні гірські річки) добре почувують себе гідробіонти-оксифіли, наприклад, форель, підкаменщик звичайний та строкатоплавцевий.

Зони сапробності найбільш чітко виділяються у малих річках з уповільненою течією за наявності одного джерела забруднення. За течією послідовно формуються полі-, α -мезо- і β -мезосапробні зони. За відсутності додаткових джерел забруднення остання поступово переходить в олігосапробну зону. Якщо на річці присутні додаткові джерела забруднення, то спостерігається зворотній напрямок формування зон сапробності у бік джерела забруднення.

У ставах, озерах і водосховищах потік забруднень від стічних труб та інших точкових джерел забруднення поширюється концентрично, тому зони сапробності формуються за кільцевою схемою.

За штормового і турбулентного перемішування вод межі між зонами сапробності стираються. Забруднення можуть розноситися ло-

кальними течіями і тому зони високої і низької сапробності чергуються мозаїчно і безсистемно.

Послідовний хід процесів самоочищення у водотоках супроводжується зміною зон сапробності – від полісапробної до α -мезосапробної, далі до β -мезосапробної і олігосапробної.

Співвідношення класів якості вод і показників їхньої сапробності наведено у табл.2.

Таблиця 2

Співвідношення класів якості вод та сапробності

<i>Клас якості води</i>	<i>Індекс сапробності</i>	<i>Зона сапробності</i>
Дуже чиста	<0,50	ксеносапробна
Чиста	0,50 – 1,50	олігосапробна
Помірно забруднена	1,51 – 2,50	β -мезосапробна
Забруднена	2,51 – 3,50	α -мезосапробна
Дуже брудна	>3,50	полісапробна

* за Окснюк О.П., Жукинський В.Н., Брагинський Л.П. и др., 1993

2) Біогенне забруднення водойм та вектори його впливу на водну біоту

Концентрації біогенних елементів у воді, в першу чергу, азоту та фосфору, у меншій мірі вуглецю, кремнію і деяких інших елементів (К, Fe, Mn і т.д.), характеризують трофність («кормність») водних об'єктів. Поняття трофності, тобто наявності різних поживних режимів у водоймах, було вперше сформульоване ще у 20-х роках минулого століття А.Тінеманом (1925) і Е.Науманом (1932). Вони запропонували за типом трофності розрізняти оліготрофні, мезотрофні та евтрофні водойми. У середині ж ХХ століття шведський лімнолог В.Оле (1958), застосовуючи системний аналіз, дещо удосконалив їхню концепцію, поклавши у її основу уявлення про непереривну динаміку екосистем водних об'єктів, які характеризуються певним ти-

пом й інтенсивністю колообігу речовин та енергії. За його розумінням, залежно від кількості біогенів, які надходять у водну екосистему, може відбуватися перехід оліготрофних водойм у мезотрофні та евтрофні – найбільш біологічно продуктивні. Але за перевищення деякого критичного, індивідуального для кожної екосистеми, рівня біогенного навантаження настає стадія гіпертрофії, яка проявляється у різкому зниженні продуктивності водойм та погіршенні якості води. Надмірне надходження у водну товщу біогенних елементів порушує рівновагу між процесами продукції і деструкції органічної речовини і розглядається вже як біогенне забруднення водних екосистем. Підхід В.Оле був доповнений російським гідробіологом Г.Г.Вінбергом (1960), який обґрунтував необхідність балансових оцінок енергетичних потоків у екосистемах для прогнозування напрямків їхнього розвитку. Режим надходження і виведення біогенних елементів у водних об'єктах розглядався ним як вихідний показник потенційної евтрофікації.

Концентрації у воді азоту та фосфору виступають лімітуючими факторами для зміни поживних режимів водойм. Вважається, що евтрофування розпочинається за вмісту у воді азоту у кількості від 0,2 – 0,3 мг/л (причому зростає частка амонійного азоту), а фосфору від 0,01 – 0,02 мг/л і більше. При цьому фосфору у внутрішньоводоймних колообігах відводиться регулююча роль: за зростання його концентрації посилюється споживання кремнію діатомовими водоростями і більш повно використовується азот фітопланктоном, скоріш за все, фосфор стимулює біологічну фіксацію азоту. Дослідження метаболічної активності водоростей підтвердили фосфорне лімітування розвитку фітопланктону. Було встановлено, що міжклітинна ензимна активність водоростей, показником якої є лужні фосфатази, змінюється відповідно умовам їхнього біогенного живлення. Цикл спеціальних досліджень, виконаний у цьому напрямі А.О.Билінкіною (1989)

і Н.О.Трифоновою (1994) у Росії, та Ф.Ліном і Д.Піком, Р.Хітом і Г.Куком за кордоном, показав, що шляхом визначення лужних фосфатаз можна оцінювати інтенсивність метаболічних процесів, тісно пов'язаних з розвитком евтрофування. Необхідно звернути увагу на загальну закономірність змін співвідношення між азотом і фосфором у водоймах. Для найбільш чистих оліготрофних і мезотрофних озер характерне відношення азоту до фосфору як 30 – 40 : 1, для озер з сильно гуміфікованою водою це співвідношення може сягати 130 : 1, для евтрофних водойм воно знижується до 20 – 25 : 1, для гіперевтрофних – до 10 – 15 : 1, що підкреслює провідну роль фосфору у евтрофуванні водойм. За сучасними оцінками у 80% внутрішніх континентальних водойм первинне продукування обмежується фосфором. Цим внутрішні водойми принципово відрізняються від океанів, де такі процеси лімітуються азотом.

Концентрація біогенних елементів та їхній режим залежать від інтенсивності біологічних і біохімічних процесів у водоймі. Основними ознаками евтрофікації є інтенсивне збільшення біомаси фітопланктону, масовий розвиток водоростей до рівня «цвітіння» води, зменшення концентрації розчиненого у воді кисню на заключному етапі вегетації водної рослинності, особливо за масового її відмирання. Виникає і посилюється контрастність пошарового розподілу біохімічних процесів з виділенням верхньої трофогенної області і



глибинної трофолітичної. Відповідно змінюються і окисно-відновні умови (рис.15).

Рис. 15. Вертикальна зміна вмісту розчиненого кисню у воді:

- а – в оліготрофних водоймах;
- б – в евтрофних водоймах.

Механізм розвитку евтрофікації такий: надходження біогенних елементів у воду і підвищення їхнього вмісту у верхніх шарах викликає бурхливий розвиток у цій зоні рослинних організмів (у першу чергу планктонних та перифітонних водоростей). Відповідно збільшується і чисельність зоопланктону, що живиться фітопланктоном. Як наслідок прозорість води різко знижується, глибина проникнення сонячних променів зменшується, що призводить до загибелі донних рослин від нестачі світла. Після відмирання донних рослин відбувається загибель організмів, чий життєвий цикл був з ними пов'язаний. Водорості та бактерії, які інтенсивно розмножилися у верхніх шарах води, мають набагато більшу сумарну поверхню та біомасу, ніж нормальний рослинний комплекс за оптимального вмісту біогенів. При цьому в нічні години фотосинтез у рослинах не відбувається, а процес дихання продовжується, що потребує підвищених витрат кисню за низької його продукції. У результаті у передвранішні години, особливо у теплі дні, кисень у верхніх шарах води майже повністю вичерпається і спостерігається загибель гідробіонтів. Відмерлі особини з верхніх шарів водойми опускаються на дно, де розкладаються. Проте донна рослинність уже загинула і синтезу кисню тут не має. Якщо ж взяти до уваги, що біопродуктивність завдяки евтрофікації збільшується, між виробництвом та споживанням кисню у придонних шарах спостерігається дисбаланс, кисень стрімко витрачається, що призводить до загибелі зообентосу, навіть не пов'язаного з придонною рослинністю. У донних відкладах, позбавлених кисню, проходить анаеробне розкладання відмерлих організмів з утворенням таких сильних отрут як феноли, метан, сірководень, які викликають ще більш масове отруєння і відмирання організмів у всіх горизонтах водойми, і, як наслідок, додаткове збільшення споживання кисню для розкладання органіки.

У результаті масованої та незбалансованої евтрофікації більша частина флори і фауни водойми може бути знищеною, а екосистема водойми – різко та катастрофічно зміненою.

Ступінь евтрофікації водойм оцінюють за біологічними, хімічними і фізичними показниками, які відрізняються для поверхневих та глибинних вод:

- **для поверхневих вод** – за видовим складом, чисельністю, біомасою і продукцією водоростей, чисельністю сапрофітних бактерій, видовим складом і рівнем розвитку макрофітів, концентрацією P-PO₄ або сумою фосфоровмісних компонентів у воді на початку весняної циркуляції, активністю фосфатаз та нітрогеназ;
- **для глибинних вод** – за вмістом кисню у воді у літній період, БСК₅, концентрацією CO₂, рівнем накопичення P-PO₄ і розчинних сполук азоту, утворенням метану і сірководню у донних відкладах.

У рибничих господарствах, особливо індустріального типу, за великої щільності посадки риб евтрофікація може бути викликана накопиченням фосфорних та азотистих сполук, екскретованих рибами. Крім того, у ставових господарствах евтрофікацію створюють цілеспрямовано шляхом внесення мінеральних добрив для підвищення кількості фітопланктону, який складає значну частину кормової бази риб. На основі розрахунків встановлена кількісна залежність між біогенним навантаженням та трофічним статусом рибогосподарських водойм: надходження азотистих сполук відбувається в основному за рахунок кормів і добрив – 76%, при цьому на корми припадає 44%, Фосфору з кормами і добривами у водойму потрапляє 81%, а з річковим стоком у період водонаповнення – лише 5%. У донних відкладах рибогосподарських ставів щорічно накопичується 4 – 7 тонн загального азоту і 3 – 5 тонн загального фосфору. Біогенне навантаження коливається залежно від категорії ставів для азоту – у межах 21 – 30

г/м², для фосфору – 7 – 9 г/м². Для водосховищ біогенне навантаження значно нижче – 12 г/м² для азоту і 1 г/м² для фосфору.

У процесі вирощування товарної риби у воду надходить 0,25 т азоту, 0,07 т фосфору і 0,35 т органічного вуглецю від кожної тонни риби.

Для попередження евтрофікації водойм найважливішим заходом є обмеження стоку до них біогенних елементів, що може бути здійснено багатьма шляхами. У першу чергу це стосується підвищення культури землеробства. Важливо не застосовувати високодозне, незбалансоване з виносом поживних речовин культивованою рослинністю, удобрення сільськогосподарських угідь, яке, крім того, не забезпечує і помітного економічного ефекту. Інший шлях – це перехоплення біогенів із поверхневих стоків за допомогою створення дренажних систем та відстійників і відведенням зібраних стічних вод за межі водозбору. Перспективним напрямком зниження евтрофікації водойм і захисту їх від забруднення є фітомеліорація прибережних територій, яка передбачає заліснення водозборів, культивування вищої водної рослинності та створення трав'янистих фітоценозів навколо водойм, які можуть використовуватися як сіножаті. Багатьма дослідженнями доведено, що правильне облаштування водозбірної території дозволяє затримувати у наземних фітоценозах до 100% біогенних елементів поверхневого стоку.

Надходження біогенів у водойми з комунально-побутовими стоками, а в останні десятиліття це найбільш потужне джерело біогенного забруднення водних об'єктів, попереджається двома способами. Перший із них – очищення скидних вод від біогенів, особливо фосфору, шляхом його осадження солями алюмінію, заліза, вапном; використання зворотнього осмосу та іонного обміну. Таке очищення стоків у США, Канаді, країнах Європи дозволяє виводити із їхнього складу 85 – 95% від вихідної кількості сполук фосфору. Другим спо-

собом є зниження концентрації сполук фосфору у комунально-побутових стоках шляхом заборони використання фосфатних детергентів. Зниження норм вмісту фосфорних сполук у детергентах з 8,7% до 0,5% у Сполучених Штатах за рік дозволило знизити евтрофікацію внутрішніх водойм на 60%. У цьому напрямку нині працюють і екологічні організації та служби України. Починаючи з 2010 року йде активне заміщення використання миючих засобів, що містять фосфати, безфосфатними детергентами.

Дуже часто надмірне надходження біогенних сполук у водойми є лише передумовою евтрофікації, яка реалізується за певних гідрологічних умов. Тому регулювання гідрологічного режиму шляхом збільшення водообміну та аерації води, особливо у невеликих водних об'єктах, також виступають дієвими заходами з її попередження.

Процеси органічного і біогенного забруднення водойм тісно взаємопов'язані і в значній мірі залежать від характеру та напрямку протікання внутрішньоводоймних процесів. За збалансування внутрішньоводоймних процесів можливе самоочищення водойм.

3) Токсичне забруднення водойм та вектори його впливу на водну біоту

Основним джерелом токсичного забруднення водойм є господарська діяльність людини у всій сукупності її напрямів. У процесі виробництва різні галузі господарства скидають у водойми стічні води, які містять цілий комплекс хімічних речовин, здатних викликати патологічні зсуви у функціонуванні окремих організмів або їхню смерть, а також змінюють перебіг всіх внутрішньоводоймних процесів, у результаті чого змінюється структура біотичних комплексів і відмічаються ознаки деградації водних екосистем.

Крім антропогенного походження токсичність водного середовища може бути спричинена і надходженням у воду токсинів, вироблених у процесі життєдіяльності самих гідробіонтів (природна токсичність). Під час масового розвитку синьо-зелених водоростей («цвітіння води») у воду надходить значна кількість токсичних метаболітів, які здатні викликати загибель зоопланктону і риб. Серед них найбільш небезпечними є алкалоїди, які спричиняють тяжкі враження нервової системи риб. Токсичні ефекти можуть бути викликані і глюкозидами, фенолами, сапонінами, амонійними сполуками та іншими речовинами біологічного походження.

Вплив багатоконпонентних стічних вод на водні екосистеми має комплексний характер, а роль окремих компонентів не завжди можна виділити і оцінити. У зв'язку з цим, поряд з визначенням ступеню токсичності окремих інгредієнтів промислових стічних вод важливим є встановлення характеру взаємодії різних речовин, об'єднаних ознаками хімічної спорідненості або спільністю технологічного процесу. За нахождення багатоконпонентних стічних вод у водойму можливий їхній комбінований вплив на біоту, і зокрема на іхтіофауну.

Розрізняють наступні види комбінованої дії отрут:

- 1) незалежна сумісна дія, коли кожна з декількох отрут має різні фізіологічні механізми дії і впливає на різні функціональні системи риб;
- 2) однакова сумісна дія, коли отрути мають однаковий механізм токсичної дії і токсичні ефекти накладаються один на одного;
- 3) аддитивна дія отрут, коли токсичні ефекти всіх компонентів сумуються;
- 4) синергічна дія;
- 5) антагоністична дія.

У першому випадку, тобто за незалежної сумісної дії токсичних речовин багатоконпонентних стічних вод, досить просто встановити

причини отруєння, знаючи симптомокомплекси для кожного компонента стоків.

У другому випадку, тобто за однакового механізму дії отрут, вклад кожного компонента в отруєння визначити практично не можливо.

У випадку сумачії токсичних ефектів, токсичний процес розвивається з великою швидкістю протягом короткого часу.

Часто за отруєння гідробіонтів багатоконпонентними стічними водами ми маємо справу із взаємодією отруйних речовин між собою, у результаті чого токсичний ефект суміші може бути сильнішим або слабшим ніж у окремо взятих отрут. Це, так звані, явища синергізму і антагонізму дії отрут.

Синергізм отрут – це явище, коли токсичний ефект суміші речовин вище, ніж кожного з її складових компонентів. Інколи під сенергізмом розуміють здатність одного з компонентів суміші, неактивного або з незначною активністю, збільшувати біологічну активність іншого компоненту.

Синергізм отруйних речовин найкраще вивчений на прикладі іонів металів. Він існує між важкими металами, токсичність суміші солей яких виявляється більш високою, ніж токсична дія простих розчинів рівних концентрацій. Наприклад, у дослідях на форелі і плітці встановлено, що токсичність сульфатів Zn і Cd, Ni і Co значно вище у змішаних розчинах, ніж за їхньої дії на рибу окремо.

Токсична дія кожної з трьох пар важких металів Ni і Zn, Cu і Zn, Cu і Cd (всі у формі сульфатів), виражена значно сильніше (більш ніж у 5 разів), ніж токсична дія солей окремих металів.

У практичному відношенні важливе значення мають дані, які характеризують ступінь токсичності різних компонентів промислових стічних вод, об'єднаних спільністю технологічного процесу. У даному випадку виникають нові комплекси або сполуки, токсичність яких

відрізняється від токсичності вихідних сполук. Наприклад, токсична дія мідно-аміачного комплексу на рибу (карася, окуня, укля) більш виражена, ніж чистих розчинів міді і аміаку рівної концентрації. Суміш амонію і фенолу більш токсична для райдужної форелі, ніж кожний із її інгредієнтів. Феноли можуть набувати підвищеної токсичності у присутності інших отрут (ціанідів, нафтолу, піридину, родану, сірководню і т.д.) навіть за таких концентрацій, які в чистому вигляді нетоксичні. Встановлена і більш висока токсичність суміші амонію та ціанідів. Особлива небезпечність хлору для рибу полягає у тому, що він комбінується з різними компонентами стічних вод, підвищуючи їхню токсичність. Хлорування малотоксичних стічних вод низькоконцентрованими розчинами хлору призводить до різкого зростання токсичності води для рибу, наприклад навіть невеликі кількості амонію, з'єднуючись з хлором, утворюють високотоксичний хлорамін.

Антагонізм отрут – це явище, коли дві речовини діють у протилежних напрямках і в результаті цього біологічна активність суміші стає нижче активності найбільш реакційноздатного її компонента. Розрізняють фізіологічний і хімічний антагонізм.

Фізіологічний антагонізм реалізується за рахунок протилежної за напрямом дії різних отрут на одну і ту ж функціональну систему або впливу різних отрут на різні системи, що призводить до ослаблення кінцевого ефекту.

Хімічний антагонізм проявляється у ході реакцій хімічної нейтралізації токсичних сполук. У результаті хімічної взаємодії між компонентами стічних вод можливе утворення неактивних осадів або складних комплексів зі зниженою токсичністю.

Відомо, що у змішаних розчинах токсичність катіонів одних металів може нейтралізуватися катіонами інших, наприклад, іони Ca^{2+} помітно знижують токсичність Na^+ , K^+ , Mg^{2+} і є яскраво вираженими антагоністами. Менш виражену антагоністичну дію мають іони Na^+

по відношенню до Ca^{2+} і K^+ . Для зниження токсичності розчинів CaCl_2 і KCl необхідно додавати до них високі концентрації NaCl . Помітну антагоністичну дію мають іони Mg^{2+} по відношенню до іонів K^+ .

Солі важких металів, які мають виражену токсичну дію на рибу у м'якій і дистильованій воді, значно менш токсичні у жорсткій і морській воді. Низька токсичність важких металів у високо мінералізованих водах пов'язана з утворенням нерозчинних осадів. Токсичність Zn і Pb значно зменшується у присутності розчинених солей кальцію.

Сполуки ціанідів з металами, коли утворюються відносно стабільні метал-ціанідні комплекси (наприклад з Ni , Cu , Fe), значно менш токсичні, ніж ціаніди і солі важких металів, взяті окремо. Разом з тим цинк-ціанідні і кадмій-ціанідні сполуки можуть дисоціювати, утворюючи високотоксичні компоненти. У цьому випадку висока індивідуальна токсичність продуктів розкладу метал-ціанідних комплексів (CN^- і метал-іон) зростає за рахунок часткового синергізму.

Різновидом токсифікації водного середовища виступає ацидофікація, тобто підкиснення. Основною причиною ацидофікації водойм є випадіння кислих атмосферних опадів.

Під впливом ацидофікації у водоймах відбувається перебудова планктонних угруповань, гине зоопланктон та зообентос, спостерігаються опіки на листі макрофітів, відмічаються кислотні хвороби у риби та їхня загибель. Кислотні хвороби риби характеризуються сильним ураженням респіраторного епітелію зябер аж до повного його відшарування від хрящів, гемолізом і аглютинацією формених елементів крові, зокрема еритроцитів, руйнуванням залозистих клітин шкіри та інтенсивним виділенням слизу, який покриває все тіло і перешкоджає газообміну та осморегуляції.

Від кислотних опадів найбільше потерпають закриті водойми – озера, малі водосховища, стави. Закиснення води особливо спостеріга-

ється в озерах, водозбори яких складені гранітами, базальтами, гнейсами й вкриті тонким шаром ґрунту. Такі породи характеризуються високою хімічною стійкістю і не забезпечують необхідної буферної ємкості для дощових вод. На відміну від них, осадові породи характеризуються високою вилугованістю, тому на водозборах, де переважають кальциновані мінерали типу вапняку чи доломіту, закиснення вод не спостерігається; «кислі дощі» нейтралізуються на поверхні водозбору, або у самій водоймі, тобто забезпечується висока буферна ємкістю водних об'єктів.

4) Радіаційне забруднення водойм та вектори його впливу на водну біоту

Розрізняють природні і антропогенні джерела радіонуклідного забруднення водойм. До природних джерел відносять космічне випромінювання, природні радіоактивні ізотопи, або радіонукліди, що містяться у земній корі, атмосфері та біоті. Внаслідок процесів вилуговування, вивітрювання та ерозії гірських порід, випаровування та випадіння опадів, відмирання та розкладання живих організмів відбувається безперервна міграція природних радіонуклідів, чим обумовлюється природний радіаційний фон.

Радіоактивність гідросфери виступає похідною від радіоактивності підстилаючих водні об'єкти гірських порід. Основні процеси, які зумовлюють появу та вміст радіоактивних елементів у воді, – це розчинення сполук, які перебувають у твердому стані і містять радіоактивні ізотопи; виділення радіоактивних ізотопів із водного розчину у вигляді осадів; поглинання або виділення із води радіоактивних газів. До процесів, які впливають тільки на вміст радіоактивних ізотопів у воді, належать: випаровування та утворення льоду, що підвищують їхні концентрації; випадіння опадів, танення льоду, конденсація па-

рів, що зменшують радіоактивність води; змішування водних потоків різної радіоактивності; зміна температури та парціального тиску.

Для гідросфери основний внесок у дозове навантаження формується радіонуклідами калію (^{40}K), рубідію (^{87}Rb), урану (^{235}U , ^{238}U) та торію (^{232}Th).

Ступінь радіоактивності річкових вод залежить від їхньої мінералізації (табл. 3).

Таблиця 3

Хімічний склад та природна радіоактивність води деяких річок, зумовлена ^{40}K *

<i>Річка</i>	<i>Радіоактивність, 10^{-12}Кі/л</i>	<i>Мінералізація води, мг/л</i>	<i>Вміст Na+K, мг/л</i>
Амазонка	0,5	30,0	3,3
Дунай	0,8	331,0	5,3
Ельба	2,2	188,0	13,7
Майн	0,9	196,1	5,8
Міссісіпі	12,2	210,6	13,8
Міссурі	6,1	419,8	38,0
Ніл	1,8	119,1	11,8
Рейн	0,8	281,6	5,2
Св. Лаврентія	1,1	200,2	7,2
Темза	1,9	358,3	12,3
Юкон	1,0	135,2	6,0

* за Пелешенко В.І., Хільчевський В.К., 1997

Підвищений вміст урану (до 2×10^{-5} г/л) спостерігається у річках, які мають водозбірну площу, складену гранітами, або живляться переважно підземними водами.

Радіоактивність озерних вод тісно пов'язана з хімічним складом води приток та підземних джерел, які живлять озеро. Основною при-

чиною підвищення радіоактивності озерних вод є концентрування радіоізотопів у результаті випаровування, особливо у зонах недостатнього зволоження. У солоних озерах питома радіоактивність вод досягає 1×10^{-8} Кі/л.

До океану радіоактивні речовини потрапляють переважно через вивітрювання гірських порід, поверхневий та підземний стік. Менша роль належить абразії берегів, вулканічній активності, еоловому та космічному пилю. Природна радіоактивність морської води, зумовлена ^{40}K , коливається у межах $3 - 5 \times 10^{-10}$ Кі/л.

Радіоактивність підземних вод обумовлена складом гірських порід, у яких вони формуються. Вона може бути значно вище, ніж в інших типах природних вод, тоді такі підземні води називають радіоактивними. Виділяють три основні типи радіоактивних підземних вод – радонові, радієві, уранові – з підвищеним вмістом у них відповідних радіоактивних елементів: $\text{Rn} > 185 \times 10^3$ Бк/м³; $\text{Ra} > 10^{-11}$ і $\text{U} > 3 \times 10^{-5}$ г/л. Високим вмістом радону відзначається вода артезіанських колодязів. Значною мірою радон випаровується під час кип'ятіння.

Високі концентрації природних радіонуклідів характерні також для ґрунтових вод.

Внаслідок високої міграційної здатності радію та радону навколо уранових родовищ утворюються ареали підвищеної радіоактивності, так звані радіоактивні аномалії, де вміст радіонуклідів у сотні і тисячі разів більший у порівнянні з іншими територіями. У мікрокількостях радій міститься у природних водах повсюдно.

До антропогенних джерел радіонуклідного забруднення водою відноситься поверхневий змив із забруднених у результаті добування і переробки корисних копалин територій, надходження радіонуклідів у процесі спалювання органічного палива. Найвищі рівні радіоактивності у компонентах біосфери відзначаються у районах ро-

зташування уранових підприємств і родовищ радіоактивних руд, так званих уранових і торієвих провінцій.

Починаючи з 40-х р. ХХ ст., внаслідок випробування і застосування ядерної зброї, розвитку атомної енергетики, широкого використання джерел іонізуючого випромінювання у медицині, техніці та інших сферах діяльності людини почало прогресувати забруднення довкілля, у тому числі гідросфери, штучними радіонуклідами.

Атомна енергетика породжує складні екологічні проблеми. За нормальних умов експлуатації на атомних електростанціях здійснюються заходи, які забезпечують досить ефективно утримання радіонуклідів у технологічних системах. Враховуючи небезпеку ядерних випромінювань, атомна енергетика будується за принципом замкненого циклу, завдяки чому в навколишнє середовище потрапляє лише незначна кількість важких для уловлювання радіоактивних речовин. Надходження радіонуклідів у природне середовище зводиться до рівня, допустимого досить жорсткими діючими нормативами. Незважаючи на те, що радіоактивні викиди і скиди АЕС порівняно мало змінюють природний радіаційний фон, проблема накопичення штучних радіонуклідів у біосфері існує. У складі викидів та скидів АЕС містяться продукти поділу ядерного палива. До їхнього числа входять інертні радіоактивні гази (ізотопи криптону, ксенону та ін.), ^3H , ^{14}C , ^{90}Sr , ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs тощо. У складі забруднень значну питому вагу становлять продукти корозії матеріалів активної зони реакторів: ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{65}Zn . При експлуатації АЕС, оснащених реакторами великої потужності особливу екологічну небезпеку спричиняють ^{90}Sr та ^{137}Cs . У АЕС з водо-водяними енергетичними реакторами основним забруднювачем є тритій ^3H .

Особливу небезпеку для біосфери становлять трансуранові елементи, які утворюються з ядерного палива, зокрема радіонукліди нептунію, плутонію та америцію. Трансуранові елементи відзначаються

високою токсичністю і тривалим періодом напіврозпаду – до тисячі і десятків тисяч років. Надходження у навколишнє середовище трансуранових елементів створює тривало діючу небезпеку. При цьому дози опромінення діють не тільки протягом життя одного покоління, а стають фактором впливу на подальші численні покоління населення забруднених територій. Багаторазово поступаючись за абсолютною масою всім ксенобіотикам, за силою дії на біосистеми штучні радіонукліди увійшли до числа найбільш небезпечних речовин. Особливу біологічну небезпеку створюють штучні радіонукліди – аналоги хімічних елементів, незамінних у метаболізмі організмів, наприклад, ^{90}Sr і ^{140}Ba для Ca, ^{137}Cs для K.

У водойми радіонукліди потрапляють різними шляхами – повітряним (атмосферне перенесення), водним (поверхневі змиви, ґрунтові води) і біологічним (передача трофічними ланцюгами). Потрапивши у водне середовище, вони включаються у процеси міграції та розподілу в абіотичних (вода, зависі, донні відклади) і біотичних (гідробіоти різних трофічних рівнів) компонентах водних екосистем.

Кількісна і просторова міграція радіонуклідів визначається, в основному, їхньою здатністю розчинятися у воді, утворювати колоїди і псевдоколоїди, абсорбуватися на завислих частинках. Найбільша міграційна активність і розсіювання у природних водах спостерігається для ^{238}U і ^{40}K , менша – для ^{226}Ra , ще менша – для ^{232}Th , ^{210}Pb і ^{210}Po . Ріки виступають основним шляхом транспортування радіонуклідів. Зі збільшенням водності ріки зростає і виніс радіонуклідів. У розподілі та накопиченні радіоактивних ізотопів величезну роль відіграють донні відклади. Їхня накопичувальна здатність залежить від фізико-хімічних властивостей, ступеня замуленості, окисно-відновних умов, рН і заселення бентосними організмами. Особливо високою здатністю накопичувати радіонукліди відрізняються глина та мул. Донні відклади виступають основним депо для

ізоотопів цезію і мало розчинних форм інших радіонуклідів. На ділянках впадіння рік у водосховище, за збільшення глибини відбувається інтенсивне осадження завислих частинок, з якими на дно потрапляють і радіонукліди.

Для оцінки вмісту і розподілу радіонуклідів у водній екосистемі було запропоновано використовувати поняття радіоємності водойми. Під радіоємністю водойми Г.Г.Полікарпов і В.М.Єгоров (цит. за В.Д.Романенко, 2004) розуміли суму потоків самоочищення внаслідок біологічних процесів, що протікають в екосистемі на біоценотичному рівні, а Д.М.Гродзинський – рівень навантаження радіонуклідами, за якого водна екосистема втрачає свою стійкість внаслідок радіаційного ураження.

Радіоємність водойм визначається за формулою:

$$F=Kh(H+Kh)^{-1}, \text{ де}$$

F – доля радіонуклідів, акумульованих донними відкладами,

K – коефіцієнт накопичення радіонуклідів ґрунтом,

h - товщина сорбуючого шару ґрунту,

H – середня глибина водойми.

Протягом усього життя гідробіонти постійно зазнають зовнішнього і внутрішнього опромінення. Зовнішнє опромінення визначається інтенсивністю космічного випромінювання та випромінювання природних радіонуклідів, які містяться у воді, ґрунті та в інших живих організмах. Потужність зовнішнього опромінення значною мірою залежить від особливостей біотопу, в якому перебуває гідробіонт. Так, опромінення нейстону, що тримається біля поверхні води, формується переважно за рахунок космічного випромінювання. Представники бентосу опромінюються радіонуклідами, які розчинені у воді і містяться у донних відкладах. Таким чином, біля дна риби отримують значно більшу дозу зовнішнього опромінення, ніж у товщі води.

Внутрішнє опромінення гідробіотів нерівномірне і обумовлене особливостями накопичення радіонуклідів у різних тканинах і органах. Доза внутрішнього опромінення риб, в основному, визначається енергією розпаду ^{40}K і ^{210}Po , які містяться у тканинах. Особливо високим рівнем накопичення ^{40}K відзначаються м'язи і кістки.

Внутрішні органи і тканини риб зазнають внутрішнього опромінення з потужністю дози $1 - 1,2 \times 10^{-6}$ Гр/добу. Потужність дози опромінення від зовнішніх та інкорпорованих джерел для риб на всіх стадіях онтогенезу становить від 1 до 6×10^{-6} Гр/добу.

Радіонуклідне забруднення водойм супроводжується прямим ураженням біосистем наслідок дії іонізуючого випромінювання і опосередкованим – через порушення збалансованих структурно-метаболических зв'язків у гідробіоценозах. Ураження гідробіотів на атомно-молекулярному рівні проявляються протягом долей секунд, а на рівні популяцій – через роки, десятки років та століття.

Наслідками дії іонізуючого випромінювання на гідробіотів є радіаційна стимуляція, порушення біохімічних і фізіологічних реакцій, найрізноманітніші аномалії росту та розвитку, морфологічні зміни окремих органів та організму в цілому, спадкові зміни, скорочення тривалості життя, і нарешті, загибель. Зміни у біосистемах під впливом іонізуючого випромінювання отримали назву радіобіологічних ефектів.

Гідробіоти мають дуже обмежені можливості компенсаторних пристосувань до іонізуючого випромінювання. Відсутність у них рецепторів, які б сприймали вплив іонізуючого випромінювання, не дає змоги мігрувати у безпечні біотопи за відхилення радіаційного фону від норми. Реакція гідробіотів на радіоактивне забруднення формується зі значним запізненням. Час проявлення і глибина порушень залежать від дози опромінення і радіочутливості тканин, органів і орга-

нізму в цілому, а також від комплексу модифікуючих факторів зовнішнього середовища.

Радіочутливість характеризує швидкість і глибину реагування організму на дію іонізуючого випромінювання. Радіочутливість визначається в одиницях поглинутої енергії, здатної викликати прояв реакції у певного процента піддослідних гідробіонтів. Для визначення радіочутливості гідробіонтів використовуються такі реакції, як пригнічення синтезу ДНК, затримка поділу клітин, утворення хромосомних аберацій (зміна лінійної будови хромосом), пригнічення росту і розвитку, порушення рефлекторної діяльності організму, пригнічення репродукції клітин, продуктивності, розмноження організмів та відмирання клітин і організмів. Гідробіонти характеризуються широкою варіабельністю радіочутливості. Радіочутливість організмів одного і того ж виду на різних етапах індивідуального розвитку також дуже змінюється. У гідробіонтів радіочутливість до іонізуючого випромінювання збільшується від нижчих форм організації до більш високоорганізованих і зменшується від ранніх стадій їхнього розвитку до більш пізніх. За радіочутливістю гідробіонтів можна розташувати у такий ряд:

риби > ракоподібні > молюски > водорості > бактерії.

Для радіочутливих організмів характерні активна життєдіяльність і високий рівень енергетичного обміну. Гідробіонти, яким притаманна висока частота зміни поколінь, більш лабільні і на підвищення інтенсивності дії іонізуючого випромінювання швидше відповідають мутаціями та змінами чисельності.

Радіостійкі гідробіонти характеризуються низьким рівнем метаболізму та наявністю стадій фізіологічного спокою, пристосованих до несприятливих умов існування (спор, цист, діапаузних яєць).

5) Термічне забруднення водойм та його наслідки для водних екосистем

Енергетичні об'єкти, такі як ТЕС і АЕС, для виробництва електроенергії потребують значних обсягів води, яка використовується, головним чином, для охолодження і конденсації пари, що утворюється у процесі роботи турбін. При цьому вода нагрівається у середньому на 8 – 11°C. Відпрацьована підігріта вода скидається назад у водойми. У відкритому водоскидному каналі вона охолоджується на 0,5 – 1°C, все інше тепло віддається водним об'єктам, що спричиняє порушення їхніх природних термічних режимів. Малі водойми прогріваються повністю, у великих утворюється зона підігріву різної конфігурації. Влітку підігріті води розтікаються у поверхневих шарах, зимою утворюють проталини.

Зміна термічного режиму водойм викликає перебудову їхніх флори і фауни, часто спричиняючи суттєві зрушення у структурі і функціонуванні вихідних екосистем у небажаному напрямку. Специфічність термічного режиму таких водойм підкреслюється появою у них термофільних та евритермних видів гідробіонтів. Особливо відчутні зміни спостерігаються у планктонних угрупованнях. Підвищення температури води вище 25°C до 28 – 30°C стимулює розвиток синеозелених і протококових водоростей, зменшує кількість зелених і діатомових. Зоопланктон за помірного прогрівання води змінюється слабо, а за сильного його кількість значно зменшується. В умовах чітко вираженої температурної стратифікації ракоподібні масово відходять у нижні шари води. Прогрівання води у нижніх шарах до 27 – 28°C викликає припинення розмноження практично усіх видів зоопланктону та їхнє масове відмирання, що веде до сильного скорочення чисельності видів і розбалансування процесів продукції і деструкції органічної речовини.

Підігрів води прискорює перехід з донних осадів у водний розчин рухомих форм фосфору, завдяки чому інтенсивніше розвиваються макрофіти та зростає площа заростання водойм вищою водною рослинністю і її проективне покриття, подовжується вегетаційний період для рослин та зсуваються на більш ранні строки їхні фенологічні фази.

Видовий склад і біомаса бентосу у зонах підігріву різких, закономірних змін не зазнають, але спостерігаються зрушення у фенології. З підвищенням температури води скорочуються життєві цикли олігохет, хірономід й інших безхребетних, зростає кількість нових поколінь протягом сезону. За тривалої наростаючої термофікації із зообентосу витісняються хижі види, які заміщуються детритофагами.

У риб підвищення температури води викликає складні фізіологічні зміни: знижується буферність і підвищується рН крові, посилюється синтез ліпідів і знижується рівень окисного фосфорилування, порушується формування скелету внаслідок зниження концентрації карбонатів.

Зміна температурного режиму водних мас, яка негативно відбивається на функціонуванні гідробіоценозів, розглядається як теплове забруднення – термофікація водойм.

У природних умовах за повільного підвищення або пониження температури води риби й інші водні організми поступово пристосовуються до термальних змін. Для кожного виду гідробіонтів існує власний інтервал адаптивних можливостей до змін температур. Порогові температури виживання залежать від температур, до яких організми адаптувалися у природі. Наприклад, термофільні риби (короп, лящ, плітка, судак) переносять коливання температури від 27 до 36°C, а термофобні (лососеві) – лише до 27°C. Але якщо у результаті скидання у водойми гарячих стоків з промислових підприємств новий температурний режим встановлюється швидко, то часу для адапта-

ційних змін у гідробіонтів не вистачає, і вони отримують тепловий шок та гинуть. Тепловий шок гідробіонтів виступає крайнім результатом теплового забруднення водойм.

Рівень негативного впливу підігрітих вод на функціональний стан водних екосистем визначається амплітудою підвищення температури. Вузькі температурні коливання спричиняють посилення обміну речовин у гідробіонтів та інтенсифікацію споживання кисню, формуючи незначний його дефіцит. Згідно із законом Ван Хоффа, зі збільшенням температури на кожні 10°C швидкість хімічних реакцій подвоюється. Цей закон реалізується не тільки у водному середовищі, а й в організмах гідробіонтів, оскільки переважна більшість їх відноситься до пойкилотермних істот.

Максимальні негативні наслідки від скидання підігрітих зворотніх вод для гідробіоценозів відмічаються у південних регіонах, де влітку вода природно може прогріватися до 30°C та встановлюється пряма температурна стратифікація. Підвищення температури води вище 30°C для більшості видів водних організмів є критичним. За скидання підігрітих вод стратифікація ще посилюється, формуються потоки з різною щільністю. Зони високого підігріву води характеризуються пониженим вмістом кисню та звуженням карбонатної рівноваги у бік перенасичення води CaCO_3 . Брак кисню наростає, викликаючи жорсткий фізіологічний стрес і смерть гідробіонтів. У літній час підвищення температури води всього на декілька градусів може викликати 100%-у загибель і безхребетних, і риб, особливо тих, які мешкають у граничних для них температурних умовах. При цьому у водоймах спостерігається висока чисельність бактерій, що забезпечує інтенсивну деструкцію органічної речовини, внаслідок чого споживання кисню ще зростає і формуються безкисневі зони, де переважають анаеробні процеси.

Якщо теплове забруднення супроводжується надходженням у водойму органічних і мінеральних речовин, особливо азоту і фосфору, посилюється евтрофікація. Азот і фосфор у таких умовах ще більше стимулюють ріст і розвиток бактеріо- та фітопланктону. Розмножившись, водорості перекривають потоки світла, у результаті чого відбувається їхнє масове відмирання та гниття.

З підвищенням температури води зростає токсичність забрудників, які надійшли у водойму раніше, але їхня токсична дія не проявлялася. Швидкість загибелі організмів і порогова концентрація токсичної речовини залежать від температури води, оскільки вона визначає дозове навантаження на організм. Експериментально визначено температурний коефіцієнт, який вказує, що за зниження температури води на 10°C час прояву симптомів отруєння у гідробіонтів, зокрема у риб, віддаляється в 1,9-3,4 рази. За підвищення температури води на 10°C час прояву отруєння скорочується. Так, при отруєнні важкими металами зі збільшенням температури води на 10°C час виживання гідробіонтів зменшується практично на 50%, тобто концентрація токсиканта, дія якої не проявляється за низьких і середніх температур, може бути летальною за підвищення температури води у водоймі. Низькі температури часто маскують наявність токсичних речовин у водних об'єктах, за зростання температури відбувається отруєння гідробіонтів, якщо токсичні властивості речовини зберігаються. Виключенням з цього правила є деякі хлорорганічні пестициди, токсична дія яких не залежить від температури навколишнього середовища.



ЗАПИТАННЯ ДЛЯ САМОПЕРЕВІРКИ

1. Вкажіть і охарактеризуйте основні типи забруднення водойм
2. Вкажіть основні джерела і складові компоненти органічного забруднення водойм

3. Дайте визначення сапробності водних об'єктів
4. Наведіть класифікацію вод за сапробністю та охарактеризуйте наведені класи
5. Вкажіть основні ознаки, за якими виділяють класи сапробності вод
6. Доведіть, що БСК₅ може бути об'єктивним показником сапробності вод
7. Вкажіть, які види гідробіонтів є індикаторами зон сапробності вод
8. Вкажіть, які продукти метаболізму гідробіонтів можуть бути використані у якості індикаторних показників сапробності вод
9. Розкрийте закономірності формування зон сапробності у водотоках і стоячих водах
10. Вкажіть, які біогенні елементи можуть спричиняти евтрофікацію водойм
11. Розкрийте механізм виникнення і розвитку евтрофікації водойм
12. Вкажіть показники, які використовуються для оцінки ступеня евтрофікації поверхневих вод
13. Вкажіть показники, які використовуються для оцінки ступеня евтрофікації глибинних вод
14. Вкажіть основні джерела і складові біогенного забруднення водойм
15. Вкажіть основні напрями впливу біогенного забруднення на водні екосистеми
16. Назвіть заходи з попередження евтрофікації водойм
17. Вкажіть основні джерела і складові токсичного забруднення водойм
18. Розкрийте суть поняття «комбінована токсична дія» промислових стічних вод
19. Назвіть основні види комбінованої токсичної дії промислових стічних вод

20. Дайте визначення і вкажіть причини ацидофікації природних вод
21. Вкажіть наслідки ацидофікації для водних екосистем
22. Вкажіть і охарактеризуйте джерела і складові природного радіоактивного забруднення водойм
23. Вкажіть і охарактеризуйте джерела і складові антропогенного радіоактивного забруднення водойм
24. Охарактеризуйте основні напрями і шляхи міграції радіонуклідів у водному середовищі
25. Вкажіть роль донних субстратів у процесах самоочищення водойм від радіонуклідного забруднення
26. Дайте визначення радіємності водойми. Наведіть формулу
27. Розкрийте роль біоти у самоочищенні водойм від радіаційного забруднення
28. Охарактеризуйте основні напрями токсичної дії радіаційного забруднення на представників біоти водойм на різних рівнях їх біологічної організації
29. Дайте визначення радіочутливості гідробіонтів
30. Вкажіть, як визначається рівень радіочутливості гідробіонтів
31. Дайте визначення радіостійкості гідробіонтів
32. Вкажіть, як визначається рівень радіостійкості гідробіонтів
33. Розташуйте групи гідробіонтів різної складності біологічної організації у порядку зниження їхньої радіостійкості
34. Розкрийте поняття термічного забруднення водойм
35. Вкажіть джерела термічного забруднення водойм
36. Розкрийте механізм термофікації водойм
37. Вкажіть напрями токсичного впливу термофікації на водні екосистеми
38. Вкажіть наслідки термофікації для водних екосистем

ТЕМА 6. Структура водної екосистеми за токсичного забруднення, функціональне навантаження на окремі підсистеми

Водна екосистема являє собою єдність водного об'єкта і водозбірної площі. За надходження у водойми токсичних речовин відбувається перерозподіл функцій між її складовими. Водозбірна площа разом із судноплавством сприймається як єдина підсистема першого порядку «берег» і виступає як забрудник, а власне водний об'єкт – як підсистема «вода» (рис.16). Підсистеми «берег» і «вода» неоднорідні. У першій як джерелі забруднення виділяють дві підсистеми другого порядку (природні і антропогенні, у тому числі і судноплавство, джерела забруднення), у другій – три місця локалізації забруднень (дно, водні маси, біота). Співвідношення функціонального навантаження на водний об'єкт між природними і антропогенними джерелами, як правило, схиляється у бік антропогенного забруднення. Антропогенні джерела забруднення водойм забезпечують промислові, сільськогосподарські і комунально-побутові стоки. Крім того, існують неорганізовані дифузні стоки із забрудненої території.

Між «берегом» і «водою» функціонують проміжні буферні підсистеми (ліси, лісосмуги, луки, поля), які затримують міграцію токсикантів від джерел забруднення до водних об'єктів, виконуючи роль біофільтрів. Потужність біофільтрів залежить від розмірів їхньої площі та стану рослинного покриву, що вкриває ці території, а також від потужності та активності роботи кореневої системи рослинності. Частина забруднюючих речовин надходить у водойму не затримуючись біофільтрами. Водні маси відіграють роль транзитних систем і забезпечують поширення отрут у межах водойми (закриті водні об'єкти), або перенесення їх на значні відстані водотоками. Частина токсикантів, взаємодіючи між собою та з мінеральними чи органічними речовинами, що містяться у воді утворює неактивні осади, які

локалізуються на дні, або абсорбуються зависями. Частина токсикантів з водою потрапляє в організми гідробіонтів і включається у складні метаболічні процеси. У процесі біотрансформації токсикантів утворюються проміжні метаболіти, або вони розщеплюються до кінцевих продуктів.

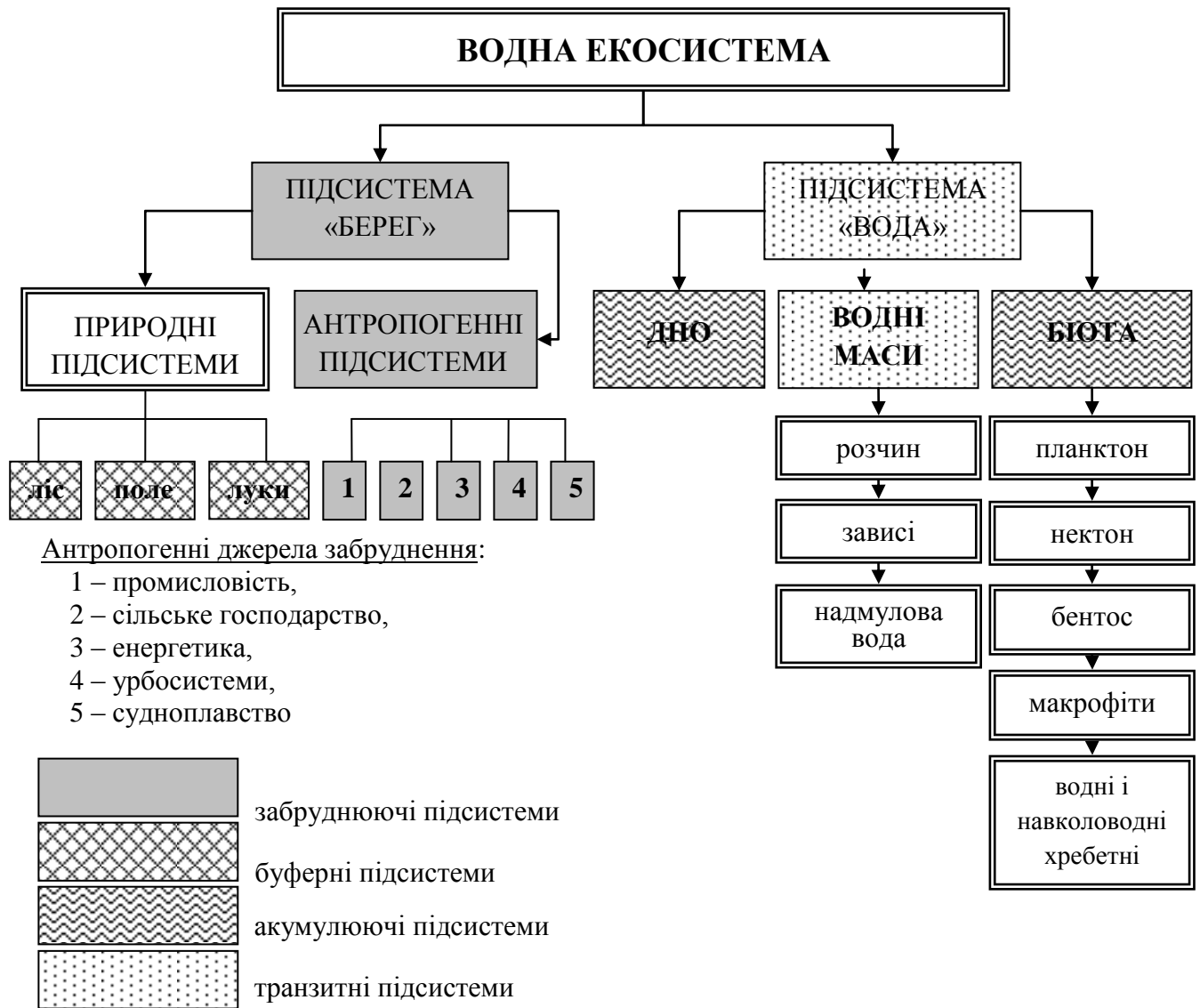


Рис. 16. Структура водної екосистеми за токсичного забруднення та розподіл токсикантів у її підсистемах
(за Олексів І.Т., Ялинська Н.С., Брагінський Л.П., 1995)

Таким чином, надходячи у водойму, токсиканти зачіпають усі складові водної екосистеми і впливають на характер усіх внутрішньоводоймних, а часто і навколководоймних процесів.

Кожна група токсичних забрудників характеризується певним характером впливу на водойму та угруповання її біоти. Для більшості токсикантів характерна багатовекторність дії. Кількісна зміна якості кожної складової водної екосистеми виступає показником наявності і дії токсичних речовин у водному середовищі.

До показників, які свідчать про надходження у водойму токсичних речовин і розвиток токсифікації водного середовища, належать:

- зміна або втрата водою певних фізичних і фізико-хімічних властивостей (запаху, смаку, кольору, рівня прозорості, мутності, температурного режиму, активної реакції водного середовища, окисно-відновного потенціалу і т.д.);
- погіршення кисневого режиму водойм (зниження вмісту у воді розчиненого кисню за межі допустимих норм, розвиток явищ задухи);
- зміна хімічного режиму вод аж до зміни їхньої гідрохімічної групи чи класу;
- накопичення токсикантів у водних масах, донних відкладах, представниках біоти;
- хронічні і гострі отруєння гідробіонтів;
- перебудова структури угруповань водних організмів (спрощення їхнього видового складу, зниження біорізноманіття, зміна домінантних видів і т.д.);
- вимирання флори і фауни водойм.

Перераховані показники наявності і дії токсичних речовин у водному середовищі наведені у порядку зростання інтенсивності його токсифікації. За проведення обстеження водойм наявність змін, які відповідають хоча б одному з вище вказаних пунктів, свідчить про неблагополучність токсикологічної ситуації на даному водному об'єкті.

Оцінка загального рівня токсичного забруднення водойм є кінцевою метою функціонування токсикологічного контролю за водними об'єктами. Для її здійснення необхідно відібрати такі параметри, які б відображали загальний обсяг надходження токсичних речовин у водойми з врахуванням їхнього розподілу між окремими складовими компонентами водних екосистем. Кількісні дані про вміст токсикантів у окремих підсистемах у сукупності відображують токсикологічний статус водної екосистеми загалом або рівень її токсичного забруднення.

Рівень токсичного забруднення водойм практично можливо визначити тільки за стійкими токсикантами, які не підлягають розкладанню у абіотичному середовищі або в живих організмах, або за речовинами з тривалим періодом напіврозпаду. До таких токсикантів належать, наприклад, всі метали, нафта та нафтопродукти, фенольні сполуки, пестициди, поліхлоровані біфеніли, діоксини і фурані, фталати, синтетичні поверхнево-активні речовини і т.д.

До основних параметрів, які дозволяють оцінити рівень токсичного забруднення водних екосистем, належать:

- концентрація домінуючих стійких токсикантів у водних масах з диференціацією концентраційних градієнтів у придонних і поверхневих шарах;
- концентрація домінуючих стійких токсикантів у донних відкладах;
- концентрація домінуючих стійких токсикантів в організмах-моніторах у перерахунку на всю їх масу;
- коефіцієнт донної акумуляції (відношення концентрації стійких токсикантів у донних відкладах до їхнього вмісту у водних масах);

- коефіцієнт біологічної акумуляції (відношення концентрацій стійких токсикантів у компонентах біоти до їхнього вмісту у водних масах);
- коефіцієнт магніфікації (відношення концентрації стійких токсикантів у вищих ланках трофічних ланцюгів до їхніх концентрацій у нижчих ланках).
- ступінь перевищення рибогосподарських ГДК;
- ступінь перевищення лімітуючого показника шкідливості (ЛПШ).

ЛПШ визначається як сума відношень концентрацій токсикантів у воді даної водойми до їх ГДК. Ця сума не повинна перевищувати одиниці. Показники якості води за ГДК при цьому можуть змінюватися неадекватно, наприклад, за високого загального рівня токсичного забруднення водні маси можуть повністю відповідати нормативам ГДК за окремими забрудниками. Чим менший лімітуючий показник шкідливості, тим вищою є якість води. ЛПШ виступає інтегральним показником наявності і шкідливості окремих речовин з врахуванням їхньої можливої взаємодії.

Напрямок розвитку токсичних процесів у водоймах визначається коефіцієнтами донної і біологічної акумуляції. Зростання даних коефіцієнтів свідчить про прогресуюче забруднення водойм, зменшення – про зниження рівня забруднення та активізацію процесів детоксикації.

Підсумкова оцінка рівня токсичного забруднення водойм за наведеними вище параметрами дозволяє виділяти класи якості води у водоймах. Визначення класу токсичності вод завершує етап констатації токсикологічного стану водної екосистеми.

Послідовні токсикологічні спостереження дають змогу оцінювати зміни стану водних екосистем, розробляти рекомендації щодо зниження рівня токсичного забруднення, оцінювати ефективність і прогнозувати можливі наслідки реалізації чи не реалізації водоохо-

ронних заходів, а також наслідки різних форм антропогенного навантаження на водні екосистеми: функціонування нових підприємств, використання хімічних засобів захисту рослин, гідробудівництва, спорудження ТЕС і АЕС, тобто дають вихід на еколого-токсикологічний прогноз, який являє собою оцінку можливих змін еколого-токсикологічного стану водойм за різних умов господарської діяльності людини.

Аналіз і прогноз еколого-токсикологічного стану водойм повинні бути необхідним елементом екологічного обґрунтування будь-якого проекту, який пов'язаний з використанням водних ресурсів.

Характеристики рівня токсичного забруднення водойм можна одержати з використанням аналітичних хімічних, фізико-хімічних та фізичних методів. Дослідження донних відкладів пов'язані із застосуванням агрохімічних методів. Найскладнішими є дослідження підсистеми «біота». Визначення коефіцієнтів біологічної акумуляції передбачає вибір найбільш інформативних видів-моніторів токсичного забруднення, а в них – найбільш інформативних органів і тканин. Видами-моніторами, як правило, є гідробіонти, здатні накопичувати токсичні речовини, або чутливо реагувати на наявність токсичних речовин у водному середовищі.



ЗАПИТАННЯ ДЛЯ САМОПЕРЕВІРКИ

1. Охарактеризуйте структуру водної екосистеми за токсичного забруднення водойм
2. Вкажіть, які функції виконує кожен складовий компонент водної екосистеми за токсичного забруднення водойм
3. Розкрийте захисне значення буферних підсистем водних екосистем за забруднення водойм токсичними речовинами

4. Вкажіть показники наявності і дії токсичних речовин у водному середовищі
5. Охарактеризуйте показники наявності і дії токсичних речовин у водному середовищі
6. Вкажіть, які параметри можуть бути використані для оцінки токсикологічного статусу досліджуваної водойми
7. Вкажіть, які абсолютні показники дозволяють оцінити обсяги і розподіл токсичного забруднення у водоймах
8. Вкажіть, які представники біоти можуть бути моніторами токсикологічної ситуації на водоймах
9. Вкажіть відносні параметри, які дозволяють оцінити напрям розвитку токсифікації водного середовища
10. Дайте визначення коефіцієнта донної акумуляції токсичних речовин у водних екосистемах
11. Дайте визначення коефіцієнта біологічної акумуляції токсичних речовин у водних екосистемах
12. Дайте визначення коефіцієнта магніфікації токсичних речовин у водних екосистемах
13. Розкрийте суть і поясніть доцільність введення для оцінки токсикологічного статусу водойм лімітуючого показника шкідливості токсичного забруднення
14. Вкажіть основні переваги оцінки токсикологічного статусу водойм за лімітуючим показником шкідливості порівняно з оцінкою за гранично допустимими концентраціями токсикантів

ТЕМА 7. Реагування водних екосистем на дію токсичних речовин

Останнім часом для пояснення будь-яких явищ і процесів широко використовують загальнотеоретичне осмислення їхньої організації і динаміки як цілісних структур, що описуються з точки зору теорії систем. Згідно з цією теорією водні екосистеми розглядаються як відкриті термодинамічні системи, що мають структурну цілісність та характеризуються функціональною єдністю структурних компонентів, яка здійснюється у напрямку динамічного саморозвитку за рахунок саморегуляції та адаптації. Динамічний рівень реалізації задач, що виконуються водною екосистемою, визначається її параметричною (величина впливу – сила відповіді) та кодовою (частота відповіді) реакціями на інформацію, що надходить ззовні (дія певного фактору), і здатністю системи до внутрішнього аналізу, зворотньої реакції та організації саморегуляції (забезпечення підтримання гомеостазу).

Реакція-відповідь водної екосистеми на дію зовнішніх факторів (у тому числі і на надходження у водойму токсичних речовин) характеризується просторово-часовими фазами (за П.К.Анохіним, 1970):

- 1) рецепція і первинна (миттєва) реакція;
- 2) внутрішня реакція (самоаналіз) системи;
- 3) зворотній зв'язок (самоконтроль) та саморегуляція (гомеостаз) системи;
- 4) еферентна реакція (зовнішня відповідь) системи;
- 5) результат функціонування – кінцева дія.

Згідно цього функціональна ефективність водних екосистем залежить від збалансованості роботи їхніх окремих компонентів на кожному етапі формування реакції-відповіді на факторіальний вплив та здатності підтримувати структурно-функціональний гомеостаз, що формує рівень їхньої відкритості та опірності зовнішнім впливам. Особливості функціонування відкритих систем полягають у тому, що

вони знаходяться у стані динамічної рівноваги, за якої структура залишається постійною внаслідок безперервного обміну і руху речовин та енергії.

Фізичною і фізико-хімічною основою реагування водних екосистем на пошкоджуючі впливи токсикантів є закони термодинаміки і принцип Ле-Шательє – Брауна. Природна водна екосистема функціонує на основі першого та другого законів термодинаміки, згідно яких всі процеси у ній перебігають за схемою колообігу речовин і енергії з дотриманням закону їхнього збереження та передачі по трофічних ланцюгах з виділенням частини енергії у вигляді тепла при переході від одного трофічного рівня на інший. Крім того, розвиток водних екосистем має певний незворотній напрям, який проявляється у сукцесійних змінах, наприклад, трофності водойм, що відповідає третьому закону термодинаміки. За зростання екзогенного впливу, наприклад, збільшення обсягів надходження у водойми токсичних речовин, у системі збільшується протидія, відбувається внутрішня перебудова, спрямована на нейтралізацію даного впливу. Ця протидія спрямована на зниження ентропії, тобто рівня безладу у системі. Чим сильніший зовнішній вплив, тим інтенсивніше відбувається внутрішньоводоймна перебудова (принцип Ле-Шательє – Брауна). Якщо рівень перебудови сягає критичних значень, система зазнає руйнування. Слід зазначити, що відносно слабкі зовнішні впливи, які спочатку викликають тільки обмежені коливання параметрів системи, можуть накопичуватися, що у кінцевому результаті також призведе до подібного кінцевого результату.

В основі токсичної дії забруднюючих водойми речовин лежить їхня взаємодія з біологічними об'єктами – складовими водних екосистем на молекулярному рівні. Хімізм взаємодії токсикантів і біологічних об'єктів на молекулярному рівні називають механізмом токсичної дії. Формування і розвиток реакцій біологічних об'єктів на дію

токсикантів, що призводить до їхнього пошкодження (тобто порушення функцій) або загибелі, називають токсичним процесом. Наслідком токсичної дії забрудників на біоту водойм є інтоксикація, яка залежить від структури і активності реагентів та субстратів, а також дозового навантаження на біологічні об'єкти.

Вплив токсикантів на біоту водойм здійснюється через декілька основних процесів: 1) біофільтрацію (планктонні гіллястовусі ракоподібні, веслоногі рачки-фільтратори, двостулкові молюски, риби-сестонофаги); 2) біоаккумуляцію – абсорбція на поверхні тіла, осмотичне проникнення і накопичення у тканинах і органах гідробіонтів; 3) поглинання кореневою системою вищих водяних рослин; 4) біомагніфікацію (передача по трофічних ланцюгах з накопиченням у вищих ланках, особливо у хижих і бентосоїдних рибах та рибоїдних птахів). Описані процеси, з одного боку, відіграють позитивну роль, зумовлюючи самоочищення водних мас, а з іншого – призводять до прогресуючої інтоксикації біоти водойм. Рівень пошкодження біологічних систем токсикантами залежить від механізму їхньої дії.

Насамперед, різними є принципи дії токсикантів.

У процесах, що розвиваються за **пороговим принципом**, причинно-наслідковий зв'язок між фактом дії речовини і розвитком інтоксикації носить безумовний характер: за дії ксенобіотиків у дозах, нижчих певних рівнів, токсичний процес не розвивається, а досягнувши певної дози, інтоксикація розвивається неодмінно. Залежність «доза-ефект» простежується на рівні кожного окремого організму. При цьому, як правило, чим більша доза, тим значніший прояв інтоксикації.

У процесах, що розвиваються за **безпороговим принципом**, причинно-наслідкові зв'язки між фактом дії речовини і розвитком отруєння носять ймовірнісний характер: вірогідність формування ефекту зберігається за дії на організм навіть однієї молекули токсиканта,

разом з тим, у окремих організмів інтоксикація може і не розвинути-ся, не зважаючи на значне збільшення дози речовини.

Розвиток патологічних процесів носить ланцюговий, підпорядкований, пролонгований, у результаті – цілісний (систем-ний) характер. Загальною його закономірністю є багаторівневність та каскадність пошкоджень біологічних об'єктів.

Структурно-ієрархічна організація водної біоти, яка склалася у ході еволюційного процесу, визначає різні рівні реагування гідробіо-нтів на ушкоджуючий вплив токсичних речовин, причому кожен ви-щий рівень організації коригує зміни, що відбулися на нижчих, і, в свою чергу, коригується вищими сходинками екологічної ієрархії – аж до біосферного. Токсичні ефекти на нижчих рівнях, як правило, нівелюються і не завжди проявляються у видимих реакціях гідробіон-тів, хоча вони можуть відігравати суттєву роль у процесах насліду-вання генетично обумовлених ознак і відтворення нащадків у більш віддалений час. Характер реакцій-відгуків гідробіонтів на дію токси-чних речовин залежить від їхнього систематичного положення, еко-логічної групи, закономірностей філогенезу, спадкової схильності, функціонального стану, віку, статі, біомаси і чисельності.

Токсичні ефекти по-різному проявляються на генному, хромо-сомному, клітинному, тканинному, організменному та надоргані-зменному рівнях.

На генному рівні за дії токсичних реагентів, особливо радіону-клідів, діоксинів, поліциклічних ароматичних вуглеводнів, поліхло-рованих біфенілів, важких металів і т.п., відбуваються точкові або структурні мутації. Точкові мутації стосуються окремих одиночних генів і виникають внаслідок заміни в межах гену одних нуклеотидів на інші. Такий ген може бути неактивованим і тоді зміни не прояв-ляться фенотипічно. У результаті ж функціонування зміненого гену буде синтезуватися білок з неправильною послідовністю амінокислот

і зміненою структурою, що проявиться у порушенні метаболізму. Структурні генні мутації більш складні, ніж точкові, і можуть спричинити важкі ураження різних функціональних систем, виникнення потвор та загибель гідробіонтів.

На хромосомному рівні токсиканти здатні викликати різноманітні аберації – зміни, перебудови структури хромосом у вигляді втрачання певних їхніх ділянок (центральної чи кінцевих), змін порядку розташування генів у хромосомі на зворотній, подвоєння (дуплікації) окремих ділянок, перенесення ділянки від однієї хромосоми на іншу (транслокації). Якщо у процесі хромосомних аберацій генетичний матеріал не губиться, то розвиваються фенотипічно нормальні особини видів. Якщо ж відбуваються незбалансовані перебудови хромосом, які змінюють співвідношення генів, то розвиваються особини з клінічними відхиленнями від норми, які проявляються у вигляді модифікацій обмінних процесів, що впливають на ріст і розвиток гідробіонтів, або у неконтрольованих змінах ходу морфогенезу.

Геномні зміни за дії забруднюючих речовин виражаються у втраті хромосом, або подвоєнні їхньої кількості (поліморфізм).

Розвиток інтоксикаційної патології **на клітинному рівні** можна зобразити у вигляді схеми (рис.17).

На рівні окремих організмів, зокрема у риб, у забрудненому водному середовищі, у першу чергу, реєструються зміни рефлексорних і поведінкових реакцій (вони намагаються відійти у чисті зони), модифікації відповідей на дію зовнішніх факторів (гіперреакція на подразники або апатія), підвищення або зниження частоти дихання, порушення фізіологічних функцій органів і систем, які ведуть до руйнування гомеостазу, зміни характеру взаємодії клітин у тканинах і органах, збільшення кількості випадкових і нерегульованих взаємодій, зміни швидкості, спрямованості і узгодженості метаболічних процесів.

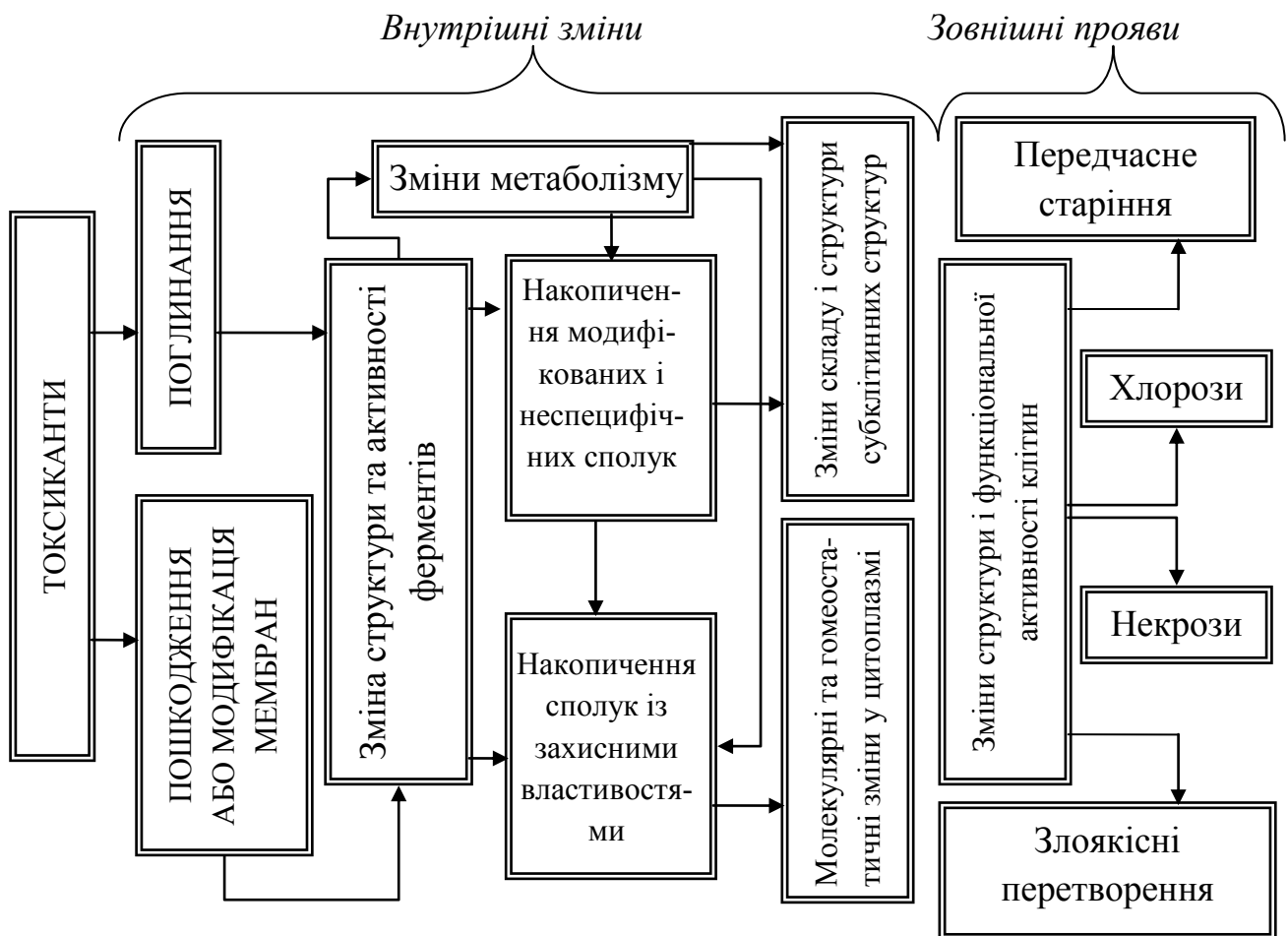


Рис. 17. Схема розвитку інтоксикаційних патологій у гідробіонтів на клітинному рівні (за Гандзюра В.П., Грубінко В.В., 2008)

Показники токсичної дії забрудників водного середовища для **надорганізмених рівнів** характеризуються іншим набором параметрів: збіднення видового складу та зниження рівня біорізноманіття, перебудова структури угруповань зі зміною домінантних видів, зменшення чисельності та біомаси популяцій водних організмів.

Після надходження у водойми токсичні речовини, в першу чергу, взаємодіють із планктонними організмами. Між компонентами планктону вони розподіляються нерівномірно. В особливо великих кількостях токсичні забрудники здатні накопичуватися в організмах гідробіонтів-фільтраторів. Фільтратори виступають буфером, який приймає на себе токсичний удар, зменшуючи, тим самим, негативний вплив токсикантів на організми інших трофічних рівнів. Внаслідок

цього фільтратори першими випадають зі складу планктону, що викликає зміну домінантних видів в угрупованні. Зменшення кількості зоопланктону спричиняє зниження інтенсивності споживання ним планктонних водоростей, що приводить до більш інтенсивного їхнього розвитку аж до виникнення «цвітіння» води. Організми зоопланктону більш чутливі до дії багатьох токсикантів, ніж водорості, тому первинна продукція в умовах незначного токсичного забруднення може навіть зростати, внаслідок послаблення пресу зоопланктону на фітопланктон. Одночасно зростають і показники деструкції фітопланктону, що призводить до самозабруднення водойм.

За тривалого і потужного забруднення водойм відбувається докорінна перебудова структури планктонних угруповань. Така перебудова здійснюється у 3 етапи.

На першому етапі суттєво коливається чисельність і показники біомаси популяцій; на другому – види-домінанти і субдомінанти переходять на другий план, а домінувати починають види, які раніше були пригніченими; на третьому – повністю змінюється структура з тенденцією до зниження чисельності і біомаси планктонних угруповань. За надто пролонгованої дії токсикантів може повністю зникнути фітопланктон, внаслідок чого припиняється фотосинтез і руйнуються трофічні ланцюги. Ці зміни носять стрибкоподібний характер.

Відновлення планктонних угруповань у водоймі, що зазнала токсичного впливу, потребує усунення джерела забруднення та тривалого часу для відновних процесів.

Для донних угруповань такі зміни виражені менш чітко. Донні мули інтенсивно адсорбують токсичні речовини, які взаємодіючи з органічними й іншими компонентами, можуть утворювати комплексні сполуки, що втрачають токсичність (наприклад, комплексні сполуки важких металів). У зв'язку з цим прямий вплив токсикантів на бентонітів значно послаблюється. Нестійкі органічні токсиканти руй-

нуються мікроорганізмами донних відкладів або частково трансформуються мікро- чи мезобентосними організмами, які живляться мулом (нематоди, олігохети, личинки хірономід). Токсиканти із донних відкладів передаються по трофічних ланцюгах: мул – донні мікроорганізми – бентосні безхребетні – риби-бентофаги (лящ, сазан, лин, плітка, сом і т.д.). За тривалого надходження токсикантів мул стає токсичним, але виявити це можна лише шляхом біотестування водних витяжок із донних відкладів. Кінцеві ланки бентосних трофічних ланцюгів – риби-бентофаги є носіями потенційної небезпеки отруєння для людини, що споживає їх у якості продуктів харчування.

Основні реакції **водної екосистеми** на токсичний вплив розвиваються також у три фази:

1 фаза – коливання основних біологічних показників стану екосистеми (видовий склад флори і фауни, планктону і бентосу; чисельність і біомаса гідробіонтів, первинна продукція, кисневий режим) навколо деяких середніх величин без істотних порушень структури біоценозів і глибокої кисневої депресії;

2 фаза – докорінна перебудова екосистеми, що виражається у зміні структури, а досить часто і складу біоценозів та зміні домінантних видів за помірної кисневої депресії;

3 фаза – повна структурно-функціональна дезорганізація екосистеми: руйнування основних біотичних зв'язків, зменшення первинної продукції, різке зростання деструкції, глибока киснева депресія, масова загибель тварин, припинення самоочисних процесів.

Три основні етапи реагування водних екосистем на токсичні впливи відображені у класифікації рівнів токсичного забруднення – токсобності водойм, запропонованій Л.П.Брагінським, причому рівень оліготоксобності відповідає практично нульовим значенням внутрішньосистемних перебудов; рівень β -токсобності – коливанням основних біологічних показників стану екосистем навколо середніх

величин без зміни структури; α -токсобності – структурно-функціональним перебудовам зі зміною доміантних видів; політоксобності – станові «хаосу» у екосистемі; рівень гіпертоксобності відповідає «екологічній смерті» системи.

Складна ієрархічна структура водних екосистем обумовлює величезну різноманітність реакцій реагування на токсичне забруднення представників біоти, які відносяться до рослинного та тваринного світу. Механізм реагування полягає у послідовній зміні біохімічних і фізіологічних реакцій організму, спрямованих на відновлення ушкоджених функцій (компенсаторні реакції). У випадку тривалої дії або високої інтенсивності чинника, що обумовлює глибокі незворотні ушкодження, розвиваються різні патології, або організм гине.

У **водяних рослин** найбільш показовою реакцією на токсичні впливи є зниження інтенсивності або повне припинення фотосинтезу. Речовини, які викликають такий ефект, називаються інгібіторами фотосинтезу. До них, зокрема, належать важкі метали (особливо мідь і цинк), пестициди та ПАВи. Під впливом інгібіторів фотосинтезу у водяних рослин можливі два типи реакцій: а) пригнічення фотосинтезу і посилення інтенсивності дихання як прояв деградаційних процесів, і б) повне пригнічення фотосинтезу та дихання, внаслідок чого рослина швидко гине. Вищі водяні рослини проходять етапи відмирання поступово: спочатку змінюється забарвлення листя – від зеленого до жовтого або коричневого, потім листя втрачає тургор і опадає, рослина уражується мікроорганізмами, що викликають процеси гниття, і розкладається.

Іншими реакціями-відповідями рослин на дію токсикантів є уповільнення ростових процесів, зменшення розмірів листя, втрата коренів і т.д. Комплексні дослідження структурно-функціональних показників реагування вищих водяних рослин на забруднення водного середовища токсичними речовинами, проведені Н.В.Чукіною

(2010), показали, що рослини, які підпадали під підвищене антропогенне навантаження у вигляді токсичного забруднення, відрізнялися більшими розмірами клітин мезофільної тканини листя і підвищеним вмістом фотосинтетичних пігментів (хлорофілів та каротиноїдів), що розглядається автором як захисно-приспосувальна реакція на змінені умови існування. Крім того, було встановлено, що забруднення водного середовища ініціює у макрофітів такі реакції-відгуки, як підвищення вмісту у тканинах листя розчинних білків і небілкових тіоловмісних сполук та підвищення активності антиоксидантних ферментів, якщо види характеризуються підвищеною здатністю до акумуляції. Для видів з невисокою акумулюючою здатністю властиві зміни, які попереджають проникнення токсикантів в організм – зниження проникливості мембран, формування потужного епідермісу і т.п.

Багатоклітинні водорості в умовах токсичного забруднення відмирають, поступово втрачаючи тургор, знебарвлюючись і розкладаючись. Одноклітинні водорості піддаються лізису, а продукти їхнього розкладання розчиняються у воді. Відрізнити живі клітини водоростей від мертвих можна за допомогою люмінесцентної мікроскопії з використанням спеціальних барвників: живі клітини водоростей у полі зору мікроскопу світяться яскраво-червоним кольором, ушкодженні – малиновим, мертві – зеленим. Критерієм токсичності для водоростей виступає зміна чисельності їхніх клітин, зниження темпу розмноження і зменшення коефіцієнту приросту чисельності. Реакцією водоростей на токсичну дію отрут може бути і утворення нерухомих діапauзних спор (для діатомових), або втрата здатності до руху у зооспор (для протококових).

Важливим показником нормального стану фітопланктону є рівень його затухаючої флуоресценції. Різниця між максимальним і стаціонарним рівнями флуоресценції клітин водоростей відображає активність їхнього фотосинтезу. За умов забруднення водою токсич-

ними речовинами затухаюча флуоресценція водоростей дуже незначна.

У водних тварин (безхребетні, нищі хребетні, риби, вищі водні хребетні) найбільш чітко фіксованим токсичним ефектом є смерть піддослідних організмів. За хронічного отруєння низькими концентраціями токсичних речовин виникають різного роду порушення життєдіяльності, які виражаються у зміні поведінкових реакцій, втраті здатності до рецепції зовнішніх подразнень, порушенні функціонування систем органів, обміну речовин, відхиленні від норми біохімічних показників, у першу чергу, зміні рівнів активності окремих ферментів або ферментативних систем загалом. Важливим показником хронічного отруєння безхребетних є зниження плодючості у ряді поколінь, що визначається при проведенні тривалих спостережень. Втрата здатності до повноцінного відтворення є свідченням отруєння і для риб та водних ссавців. Різноманітність реагування тварин на дію токсичних реагентів зростає з ускладненням рівня їхньої біологічної організації. Найбільш чітке, специфічне і показове реагування, яке піддається реєстрації, властиве риbam та водним ссавцям, що пов'язано зі складною організацією їхніх сенсорних та регуляційних систем.

Загальний розвиток інтоксикації у водних тварин проходить у три фази: 1) стимуляція процесів життєдіяльності, 2) депресія, 3) загибель. Тривалість і вираженість фаз видоспецифічна.



ЗАПИТАННЯ ДЛЯ САМОПЕРЕВІРКИ

1. Вкажіть, яке значення для розуміння механізмів реагування водних екосистем на токсичне забруднення має осмислення їхньої організації як цілісних систем

2. Назвіть і охарактеризуйте просторово-часові фази формування реакції-відповіді водної екосистеми на дію токсичних речовин
3. Вкажіть, які закони і принципи лежать в основі реагування водних екосистем на токсичне забруднення
4. Вкажіть, які наслідки для водних екосистем має перевищення оптимального рівня антропогенного навантаження
5. Дайте визначення поняттю «токсичний процес»
6. Дайте визначення поняттю «інтоксикація»
7. Вкажіть, від чого залежить хід розвитку токсичного процесу
8. Охарактеризуйте залежність «структура речовини – активність інтоксикації» у ході розвитку токсичного процесу
9. Охарактеризуйте залежність «доза – ефект» у ході розвитку токсичного процесу
10. Назвіть і охарактеризуйте процеси, на основі яких реалізується вплив токсикантів на водну екосистему
11. Назвіть відомі Вам принципи дії токсикантів у водному середовищі
12. Охарактеризуйте принципи дії токсикантів у водному середовищі
13. Охарактеризуйте реагування водних екосистем на токсичне забруднення водойм на різних рівнях організації біологічних систем
14. Вкажіть ознаки інтоксикації у гідробіонтів на генному рівні
15. Вкажіть ознаки інтоксикації у гідробіонтів на хромосомному рівні
16. Вкажіть ознаки інтоксикації у гідробіонтів на геномному рівні
17. Охарактеризуйте розвиток інтоксикації на клітинному рівні
18. Вкажіть ознаки інтоксикації у гідробіонтів на рівні тканин, органів і функціональних систем

19. Вкажіть різницю у реагуванні на токсичне забруднення водойм окремих організмів, їхніх угруповань та водної екосистеми загалом
20. Наведіть систему токсобності водойм
21. Охарактеризуйте реагування водних екосистем на токсичне забруднення відповідно класам токсобності
22. Наведіть ознаки інтоксикації у одноклітинних водоростей
23. Наведіть ознаки інтоксикації у багатоклітинних водоростей
24. Наведіть ознаки інтоксикації у вищої водяної рослинності
25. Наведіть приклади інгібіторів фотосинтезу
26. Наведіть ознаки інтоксикації у тваринних організмів
27. Вкажіть фази розвитку інтоксикації у тваринних організмів. Наведіть приклади

ТЕМА 8. Загальні механізми токсичної дії забрудників водного середовища

Дослідження перебігу процесів інтоксикацій серед гідробіонтів найбільш повно проводилися на рибах. Це пояснюється достатньо високою складністю їхньої біологічної організації, що дозволяє відслідковувати патологічні зміни різних рівнів.

Взаємодія токсикантів або продуктів їхнього перетворення у живих організмах із структурними елементами, яка лежить в основі розвитку токсичного процесу, називається механізмом токсичної дії.

За механізмом токсичної дії всі отрути, як зазначалося раніше (Метелев В.В., Канаєв А.И., Дзасохова Н.Г., 1971), поділяють на дві великі групи: локальні – ті, які викликають дистрофічні і некробіотичні зміни тканин у місцях контакту з тілом гідробіонтів, та резорбтивні – ті, які порушують діяльність функціональних систем.

Процес інтоксикації у будь-якому живому організмі розпочинається з патогенної дії отрут у місцях їхнього проникнення (для риб – це зябра, слизові оболонки, шкіра), а також з рефлекторних реакцій з боку нервової системи (Голиков С.Н., Саноцкий И.В., Тиунов Л.А., 1986). Надалі, після потрапляння у кров отруйні речовини, з'єднуючись з білками, порушують фізико-хімічні процеси у плазмі та клітинних елементах. Розносячись током крові, вони фіксуються у різних тканинах і органах відповідно до сорбційної ємкості та біохімічної спорідненості останніх по відношенню до окремих токсикантів (Карпюк М.И., Зубченко И.А., Сокольский А.Ф., 2002).

Механізм дії більшості отрут тісно пов'язаний із включенням їх у ланки біологічних процесів за рахунок фізико-хімічних і хімічних реакцій. Первинні молекулярні взаємодії є пусковим механізмом будь-якої інтоксикації. Всі зміни після цього супроводжуються комплексом процесів і відповідних реакцій біологічної системи на вторг-

нення токсикантів. Весь діапазон цих відповідних реакцій, від фізіологічної адаптації і компенсації порушених функцій до розвитку інтоксикацій різного ступеню, обумовлений взаємодією отрути з хімічними структурами організму. Проте цей «пусковий механізм» розвивається, модифікується і доповнюється різноманітними видами регуляції взаємодії організму з хімічними факторами середовища існування (Голиков С.Н., Саноцкий И.В., Тиунов Л.А., 1986). Токсичний процес, що ініціюється фізико-хімічними реакціями, як правило, обумовлений розчиненням токсикантів у певних середовищах (водному або ліпідному) клітин чи тканин організму. При цьому істотно змінюються фізико-хімічні властивості середовища-розчинника (рН, в'язкість, електропровідність, сила міжмолекулярних взаємодій і т.д.). Особливістю такої взаємодії є відсутність залежності якості ефекту від хімічних властивостей молекул токсикантів. Так діють на тканини всі кислоти, луги, сильні окиснювачі, деякі органічні розчинники і високомолекулярні сполуки (Куценко С.А., 2002).

Частіше в основі токсичної дії лежать хімічні реакції токсикантів з певними структурними компонентами живих систем.

Структурний компонент біологічної системи, з яким вступає у хімічну взаємодію токсикант, називається його «рецептором» (термін у 1913 році ввів Пауль Ерліх). Рецепторами для токсичних речовин в організмах гідробіонтів можуть бути: ензими; транспортні протеїни; гормони, або їхні окремі ділянки (реакційні зони); нейромедіатори; антитіла і т.д. Отрути здатні брати на себе функцію аналогів реакційних субстратів для перерахованих вище сполук, чим, у більшості випадків, блокують виконання ними своїх функцій, а у деяких випадках, навпаки стимулюють їхню активність, викликаючи розбалансування метаболічних процесів (Куценко С.А., 2002).

Рецептори можуть бути «німими» і активними. «Німий» рецептор – це структурний компонент біологічної системи, взаємодія якого

з токсичною речовиною не викликає формування реакції-відповіді. Активний рецептор – це структурний компонент біологічної системи, взаємодія якого з токсикантом ініціює токсичний процес. Для нього частіше використовується термін «мішень» (Беспалова Л.Е., Оліфіренко В.В., Рачковський А.В., 2011).

Мішенями для токсичної дії отрут в організмах гідробіонтів можуть бути:

- структурні елементи міжклітинного простору;
- структурні елементи клітин організму;
- структурні елементи систем регуляції клітинної активності.

Токсична дія на структурні елементи міжклітинного простору. Кожна клітина живого організму, у тому числі і гідробіонтів, зокрема риб, оточена міжклітинною рідиною. Для клітин крові міжклітинною рідиною є плазма. Основні властивості міжклітинної рідини обумовлюються її електролітним складом і осмотичним тиском (Голіков С.Н., Саноцкий И.В., Тиунов Л.А., 1986; Bertalanffi L., 1964). Електролітний склад визначається вмістом іонів Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Cl^- , HCO_3^{2-} ; осмотичний тиск – присутністю білків та інших катіонів і аніонів. Міжклітинна рідина, крім того, містить численні субстрати для клітинного обміну, продукти метаболізму клітин, молекули, відповідаючи за клітинну активність. Потрапивши у міжклітинний простір, токсиканти змінюють фізико-хімічні властивості міжклітинної рідини і вступають у хімічну взаємодію з її структурними компонентами. Зміна властивостей міжклітинної рідини негайно викликає реакції-відповіді зі сторони самих клітин. Можливі наступні механізми токсичної дії забрудників водного середовища, обумовлені взаємодією токсикантів з компонентами міжклітинної рідини:

1) електролітні ефекти – комплексоутворення зі зв'язуванням іонів кальцію, яке викликає розвиток гострої гіпокальцемії, що супрово-

джується порушенням проведення нервових імпульсів волокнами, зміною мускульного тону, блокуванням згортання крові. Порушення кальцієвого гомеостазу вважають одним з провідних факторів інтоксикації живих організмів;

2) рН-ефекти – порушення кислотно-основної рівноваги, яке викликає розвиток ацидозів чи алкалозів, що супроводжуються розбалансуванням метаболічних процесів;

3) зв'язування й інактивація структурних елементів міжклітинної рідини з блокуванням діяльності ферментів;

4) зміна осмотичного тиску.

Токсична дія на структурні елементи клітин організму та системи регуляції клітинної активності. Структурними елементами клітин, з якими взаємодіють токсиканти, як правило, виступають: білки (у тому числі транспортні білки мембран та ферменти, які визначають клітинну активність, селективні рецептори гормонів і нейромедіаторів), нуклеїнові кислоти і ліпіди мембран.

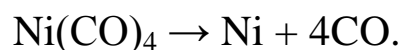
Патологічна зміна властивостей білків токсичними речовинами можлива різними способами, які залежать, як від структури токсикантів, так і від будови та функцій самих білків. Це може бути денатурація, блокування активних центрів, зв'язування активаторів і молекул, що стабілізують протеїни і т.д.

До отрут, які викликають денатурацію білків, відносяться луги, кислоти, окиснювачі, іони важких металів. В основі денатурації лежить ушкодження внутрішньобілкових зв'язків, які формують їхню вторинну і третинну структуру за рахунок блокування COOH^- , NH_2^- , OH^- , SH^- -груп амінокислот. Металічні отрути, і в першу чергу іони ртуті, свинцю, кадмію, а також такі металоїди як арсен та стибій, мають чітко виражену вибіркову активність по відношенню до сульфгідрильних ($-\text{SH}$) груп білкових амінокислот, їх називають тіоловими

отрутами. У результаті зв'язування іонів металів та металоїдів із SH-групами утворюються стійкі нерозчинні сполуки – меркаптиди. Крім того, надмірне надходження катіонів у клітинне середовище здатне нейтралізувати негативний заряд внутрішніх білкових молекул, спричиняючи їхнє злипання; внаслідок чого золь протоплазми переходить у гель, що змінює перебіг усіх клітинних процесів.

Розвиток патологічних процесів у результаті зміни структури гемоглобіну, який є складним протеїдом, здатні викликати такі токсичні речовини, як: 1) нітросполуки, у тому числі і органічні (нітрити, нітрати, тринітротолуол); 2) аміносполуки (анілін, гідроксиламін, фенілгідразин, амінофеноли); 3) окисники (хлорати, перманганати, хінони, нафталін); 4) окисно-відновні барвники (метиленовий синій, крезоловий блакитний); 5) лікарські препарати (сульфаніламід, барбітурати).

Молекула гемоглобіну, як відомо, складається із двох частин: простого білка (глобіна) і гема – похідної протопорфірина, де в центрі розташовується Fe^{2+} . Кисень у гемоглобіні фіксується безпосередньо залізом. Токсичні речовини, вступаючи у взаємодію із залізом, змінюють ступінь його окиснення і гемоглобін втрачає здатність зв'язувати і транспортувати кисень до клітин і тканин. Із всіх токсичних речовин найвищу спорідненість до гемоглобіну має оксид вуглецю (II). Джерелом його надходження у водне середовище можуть бути токсичні карбоніли важких металів, зокрема нікелю, які потрапляючи в організм риб розщеплюються з виділенням CO:



Оксид вуглецю (II) дифундує в еритроцити і вступає у зворотню хімічну взаємодію з гемоглобіном, формуючи метгемоглобін, який обумовлює розвиток патологічного процесу.

Гемолітичні отрути викликають вихід гемоглобіну із еритроцитів у плазму крові. Нині процес гемолізу розглядається, з одного бо-

ку, як наслідок руйнування отрутами плазматичних мембран еритроцитів, зокрема у результаті інгібування сульфгідрильних груп мембранних білків, а з іншого – як результат змін у складному ланцюзі ферментних процесів, що лежать в основі підтримання цілісності структури червоних кров'яних тілець. Позаеритроцитний гемоглобін втрачає здатність зв'язуватися з киснем, частково перетворюючись у жовчні пігменти та інші продукти метаболізму, що виводяться із організму. Чим інтенсивніше гемоліз, тим менше гемоглобіну затримується в організмі і тим більше виводиться його у результаті екскреції. Гемоліз здатні викликати такі отрути, як фенілгідрозин, бертолетова сіль ($KClO_3$), хінін, сульфаніламід.

Впливу ксенобіотиків на ферменти у токсикології надають особливого значення, оскільки роль останніх у забезпеченні процесів життєдіяльності гідробіонтів величезна. Швидкість каталітичних перетворень речовин у живих організмах визначається специфічною активністю ферментів, їхнім вмістом у клітинах і тканинах, наявністю субстратів і регуляторів активності у середовищі. За нормальних умов інтенсивність метаболічних процесів підтримується на сталому рівні за рахунок збалансованої дії усіх цих чинників. Отрути, які змінюють активність ферментів, відрізняються високою токсичністю. Механізмами модуляції можуть бути посилення або пригнічення синтезу ферментів, блокування або прискорення їхнього руйнування, підвищення або пригнічення специфічної активності.

Посилення ферментативної активності обумовлюється токсикантами-індукторами, до яких відносяться циклічні і поліциклічні ароматичні вуглеводні, полігалогеновані циклічні і поліциклічні вуглеводні, діоксини, пестициди, барбітурати та ін. Серед токсикантів-індукторів багато канцерогенних речовин. Небезпечними є механізми активації лізосомальних ферментів, які за виходу у цитоплазму ви-

кликають аутоліз клітин. За таким механізмом діють, наприклад, іприти та CCl_4 .

Особливе значення має індукція ферментів, які беруть участь у метаболізмі ксенобіотиків, забезпечуючи їхню детоксикацію. У риб індуковані ферменти для детоксикації отрут виробляються у крові.

Ослаблення ферментативної активності обумовлюється токсикантами-інгібіторами, до яких належать сполуки важких металів, нафтопродукти, хлорорганічні та фосфорорганічні пестициди й ін.

Деякі речовини виступають конкурентами кофакторів ферментів. Так, наприклад, дикумарол конкурентно перешкоджає утилізації печінкою риб вітаміну К, необхідного для синтезу протромбіну, внаслідок чого можлива загрожуюча їхньому життю кровотеча. Хронічне ж отруєння свинцем супроводжується порушенням синтезу гема, внаслідок чого розвивається дефіцит гемопротейнів.

Найбільш же часто в основі інтоксикацій лежить пригнічення токсикантами специфічної активності ферментів, яка проявляється наступним чином: 1) конкуренція із субстратом за активні центри ферментів; 2) утворення міцних ковалентних зв'язків з активними центрами ферментів; 3) взаємодія з додатковим алостеричним центром фермента зі зміною конформації його активного центра; 4) комплексоутворення зі зв'язуванням іонів металів (Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Mn^{2+} , Zn^{2+} , Co^{2+} та ін.), які необхідні для синтезу ферментів.

Селективні рецептори білків гормонального метаболізму і факторів росту використовуються як реакційний субстрат діоксинами і фуранами, що обумовлює порушення останніми у процесі інтоксикації функціонування імунної і репродуктивної систем гідробіонтів.

До нейромедіаторів відносяться, як деякі малі молекули, наприклад, катехоламіни – адреналін, норадреналін, ацетилхолін і т.д., так і окремі пептиди – соматотропін, тіреотропін і т.д. Вони є біологічно активними речовинами, за допомогою яких здійснюється трансфор-

мація і передача імпульсів через синаптичний простір. Нейромедіатори характеризуються здатністю реагувати зі специфічними білковими рецепторами клітинної мембрани, ініціюючи ланцюг біохімічних реакцій, які викликають зміну трансмембранного потоку іонів, що призводить до деполяризації мембрани і виникнення потенціалу дії. В основі дії токсичних речовин на роботу нейромедіаторів лежать наступні механізми: 1) блокування або активація їхнього синтезу; 2) порушення вивільнення і зворотнього захоплення нейромедіатора, у результаті чого може спостерігатися накопичення його у міжсинаптичному просторі або ж, навпаки, гострий дефіцит; 3) безпосередня дія на селективні рецептори нейромедіаторів; 4) зміна спорідненості рецепторних структур до нейромедіаторів.

Схема етапів роботи нейромедіаторів, впливаючи на які токсиканти можуть ініціювати токсичний процес, зображена на рис.18.

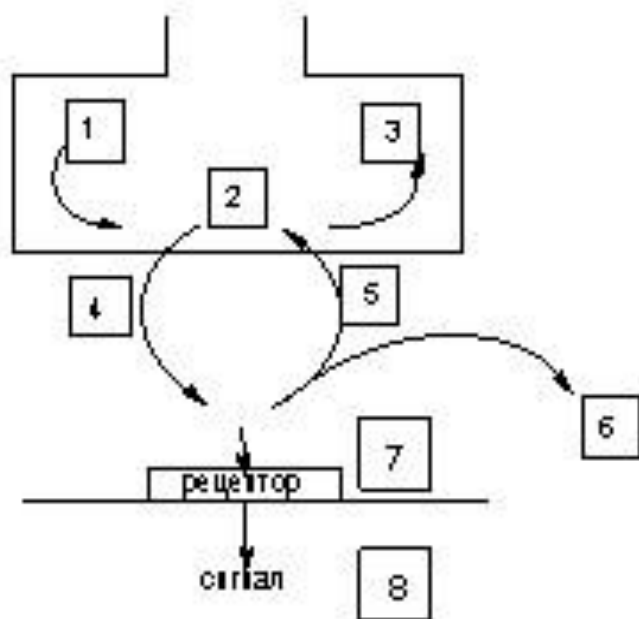


Рис. 18. Основні місця дії токсичних речовин на синапси: 1 – синтез, 2 – накопичення, 3 – метаболізм (через розщеплення), 4 – виділення, 5 – зворотнє захоплення, 6 – руйнування, 7 – селективний рецептор; 8 - механізм передачі сигналу.

Багато ксенобіотиків здатні хімічно взаємодіяти з нуклеїновими кислотами (ДНК і РНК), змінюючи їхні властивості. До таких речовин належать нітрити, іприти, гідразин і його похідні, гідроксиламін, поліциклічні ароматичні вуглеводні, сполуки арсену та інші. Ці ток-

сиканти утворюють ковалентні зв'язки з аміногрупами пуринових і піримідинових основ (рис.19).

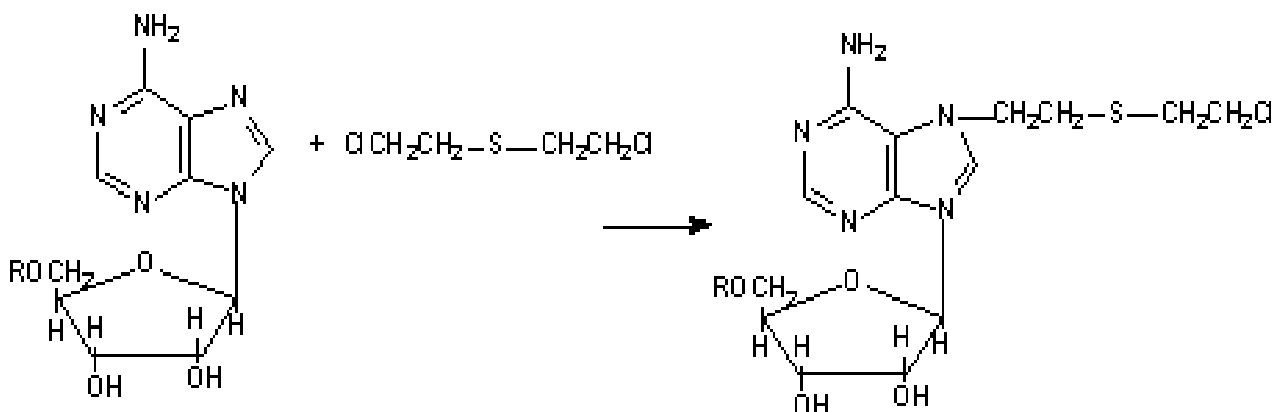


Рис. 19. Трансформація нуклеїнових кислот за участі іприту

Змінені таким чином молекули нуклеїнових кислот можуть зазнавати подальшої ферментативної і неферментативної трансформації, аж до руйнування їх під впливом ендонуклеаз.

Токсичні речовини з двома активними функціональними групами утворюють з молекулою ДНК перехресні зв'язки, що унеможливує розходження ниток «подвійної спіралі» ДНК, необхідне для забезпечення синтезу білків та поділу клітин.

Деякі токсиканти, зокрема формальдегід, здатні взаємодіяти не тільки з пуриновими і піримідиновими, а й з вуглеводно-фосфатними основами нуклеїнових кислот, викликаючи їхню денатурацію.

Мембранотоксикантами називають речовини, які змінюють або руйнують структуру ліпідів чи порушують взаємодію між їхніми молекулами (гідрофобні зв'язки), спричиняючи пошкодження мембран. Загальна схема дії мембранотоксикантів наведена на рис.20.

До таких отрут відносяться спирти, насичені і галогеновані вуглеводні, детергенти. Ліпотропні неелектроліти, наприклад, проникають і зависають у клітинних мембранах. За їхнього накопичення мембрани розбухають і втрачають здатність виконувати свої функції у повному обсязі.



Рис. 20. Механізм дії мембранотоксикантів (за Покровським А.А., 1976)

До мембранотоксикантів належать і отрути, які блокують, або надмірно активують Na^+ , K^+ , Ca^{2+} -канали мембран. Іони важких металів, наприклад, або інші катіони за взаємодії з негативно зарядженою поверхнею мембран змінюють їхній поверхневий заряд та порушують проникливість.

Ряд токсикантів мають опосередковану мембранотоксичну дію, підвищуючи рівень Ca^{2+} всередині клітин, активуючи фосфоліпази та процеси утворення вільних радикалів, які мають неспарені електрони і стають реакційно активними та здатними ініціювати ланцюгові процеси в біосубстратах, наприклад, перекисне окиснення ліпідів.

Хімічні речовини різної структури і за різних концентрацій можуть пошкоджувати біомембрани різних типів неоднаково. Так, наприклад, до дії органічних перекисів найбільш стійкі мембрани еритроцитів, а найбільш чутливі – мембрани лізосом; мембрани мітохондрій займають проміжне положення. Неоднакова стійкість біомембран різної локалізації до дії отрут дозволяє виділяти класи хімічних сполук, які пошкоджують переважно ті чи інші клітинні структури.

Таким чином, проаналізувавши різноманітні механізми токсичної дії отрут на живі організми, можна стверджувати, що абсолютно логічним є висновок відомого токсиколога А.Альберта (1989) про те, що будь-яка хімічна речовина, для того, щоб мати токсичну дію, повинна володіти спорідненістю до рецепторів і власною фізико-хімічною активністю. Під спорідненістю мається на увазі стійкість зв'язку речовини з рецептором, яка вимірюється величиною, зворотною до швидкості дисоціації комплексу «речовина + рецептор».

Токсична дія будь-якої речовини виражена тим сильніше, чим менша кількість її молекул зв'язується з «німими» рецепторами, і чим активніше вона взаємодіє з активними рецепторами, а також чим більше значення має ушкоджена структурна одиниця для підтримання гомеостазу всього організму. Будь-яка клітина, тканина чи орган гід-

робіонтів, зокрема риб, містять велику кількість потенційних рецепторів різних типів, з якими можуть вступати у взаємодію токсичні речовини. У зв'язку з цим взаємодія токсичних речовин з мішенями є вибірковою тільки у межах певного діапазону концентрацій. Збільшення концентрації отрути у живому організмі призводить до розширення спектру мішеней, що відображається на біологічній активності клітин, тканин, органів та їхніх систем.

Далеко не завжди масова загибель гідробіонтів визначається факторами, які раптово і стихійно вторгаються у водні екосистеми (аварійні скиди токсичних речовин, ливневі стоки, змиви отрутохімікатів і т.д.). В умовах незначного, але систематичного забруднення водою токсикантами, навіть у межах їхніх гранично допустимих концентрацій, також можливий розвиток токсичного процесу. У такому випадку ми маємо справу з кумулятивним ефектом.

Практично всі гідробіонти, як рослинні, так і тваринні організми різної складності організації, здатні тривалий час накопичувати токсичні речовини. У риб отрути акумулюються у печінці, селезінці, нирках, жировій тканині, важкі метали можуть відкладатися у шкірі, кістках, м'язах, зябрах. У молюсків токсиканти накопичуються мантийною порожниною, у нозі та гепатопанкреасі, деякі – у м'язах. У вищої водяної рослинності депонування багатьох отрут спостерігається у корінні.

Для виявлення місць локалізації токсичних речовин визначають коефіцієнти їхнього розподілу, тобто співвідношення вмісту токсикантів у різних тканинах до загальної маси тіла гідробіонта. Найбільш інформативними серед коефіцієнтів розподілу є індекси печінки та селезінки. Вони відображають збільшення маси цих органів за рахунок накопичення в них токсичних речовин. У критичні за функціональним навантаженням на організм гідробіонтів періоди накопичені токсиканти виводяться у кров'яне русло, розносяться током крові до

тканин і органів, викликаючи гостре отруєння і загибель гідробіонтів. Таке явище отримало назву **кумулятивного токсикозу**.

Механізм виникнення кумулятивних токсикозів полягає у наступному: за хронічного впливу низьких концентрацій отрут на гідробіонтів до їхнього організму надходить x -кількість токсичного агента, а виводиться або руйнується за той же проміжок часу y -кількість. Якщо $x > y$, то в організмі протягом кожної доби певна кількість токсичного агента – z ($z = x - y$), залишається. Така кількість отрути сама по собі не викликає ознак інтоксикації, але за накопичення її в організмі, наприклад, протягом 10, 20 і більше діб, кількість отрути буде складати $10z$ або $20z$ і т.д., а така кількість вже здатна викликати розвиток інтоксикації.

Виведення токсичних речовин із організму гідробіонтів відбувається активно тільки на перших етапах інтоксикації. Далі швидкість виведення знижується внаслідок адаптивних змін метаболічних процесів (рис.21).

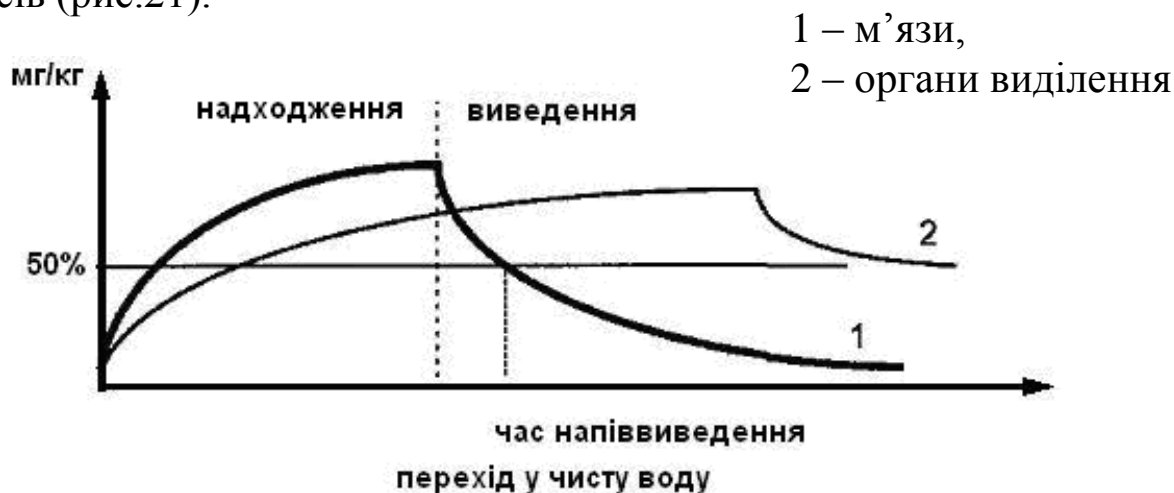


Рис. 21. Динаміка вмісту токсичних речовин у тканинах і органах гідробіонтів протягом періоду отруєння (за Филенко О.Ф., Михеева И.В., 2007)

У цей період і можливе депонування токсикантів у тканинах і органах гідробіонтів.

Існує два основних методи визначення швидкості елімінації отрути з організму гідробіонтів. Один з них полягає у визначенні кількості речовин, які виділяються яким-небудь шляхом (наприклад, нирками або кишківником), другий – у визначенні концентрації отрути у крові протягом певного часу.

Якщо виведення токсикантів з крові гідробіонтів йде по експоненціальній кривій (рис.22),

то концентрацію отрути у крові через певний час після її разового введення можна розраховувати за формулою:

$$y = y_0 e^{-kt}, \text{ де}$$

y – концентрація речовини у крові на даний час,

y_0 – початкова концентрація речовини у крові,

e – основа натуральних логарифмів,

k – константа швидкості виведення речовини,

t – час.

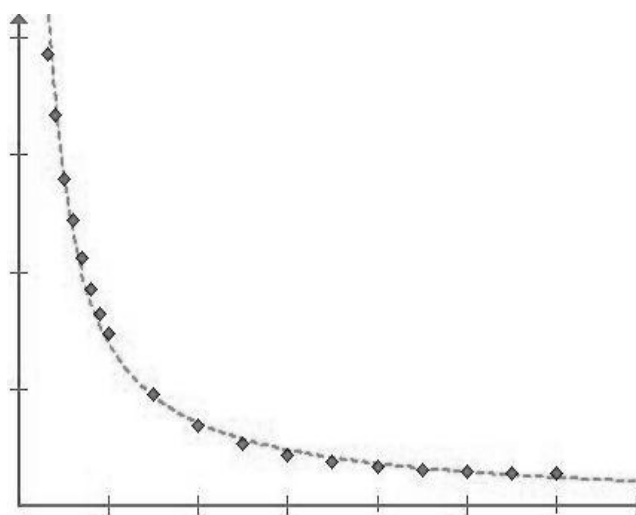


Рис.22. Динаміка виведення отрути з крові риби

Однак, частіше користуються визначенням швидкості виведення отрути із організму риби. Для цього визначають час, протягом якого концентрація отрути у крові знижується вдвічі (T_{50}):

$$T_{50} = \frac{[(t_1 - t_2) \log 2]}{(\log y_1 - \log y_2)}, \text{ де}$$

y_1 і y_2 – вміст речовини в крові в момент часу t_1 і t_2 після надходження її до організму.

Швидкість і вираженість акумуляції отрути залежить від фізико-хімічних властивостей речовини, її концентрації, часу дії, швидкості виведення із організму або руйнування в організмі і т.д.

Акумуляватися здатен будь-який токсичний агент, швидкість виведення якого нижче швидкості його надходження до живого організму.

В залежності від фізико-хімічних властивостей досліджуваної речовини може мати місце матеріальна або функціональна акумуляція, а в окремих випадках і та, й інша.

Матеріальна акумуляція представляє собою депонування отруйних речовин у певних органах (печінка, селезінка, нирки) або тканинах, що призводить до збільшення їхньої маси. У цьому випадку показник відношення маси органу, наприклад, печінки чи селезінки, до загальної маси тіла, так званий індекс печінки чи селезінки, у разі його відхилення від норми у бік збільшення свідчить про наявність матеріальної акумуляції отруту.

За функціональної акумуляції після кожного надходження отрути до організму зберігається слідова реакція в ураженій функціональній системі, яка сумуючись з кожною наступною, призводить до прояву токсичного ефекту. Функціональна акумуляція виникає частіше, ніж матеріальна. Більшість клітинних і ензиматичних отрут діє шляхом функціональної акумуляції. Наприклад, фосфорорганічні пестициди, які є ензиматичними отрутами і характеризуються невисокою токсичністю для риб, за хронічної дії малими концентраціями можуть призвести до розвитку функціональної акумуляції.

Для того, щоб відбулося гостре отруєння необхідний «поштовх» із зовнішнього середовища – стрес-фактор. Таким стрес-фактором виступають різке підвищення температури води, різка зміна режиму течій, а також циклічні сезонні зміни в самому організмі риб, пов'язані з активними витратами енергії, наприклад, нерестові міграції. У цьому випадку відбувається мобілізація внутрішніх енергетичних ресурсів, токсиканти надходять у кров і викликають аутоінтоксикацію (самоотруєння). Чим більший вік має риба, тим більше накопичено ток-

сикантів у її організмі, тому у таких випадках частіше відмічається загибель плідників.

Кумулятивний токсикоз може виникати не тільки внаслідок прямого поглинання токсикантів із води. Однією із специфічних особливостей водних екосистем є передача токсикантів по трофічних ланцюгах (рис.23). Найбільш простий трофічний ланцюг: «вода-риба» – типовий для риб-фільтраторів. Риби-бентофаги отримують токсиканти через ланцюг «вода-донні відклади-бентосні безхребетні-риба»; рослиноїдні представники іхтіофауни – через ланцюг «вода-макрофіти (водорості)-риба»; хижаки – через ланцюг «вода-планктон-мирні риби-хижаки». Хижаки виступають кінцевими концентраторами токсикантів і тому найбільш вразливі.

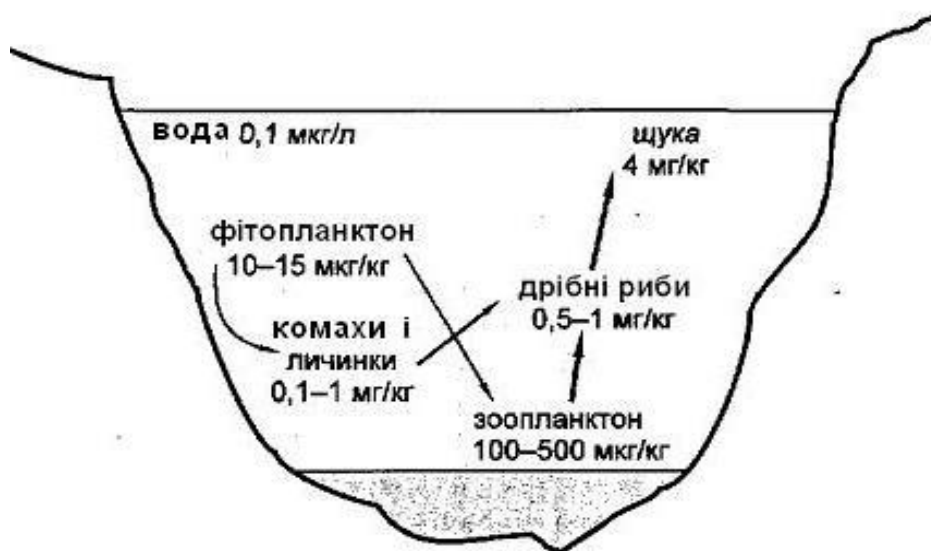


Рис. 23. Модельна закономірність передачі токсикантів по трофічних ланцюгах (на прикладі ртуті)
(за Филенко О.Ф., Михеева И.В., 2007)

Дослідження, проведені на дніпровських водосховищах і Дунаї показали, що найбільш активними накопичувачами токсикантів і радіонуклідів виступають хижі риби (судак, щука, окунь, жерех) та бентофаги (лящ, сазан). У цих видів риб чітко проявляються різні захворювання, пов'язані з хронічним отруєнням: порушуються поведінкові

реакції, репродуктивні цикли, знижується плодючість, зростає кількість нежиттєздатної і мертвонародженої молоді. Вони частіше інших потерпають від інвазійних та інфекційних хвороб. За досягнення критичного рівня забруднення може спостерігатися масова загибель риб. Хижі та бентосоїдні риби із забруднених водойм представляють загрозу для здоров'я людини за їх споживання. У проміжних трофічних ланках також відбувається накопичення токсикантів (гіллястовусі рачки-фільтратори акумулюють хлорорганічні пестициди до концентрацій, що перевищують їхній вміст у воді у тисячі разів).

Для кожної ланки трофічного ланцюга характерні певні співвідношення між вмістом токсикантів у вихідному субстраті (воді чи донних відкладах) і їхнім вмістом у кінцевій ланці (рибі) – коефіцієнти накопичення, а також між різними ланками цього ланцюга – коефіцієнти магніфікації. Найбільший градієнт існує між вмістом токсикантів у водних масах і донних відкладах. Коефіцієнти донної акумуляції можуть сягати 100-10 000, тобто вміст токсикантів у донних відкладах може бути вище ніж у воді тієї ж водойми у 100, 1000, 10 000 разів. Найчастіше це пов'язано з тим, що стічні води мають більшу питому вагу і рухаються у придонних шарах, а різні токсичні агенти, які надходять у водойму, абсорбуються на завислих частинках. Такі процеси особливо чітко проявляються у річках з водою, що характеризується високим ступенем каламутності, наприклад, у Дунаї. Завислі частинки осідають на дно під дією сил гравітації і привносять ці токсиканти у донні відклади.

В залежності від здатності гідробіонтів накопичувати хімічні елементи у своєму організмі, вони поділяються на макро-, мікро- і деконцентраторів. До макроконцентраторів відносяться гідробіонти з коефіцієнтами біологічного накопичення (K_H) більше 2, до мікроконцентраторів – з K_H від 1 до 2, до деконцентраторів – з $K_H < 1$. Така класифікація є умовною, проте вона дає уявлення про відношення гідро-

біонтів до вмісту хімічних елементів у водному середовищі. Макроконцентраторами міді є молюски, цинку – медузи, стронцію – радіолярії. Гідробіонти виступають мікроконцентраторами по відношенню до рутенію, цирконію, іноді нікелю. Накопичувати хімічні елементи, які знаходяться у воді, у незначних кількостях здатні практично всі гідробіонти. Як деконцентратори розглядаються бактерії та синьо-зелені водорості.

Проте різні речовини акумулюються гідробіонтами з неоднаковою інтенсивністю, яка також характеризується коефіцієнтами біологічного накопичення. За значеннями цього показника виділяють 5 класів хімічних речовин:

- 1) речовини з надвисокою акумуляцією – $K_n > 1000$ (радіонукліди, солі важких металів);
- 2) речовини з високою акумуляцією – $K_n = 200-1000$ (хлорорганічні пестициди, хлоровані біфеніли, солі важких металів);
- 3) речовини з помірною акумуляцією – $K_n = 51-200$ (нафтопродукти);
- 4) речовини зі слабо вираженою акумуляцією – $K_n = 1,1-50$ (фосфорорганічні пестициди);
- 5) речовини, нездатні акумулюватися – $K_n = 1$ і менше (кисень, озон, CO , CO_2 , вугільна кислота).

Накопичуються речовини, які не приймають активної участі у метаболічних процесах, або концентрації яких виходять за межі потреб організму, а швидкість виведення їх низька.

Характерними ознаками кумулятивних токсикозів у риб є крововиливи у життєво важливі органи (мозок, зокрема довгастий, серце, печінку, нирки, селезінку). Регулярні патолого-анатомічні і гістопатологічні дослідження печінки риб, особливо хижаків і бентофагів, можуть дати інформацію про хронічне забруднення водойм, більш цінну, ніж цілий комплекс хімічних аналізів, що проводяться епізодично і не враховують реальної небезпеки забруднюючих речовин.

Систематичний моніторинг токсикологічних станів акваторій і заходи зі зниження рівнів забруднення водою токсикантами різних класів дозволяють попереджати розвиток кумулятивних токсикозів. Для встановлення біологічних нормативів скидання промислових стічних вод у рибогосподарські водойми необхідно мати на увазі можливість акумуляції тієї чи іншої групи речовин або обумовлених ними токсичних ефектів і робити відповідні поправки для ГДК.



ЗАПИТАННЯ ДЛЯ САМОПЕРЕВІРКИ

1. Вкажіть, що є пусковим механізмом будь-якої інтоксикації
2. Як називають структурний компонент біологічної системи, з яким вступає у взаємодію токсикант?
3. Вкажіть, які структурні компоненти біологічних систем можуть бути рецепторами для токсичних речовин
4. Вкажіть які рецептори називаються активними, а які «німими»
5. Дайте визначення «мішені» для дії токсикантів в організмі гідробіонтів
6. Вкажіть, які структурні компоненти живих організмів можуть бути «мішенями» для дії токсичних речовин
7. Охарактеризуйте токсичну дію отрут на структурні елементи міжклітинного простору
8. Охарактеризуйте токсичну дію отрут на структурні елементи клітин
9. Охарактеризуйте токсичну дію отрут на системи регуляції клітинної активності
10. Охарактеризуйте механізм дії гемолітичних отрут
11. Охарактеризуйте механізм дії ензиматичних отрут
12. Охарактеризуйте дію отрут на селективні рецептори білків та нейромедіаторів

13. Охарактеризуйте механізм дії отрут на нуклеїнові кислоти
14. Охарактеризуйте токсичну дію мембранотоксикантів
15. Розкрийте механізм розвитку кумулятивного токсикозу у гідробіонтів
16. Вкажіть, від чого залежить швидкість і вираженість розвитку кумулятивних токсикозів у гідробіонтів
17. Охарактеризуйте закономірності виведення токсичних речовин із організму гідробіонтів
18. Вкажіть, які існують методи визначення швидкості виведення отрут із організму гідробіонтів
19. Дайте визначення поняттю «матеріальна акумуляція» за інтоксикації у гідробіонтів
20. Вкажіть, за якими показниками можна виявити наявність матеріальної акумуляції токсичних речовин у організмах гідробіонтів
21. Розкрийте суть функціональної акумуляції токсичних ефектів в організмах гідробіонтів
22. Вкажіть, які фактори можуть виступати пусковими механізмами кумулятивних токсикозів у гідробіонтів
23. Розкрийте закономірності розвитку кумулятивних токсикозів внаслідок магніфікації токсичних речовин
24. Вкажіть показник, який використовується для характеристики здатності гідробіонтів накопичувати токсичні речовини
25. Вкажіть, які групи виділяють серед гідробіонтів за здатністю накопичувати токсичні речовини у своїх тканинах і органах. Наведіть приклади представників для кожної з груп
26. Вкажіть, як класифікують токсичні речовини за їх здатністю до накопичення у живих організмах. Наведіть приклади
27. Назвіть найбільш характерні ознаки кумулятивних токсикозів у риб

ТЕМА 9. Нормування якості води за токсикологічними показниками

Кінцевою метою токсикологічних досліджень є визначення і прогнозування еколого-токсикологічної ситуації на водних об'єктах та обґрунтування шляхів зменшення токсикологічної загрози для людини як споживача води та біоресурсів водного походження.

Охорона водних ресурсів від забруднення і водних живих ресурсів від винищення та порушення їх відтворювальної здатності у результаті забруднення водою відноситься до системи заходів з охорони навколишнього природного середовища. До цієї системи належить **природоохоронне законодавство, водне законодавство, комплекс практичних заходів з охорони вод, систематичний контроль за джерелами забруднення і станом водного середовища (моніторинг), економічне забезпечення природо- і, зокрема, водоохоронної діяльності.**

Регулювання природоохоронної діяльності щодо захисту водою від забруднення здійснюється відповідно до **Закону України про охорону навколишнього природного середовища, Водного кодексу України, Закону України про тваринний світ, Закону України про питну воду та питне водопостачання, Закону України про рибу, інші живі водні ресурси та харчову продукцію з них.**

Завданням законодавства є регулювання правових відносин з метою забезпечення збереження, науково обґрунтованого раціонального використання вод для потреб населення і галузей економіки, відтворення водних ресурсів, охорони вод від забруднення, засмічення та вичерпання, запобігання шкідливим діям на водні запаси та ліквідація їх наслідків, поліпшення стану водних об'єктів, а також охорона прав підприємств, установ, організацій і громадян на водокористування.

У правовому регулюванні водоохоронної діяльності важливим є визначення відповідальності за порушення умов користування тим чи іншим природним об'єктом. За екологічні правопорушення передбачена адміністративна, дисциплінарна, матеріальна і кримінальна відповідальність. Під екологічним правопорушенням розуміють протиправну, екологічно небезпечну дію, яка посягає на встановлений порядок використання природних ресурсів, охорони навколишнього природного середовища та порушує екологічні і пов'язані з ними ін. права людини та вимоги екологічної безпеки.

Адміністративна відповідальність за екологічні правопорушення – найпоширеніший вид юридичної відповідальності в екологічній сфері. Вона передбачає заходи адміністративного впливу за протиправні діяння. Адміністративні стягнення, які застосовуються до правопорушників, це:

- штрафи;
- вилучення об'єктів правопорушення;
- позбавлення права займатися спеціальною діяльністю;
- конфіскація знарядь правопорушення;
- обмеження, зупинення, припинення діяльності чи експлуатації об'єктів.

Порушення екологічних лімітів, нормативів, стандартів, вимог екологічної безпеки тягне за собою застосування таких заходів адміністративного впливу, як:

- обмеження діяльності;
- зупинення діяльності на певний час;
- припинення діяльності.

Адміністративні стягнення застосовуються у випадку порушення правил охорони водних ресурсів (ст. 59), порушення вимог щодо охорони територіальних і внутрішніх морських вод від забруднення і засмічення (ст. 59), порушення правил водокористування (ст. 60), не-

виконання обов'язків щодо реєстрації операцій із шкідливими речовинами та їх сумішами (ст. 62), порушення вимог щодо охорони середовища перебування і шляхів міграції, переселення, акліматизації та схрещування диких тварин (ст. 87), незаконне вивезення з України та ввезення на її територію об'єктів тваринного і рослинного світу (ст. 88), порушення порядку придбання чи збуту об'єктів тваринного або рослинного світу.

До адміністративних правопорушень відносять порушення правил щодо поводження із промисловими та побутовими відходами (ст. 82), порушення правил застосування пестицидів, агрохімікатів, токсичних хімічних речовин та інших препаратів (ст. 83).

Дисциплінарна відповідальність застосовується до винних за протиправні дії осіб, які порушують екологічні вимоги під час виконання своїх посадових обов'язків та інші вимоги дисципліни праці, пов'язані з використанням природних ресурсів, охороною навколишнього середовища, забезпеченням екологічної безпеки.

Підставами для відповідальності є:

професійна правосуб'єктність в екологічній сфері;

невиконання чи неналежне виконання екологічних вимог, які становлять коло службових професійних обов'язків правопорушника. Видами дисциплінарних стягнень, передбачених Кодексом України про працю (ст. 147) є: догана;

звільнення з посади.

Матеріальна відповідальність передбачає виконання фізичними і юридичними особами обов'язку щодо компенсації шкоди, заподіяної власникам чи користувачам природних ресурсів у результаті порушення екологічного законодавства або екологічних та інших прав громадян. Підставою для майнової відповідальності виступає наявність реальної шкоди. Реальна шкода у результаті екологічного правопорушення може бути визначена кількома методами:

- 1) нормативним — визначення розмірів плати і стягнення платежів за забруднення навколишнього середовища на підставі затверджених нормативів;
- 2) таксовим — застосування такс для обчислення розміру шкоди, заподіяної внаслідок порушення правил природокористування;
- 3) розрахунковим — обчислення збитків, заподіяних природним ресурсам і народному господарству порушенням правил на підставі методик та інших розрахунків.

Одним із нормативно-правових актів, на підставі якого здійснюється визначення збитків у екологічній сфері, є «Порядок визначення плати і стягнення платежів за забруднення навколишнього природного середовища», затверджений постановою Кабінету Міністрів України від 13 січня 1992 р. Він визначає єдині на території України правила встановлення плати за викиди й скиди забруднюючих речовин у навколишнє природне середовище та розміщення в ньому відходів промислового, сільськогосподарського, будівельного та іншого виробництва, а також стягнення відповідних платежів з підприємств, установ і організацій. Методика розрахунку збитків, заподіяних державі внаслідок порушення законодавства про охорону та раціональне використання водних ресурсів встановлює основні вимоги щодо порядку проведення розрахунку заподіяних збитків і застосовується при здійсненні державного контролю у галузі охорони та раціонального використання водних ресурсів. Методика є обов'язковою для інспекторів інспекційних підрозділів органів Міністерства екології та природних ресурсів України.

У Методиці наведено посилання на такі законодавчі та нормативні акти: Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища»; Санітарні правила і норми. Охорона поверхневих вод від забруднення СанПІН №4630-88; Узагальнений перелік гранично допустимих концентрацій (ГДК) шкідливих речовин для води рибо-

господарських водойм; Порядок визначення плати і стягнення платежів за забруднення навколишнього природного; Водний кодекс України.

Шкода, заподіяна внаслідок порушення законодавства про охорону навколишнього природного середовища, підлягає компенсації юридичними та фізичними особами, в тому числі іноземними, в повному обсязі, без застосування норм зниження розміру стягнення і незалежно від плати за забруднення навколишнього природного середовища та погіршення якості природних ресурсів (ст.69 Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища»).

Середня концентрація забруднюючих речовин у стічних водах за період порушення водоохоронного законодавства визначається з усієї сукупності відібраних і підданих хімічному аналізу проб стічної води і обчислюється за формулою:

$$C_c = \frac{C_1 + C_2 + C_3 + \dots + C_n}{n}, \text{ де}$$

C_c – середня концентрація, приймається як розрахункова при визначенні збитків, г/м³;

$C_1 + C_2 + \dots + C_n$ – концентрації забруднюючих речовин у відібраних пробах за період порушення водоохоронного законодавства;

n – кількість відібраних проб.

Об'єм стічних вод з суден, плавзасобів і водних споруд розраховується за формулою:

$$W_{св} = 0,9 * W_{зв} - (W_{нв} + W_{ст.в}), \text{ де}$$

$W_{зв}$ – об'єм забраної води, м³;

$W_{нв}$ – об'єм невикористаної води, м³;

$W_{ст.в}$ – об'єм стічної води в ємкостях водного транспорту або зданої на очисні споруди, м³;

0,9 – коефіцієнт, що враховує нормативні витрати води.

При відсутності даних про кількість забруднюючих речовин їхня маса (M_i) визначається за формулою:

$$M_i = (M_p - M_f) * S * 0,000001 + (C_p - C_{f.k}) * V * 0,000001, \text{ де}$$

M_i – маса нафти (нафтопродуктів), які потрапили у воду, т;

M_p – маса нафти (нафтопродуктів) на 1 м^2 поверхні води, г/ м^2 ;

M_f – фоновий показник маси нафти (нафтопродуктів) у воді на 1 м^2 поверхні води, г/ м^2 ;

S – площа розливу нафти, м^2 ;

C_p – концентрація розчиненої у воді нафти на глибині n , г/ м^3 ;

$C_{f.k}$ – фонові концентрації розчиненої у воді нафти, г/ м^3 ;

V – об'єм забрудненої води, м^3 , визначається за формулою:

$$V = S * n, \text{ де}$$

S – площа розливу нафти, м^2 ;

n – глибина поширення нафти у воді, м.

Площа може бути визначена за результатами аерофотозйомки або за проведеними інспектором визначеннями маси нафти на одиницю площі (1 м^2) за зовнішнім виглядом нафтової плівки та оцінками геометричних розмірів плями нафти.

Вихідна інформація для підрахунку збитків, що нанесені водним об'єктам наведена у табл. 4, 5, 6.

Таблиця 4

Загальні відомості про забруднення водойм і окремих рибогосподарських об'єктів

<i>Рибогосподарські об'єкти</i>	<i>Забруднена площа об'єктів, м^2</i>	<i>Характер забруднення</i>
Загальна площа забрудненої ділянки:		
у тому числі:		
нерестовища;		
нагульні площі;		
зимувальні ями;		
міграційні шляхи;		
охоронні зони водозаборів;		
підприємства рибного господарства		

Таблиця 5

Об'єм і хімічний склад стічних вод, маса річного скиду води забруднюючих речовин

Речовини	Об'єм стічних вод, м ³ за рік	Концентрація ЗР, мг/л (С _{ЗР})	ГДК ЗР, мг/л	Різниця між ГДК і С _{ЗР}	Маса річного скиду ЗР	
					всього	з урахуванням ГДК

Таблиця 6

Вихідна інформація для підрахунку збитків, що нанесені водним живим ресурсам у результаті забруднення водойм

Види риб, які загинули	Кількість дорослих особин, які загинули, шт. (N)	Кількість молоді, личинок та ікри, що загинули у перерахунку на дорослу особину				Середня маса загиблих дорослих особин, кг (P)	Загальна маса дорослої риби, що загинула (U _p)		
		молодь		личинки				ікра	
		Кількість молоді, шт., N _m	Коефіцієнт промислового повернення, K _m	Кількість личинок, шт., N _l	Коефіцієнт промислового повернення, K _l			Кількість ікри, N _i	Коефіцієнт промислового повернення, K _i

$$U_p = (N + N_m * K_m + N_l * K_l + N_i * K_i) * P$$

Основні напрями практичної діяльності в галузі охорони вод від токсичного забруднення наступні: розробка стандартів і нормативів допустимого забруднення і допустимих скидів, очистка стічних вод, розробка нормативних вимог до очищення стічних вод і режимів їхнього скидання у водойми комплексного і рибогосподарського призначення.

Водна токсикологія забезпечує наукове обґрунтування гранично допустимих концентрацій скидання токсичних речовин у водойми і

розробку уніфікованих методів визначення токсичності водного середовища.

Розрізняють **санітарно-гігієнічні ГДК**, які розробляються у процесі медико-біологічних досліджень з використанням фізіолого-біохімічних, генетичних та інших критеріїв токсичності і мають на меті охорону здоров'я людини за використання води у питному водопостачанні;

рибогосподарські ГДК, які ґрунтуються на експериментальних і натурних дослідженнях впливу токсичних речовин на гідробіонтів різних систематичних та екологічних груп з використанням численних біологічних показників. Рибогосподарські ГДК є більш жорсткими у відношенні лімітування скидання стічних вод у водойми, вони набагато нижчі ніж санітарно-гігієнічні (різниця складає 2-3 порядки);

іригаційні ГДК регламентують придатність води для зрошення і враховують, в основному, рівень її мінералізації та можливий негативний вплив на розвиток процесів засолення ґрунтів; інші показники не враховуються.

Сама ідея ГДК останнім часом піддається гострій критиці, оскільки ГДК токсикантів не відображають напрямків можливого розвитку токсичних процесів у тій чи іншій водоймі, і йде пошук нових критеріїв для нормування скидання стічних вод у водойми різних типів і призначення. Перевагу віддають відносним показникам, які, наприклад, відображають ступінь перевищення ГДК токсикантів у воді чи рибній продукції, індексам забруднення водойм і т.д. Запропоновано використання такого критерію як ступінь перевищення **лімітуючого показника шкідливості**, що є інтегральним показником наявності і шкідливості окремих речовин з врахуванням їх можливої взаємодії.

Важливе значення для охорони здоров'я людей мають нормативи, що регламентують дозволені концентрації токсичних речовин у рибах, зокрема в їстівних частинах тіла – так звані **гранично дозволені залишкові концентрації** (ГДЗК), при перевищенні яких рибні продукти становлять загрозу для здоров'я людини при вживанні їх у їжу. Ці нормативи регламентують реалізацію біоресурсів водного походження у торгівельних мережах.

Захистити водні екосистеми від забруднення токсичними речовинами покликані екологічні нормативи якості води, які встановлюються на вимогу Водного кодексу України. Вони представляють собою науково обґрунтовані кількісні значення показників якості води, в тому числі специфічних речовин токсичної дії, що відображають природний (фоновий) стан водного об'єкта та цілі водоохоронної діяльності по покращенню або збереженню його екологічного благополуччя. Для кожного токсиканта і для конкретного водного об'єкта (чи групи однотипних водних об'єктів) екологічні нормативи встановлюються окремо.

Встановлення екологічних нормативів для якості водного середовища відповідає системі екологічного законодавства ЄС, де важливе значення має поняття «підхід до регулювання з позицій якості довкілля». Це поняття є ключовим при регулюванні забруднення води і повітря, а також стає центральним компонентом тієї переорієнтації політики, яка останнім часом спрямовується до інтегрального регулювання забруднення. Підхід до регулювання з позицій якості довкілля побудовано на розділенні двох понять: «цілі якості» і «стандарти якості». Перше поняття характеризує перспективний стан довкілля, до якого слід наближатися. Друге – це юридичне поняття, стандарти, які встановлюють закріплені законом рівні забруднення природних компонентів, перевищення яких переслідується правовими заходами.

Показники, що характеризують цілі якості, в певній мірі є аналогом наших гранично допустимих концентрацій домішок в природних об'єктах. Але вони не затверджуються як обов'язкові нормативи, недотримання їх не тягне за собою юридичної відповідальності. Це та мета, яку бажано досягти у майбутньому шляхом поступового наближення.

Величини змінних в просторі і часі показників фактичного стану довкілля, як правило, знаходяться між величинами показників цілей і стандартів якості і не повинні виходити за межі значень останніх.

Для різних видів водокористування в ЄС встановлено більше 300 стандартів якості води у водному об'єкті, які включають близько 60 фізичних, хімічних та мікробіологічних параметрів. Дотримання їх свідчить про можливість такого водокористування.

Директиви ЄС визначають два списки забруднюючих речовин: «чорний» - для речовин, скидання яких у водні об'єкти категорично заборонено, і «сірий» - для речовин, скидання яких у водні об'єкти обмежене. До першого списку входять речовини, які є токсичними, стійкими та біоаккумулятивними – ртуть, кадмій, гексахлорциклогексан, ДДТ, гексахлорбензол, хлороформ, діхлоретан і т.д.

Другий список формується окремо для певних підприємств, галузей економіки, регіонів і т.д. Для підприємств з однаковими технологіями у різних країнах встановлюють істотно різні нормативні обмеження на скидання, що створює нерівні конкурентні умови..

Для оцінки та забезпечення раціонального використання води у різних галузях економіки встановлюються технологічні нормативи, а саме: поточні технологічні нормативи використання води для існуючого рівня технологій і перспективні технологічні нормативи використання води з урахуванням досягнень на рівні передових світових технологій. Технологічні нормативи використання води розробляються та затверджуються відповідними міністерствами і відомствами за по-

годженням зі спеціально уповноваженим центральним органом виконавчої влади з питань екології та природних ресурсів.

Скидання зворотних технологічних вод підприємств у водні об'єкти регламентується Водним кодексом України (гл.14, ст.70) і допускається лише за умови наявності нормативів гранично допустимих концентрацій та встановлених нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин.

Водокористувачі зобов'язані здійснювати заходи щодо запобігання скиданню стічних вод чи його припинення, якщо вони:

- 1) можуть бути використані у системах оборотного, повторного і послідовного водопостачання;
- 2) містять цінні відходи, що можуть бути вилучені;
- 3) містять промислову сировину, реагенти, напівпродукти та кінцеві продукти підприємств у кількості, що перевищує встановлені нормативи технологічних відходів;
- 4) містять речовини, щодо яких не встановлено гранично допустимі концентрації;
- 5) перевищують гранично допустимі скиди токсичних речовин та містять збудників інфекційних захворювань;
- 6) за обсягом скидання забруднюючих речовин перевищують гранично допустимі нормативи;
- 7) призводять до підвищення температури води водного об'єкта більш ніж на 3°C порівняно з її природною температурою в літній період;
- 8) є кубовими залишками, шламами, що утворюються в результаті очищення і знезараження стічних вод.

Скидати стічні води, використовуючи рельєф місцевості (балки, пониззя, кар'єри тощо), забороняється.

Підприємства, установи і організації, що мають накопичувачі промислових забруднених стічних чи шахтних, кар'єрних, руднико-

вих вод, зобов'язані впроваджувати ефективні технології для їх знешкодження і утилізації та здійснювати рекультивацію земель, зайнятих цими накопичувачами. Скидання таких стічних вод у поверхневі водні об'єкти здійснюється згідно з індивідуальним регламентом, погодженим з державними органами охорони навколишнього природного середовища. Використання технологічних водойм (ставки-охолоджувачі теплових і атомних станцій, рибоводні ставки, ставки-відстійники та інші) повинно проводитись відповідно до норм і правил експлуатації, визначених у технічних проектах, затверджених у встановленому законодавством порядку.

Стічні води поділяють на побутові, поверхневі і промислові. До побутових відносять власне побутові стоки (з будинків) і стоки, що утворюються в результаті експлуатації кафе, ресторанів і т.п. Побутові стічні води, як правило, не містять небезпечних і стійких забруднювачів, їх можна зливати в каналізацію без попереднього очищення.

Поверхневі стічні води утворюються у результаті випадання опадів. Поверхневі стічні води з територій промислових підприємств, складських господарств, автогосподарств, а також особливо забруднених ділянок, до яких відносяться бензозаправні станції, стоянки автомашин, великі автобусні станції і ін., повинні піддаватися очищенню на локальних очисних спорудах перед скиданням їх у водойми або мережу дощової каналізації. У інших випадках стоки можна відводити в дощову каналізацію без попереднього очищення.

Промислові стічні води можуть містити нафтопродукти, органічні розчинники, поверхнево-активні речовини (основа миючих засобів), солі важких металів, токсичні сполуки, тому потребують попереднього очищення.

Цільовим призначенням очисних споруд є запобігання впливу стічних вод на якість води водойм господарсько-побутового призна-

чення в межах населених пунктів і рибогосподарського призначення поза населеними пунктами.

Нині в Україні діють два нормативні документи, які регламентують якість води питного водопостачання: ДЕСТ 2874-82 «Вода питна. Гігієнічні вимоги і контроль за якістю» та СанВін (санітарно-виробничі нормативи) №136/1940 «Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого питного водопостачання» та стандарт, який визначає показники якості води для рибогосподарських підприємств СОУ 05.01-37-385:2006 Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми.

Вимоги до очищення стічних вод стосуються кількісного вираження вмісту різних хімічних речовин у стічних водах, які мають скидатися у водойми: У різних випадках вимоги до якості води можуть відрізнятися дуже сильно. Єдина вимога, яка справедлива для всіх, полягає у тому, що вода повинна містити якомога менше домішок. Вимоги до очищення стічних вод за основними показниками в Україні на сьогодні наведені у табл.7.

Таблиця 7

Вимоги до очищення стічних вод за основними показниками

<i>Показник</i>	<i>Місце здійснення контролю</i>	<i>Форма показника</i>	<i>Концентрація</i>
Біохімічне споживання кисню	стічні води	БСК ₅	15 мг/л
Хімічне споживання кисню	стічні води	ХСК біхроматне	80 мг/л
Зависі	стічні води	суха речовина	15 мг/л
Азот	рибогосподарські водойми	N-NH ₄	0,4 мг/л
		N-NO ₂	0,02 мг/л
		N-NO ₃	9,1 мг/л

- Всі показники якості води можна умовно розділити на дві групи:
- показники, для формування значень яких існують спеціальні споруди – грати, пісколовки, нафтопастки, відстійники, аеротенки або біофільтри (БСК₅, зважені речовини, сполуки азоту і фосфору);
 - показники, значення яких формуються під впливом технологій очищення стічних вод на очисних спорудах каналізації, проте для цього не існує спеціальних пристосувань (ХСК, індивідуальні інгредієнти із списку забруднюючих речовин, для яких існують ГДК).



ЗАПИТАННЯ ДЛЯ САМОПЕРЕВІРКИ

- 1) Вкажіть кінцеву мету токсикологічних досліджень на водоймах різних типів
- 2) Вкажіть, що включає система заходів із охорони водних ресурсів від забруднення і водних живих ресурсів від винищення та порушення їхньої відтворювальної здатності
- 3) Наведіть перелік законодавчих актів, які регулюють природоохоронну діяльність щодо захисту водойм від забруднення
- 4) Вкажіть, яку адміністративну відповідальність несе суб'єкт, що заподіяв шкоду водоймам шляхом їхнього забруднення
- 5) Вкажіть, які ще види відповідальності, окрім адміністративної, існують у сфері охорони водних ресурсів від забруднення, засмічення та вичерпання
- 6) Вкажіть способи обчислення заподіяної шкоди водоймам у результаті забруднення, засмічення та вичерпання водних ресурсів
- 7) Наведіть методики обчислення заподіяної шкоди водоймам у результаті забруднення, засмічення та вичерпання водних ресурсів

- 8) Вкажіть, як регулюється скидання у водні об'єкти зворотних та стічних вод
- 9) Вкажіть, які існують типи стічних вод та які з них потребують попереднього очищення перед скиданням у водні об'єкти
- 10) Вкажіть нормативні показники, які використовуються для нормування очищення та скидання стічних вод у водні об'єкти
- 11) Назвіть, які групи ГДК вам відомі і в яких випадках вони використовуються
- 12) Вкажіть нормативні документи, які регламентують якість води для питного водопостачання та якість води для рибогосподарських підприємств

ПЕРЕЛІК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ

1. **Алексеев В.А.** Система токсобности и ее меню в унифицированной системе качества вод СССР / В.А.Алексеев // Водные ресурсы, 1984. - №4. - С.54 - 56.
2. **Алимов А.Ф.** Элементы теории функционирования водных экосистем / А.Ф.Алимов – СПб.:Наука, 2000. – 148 с.
3. **Алимов А.Ф.** Подходы к оценке состояния водных экосистем / А.Ф.Алимов, Е.В.Балушкина, А.А.Умнов // Экологическая экспертиза и критерии экологического нормирования. – СПб, 1996.- С.37-47.
4. **Альберт А.** Избирательная токсичность. Физико-химические основы терапии / А.Альберт – М.:Медицина, Мир, 1989. – 400 с.
5. **Анохин П.К.** Теория функциональной системы / П.К.Анохин // Успехи физиологической науки, 1970. – Т.1, №1. – С.19-54.
6. **Арсан О.М.** Состояние и перспективы развития водной экотоксикологии / О.М.Арсан // Гидробиологический журнал, 2007. - №6. – С.50-64.
7. **Аршаница Н.М.** Токсикозы рыб с основами патологии: Справочная книга / Н.М.Аршаница, М.А.Перевозников. – С.-П.: ГОСНИОРХ, 2006. – 180 с.
8. **Аршаница Н.М.** Токсикозы рыб в естественных водоемах и аквакультуре / Н.М.Аршаница, О.А.Ляшенко // Рациональное использование пресноводных экосистем – перспективное направление реализации национального проекта «Развитие АПК»: материалы международной научно-практ.конф. (17-19 декабря 2007 г., г. Москва). – М., 2007. – С. 376-379.
9. **Астрова Н.Г.** Исследование биотехнологического процесса утилизации нефтесодержащих загрязнений микробами-деструкторами / Н.Г.Астрова, В.В.Астров // Причерноморський біологічний бюлетень, 2006. - №2 (20). – С.38-40.
10. **Афанасьев С.А.** Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные

- объекты / С.А.Афанасьев, М.Д.Гродзинский – К.: АйБи, 2004. – 59 с.
11. **Баканов А.И.** О некоторых методологических вопросах применения системного подхода для изучения структур водных экосистем / А.И.Баканов // Биол. внутр. вод., 2000. - №2. – С. 5-18.
 12. **Беспалова Л.Е.** Водна токсикологія: навчальний посібник / Л.Е.Беспалова, В.В.Оліфіренко, А.В.Рачковський – Херсон: ВЦ «Колос», 2011. – 131 с.
 13. **Биологическая оценка** последствий термического загрязнения водоема-охладителя Беловской ГРЭС / В.В.Кириллов, Е.Ю.Зарубина, Е.Ю.Митрофанова и др. // Ползуновский вестник, 2004. - №2. – С.133-141.
 14. **Брагинский Л.П.** Экологические подходы к исследованию механизмов действия токсикантов в водной среде / Л.П.Брагинский // Формирование и контроль качества поверхностных вод. - К.:Наукова думка, 1975. - Вып.1. – С.5-15.
 15. **Брагинский Л.П.** Методы контроля загрязнения водоемов / Л.П.Брагинский, Б.А.Флеров (II Советско-американское совещание) // Гидробиологический журнал, 1976. - №6. – С.116.
 16. **Брагинский Л.П.** Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности / Л.П.Брагинский // Гидробиологический журнал, 1985. - №6. – С.65-73.
 17. **Брагинский Л.П.** Биопродукционные аспекты водной токсикологии / Л.П.Брагинский // Гидробиологический журнал, 1988. - №3. – С.74-83.
 18. **Брагинский Л.П.** Принципы классификации и некоторые механизмы структурно-функциональных перестроек пресноводных экосистем в условиях антропогенного пресса / Л.П.Брагинский // Гидробиологический журнал, 1988. - Т. 34, №6. – С. 72-94.
 19. **Брагинский Л.П.** Экологическая экспертиза причин массовой гибели рыб / Л.П.Брагинский, О.Н.Давыдов – К.: ИЗ НАН Украины, 1996. – 128 с.

20. **Былинкина А.А.** Исследования оборачиваемости фосфатов в водной толще водохранилищ / А.А.Былинкина // Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Тр. Вып.36 (39). – Борок, 1977. – С.53-77.
21. **Вергейчик Т.Х.** Токсикологическая химия: учебник / Т.Х.Вергейчик – М.:МЕДпресс-информ, 2012. – 432 с.
22. **Веселов Е.А.** Классификация сточных вод и их компонентов по их действию на водоемы и водные организмы / Е.А.Веселов // Известия Государственного научно-исследовательского института озерного и речного рыбного хозяйства, 1971. - Том 78. – С.43-76.
23. **Веселов Е.А.** Подбор методов и показательных организмов при экспериментальных исследованиях по водной токсикологии / Е.А.Веселов // Проблемы водной токсикологии: межвузовский сборник. – Петрозаводск, 1984. – С.3-10.
24. **Винберг Г.Г.** Общие основы изучения водных экосистем / Г.Г.Винберг – Л.: Наука, 1979. – 273 с.
25. **Виноградов А.К.** Экотестирование и экологический прогноз последствий загрязнения водной среды / А.К.Виноградов // Экспериментальная водная токсикология. – Рига: Зинатне, 1984. – Вып. 9. – С. 68-77.
26. **Виноградов В.П.** Введение в геохимию океана / В.П.Виноградов. – М.: Наука, 1967. – 212 с.
27. **Водний кодекс України** / Офіційне видання. – К.:МЮ, 2003.– 171 с.
28. **Вплив радіонуклідного забруднення** на гідробіонтів зони відчуження. Радіонукліди у водних екосистемах України / М.І.Кузьменко, В.Д.Романенко, В.В.Деревець і ін. - К.: Чорнобиль-інтерінформ, 2001. – 318 с.
29. **Всесторонняя оценка рисков** вследствие аварии на ЧАЭС. Проект №369. - К.,1998.-194 с.
30. **Выхристюк Л.А.** Комплексная оценка экологического состояния равнинных рек в условиях антропогенных воздействий / Л.А.Выхристюк, Т.Д.Зинченко, В.К.Шитиков // Научные аспек-

- ты экологических проблем России. – СПб.: Гидрометеиздат, 2001. – С.70.
31. **Гандзюра В.П.** Концепція шкочочинності в екології / В.П.Гандзюра, В.В.Грубінко – Київ-Тернопіль: Вид-во ТНПУ ім. В.Гнатюка, 2008. – 144 с.
 32. **Гелашвили Д.Б.** Количественные методы оценки кумулятивного и комбинированного действия ксенобиотиков / Д.Б.Гелашвили, М.Е.Безруков, О.И.Белышева, А.А.Черников // Экологический мониторинг. Ч. III: Методы биологического и физико-химического мониторинга. – Н. Новгород: ННГУ, 1998. – С.175-217.
 33. **Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень.** Теорія, методи, практика використання. - Львів: Світ, 1995. - 438 с.
 34. **Голиков С.Н.** Общие механизмы токсического действия / С.Н.Голиков, И.В.Саноцкий, Л.А.Тиунов. – Л.: Медицина, 1986. – 280с.
 35. **Горюнова С.В.** Водоросли – продуценты токсических веществ / С.В.Горюнова, Н.С.Демина – М.: Наука, 1971. – 256 с.
 36. **Гродзинський Д.М.** Радіобіологія / Д.М.Гродзинський. - К.: Либідь, 2000. - 448.
 37. **Гусев А.Г.** Состояние и перспективы научно-исследовательских работ по проблеме охраны рыбохозяйственных водоемов от загрязнения / А.Г.Гусев // Вопросы водной токсикологии. – М.: Наука, 1970. – С.24-33.
 38. **Гусев А.Г.** Нормирование качества воды рыбохозяйственных водоемов / А.Г.Гусев // Токсикология загрязняемых водоемов. – М.: Наука, 1973. – С.35-42.
 39. **Гусев А.Г.** Охрана рыбохозяйственных водоемов от загрязнения / А.Г.Гусев – М.: Пищ. пром., 1975. – 367 с.
 40. **Даценко Ю.С.** Эвтрофирование водохранилищ. Гидролого-гидрохимические аспекты / Ю.С.Даценко. – М.: ГЕОС, 2007. – 252 с.

41. **Дудник С.В.** Водна токсикологія: основні теоретичні положення та їхнє практичне застосування / С.В.Дудник, М.Ю.Євтушенко. – К.: Вид-во Українського фітосоціологічного центру, 2013. – 297 с.
42. **Екологічне оздоровлення Дніпра** (досвід міжнародної співпраці) / В.Шевчук, О.Мазуркевич, В.Навроцький та ін. — К., 2001. — 267 с.
43. **Ершов Ю.А.** Механизмы токсического действия неорганических соединений / Ю.А.Ершов, Т.В.Плетнева – М.: Медицина, 1989. – 272 с.
44. **Жукинский В.Н.** Принципы и опыт построения экологической классификации качества поверхностных вод суши / В.Н.Жукинский, О.П.Оксиук, Г.Н.Олейник, С.И.Кошелева // Гидробиологический журнал, 1981. – Т.17, №2. – С.38-50.
45. **Жулидов А.В.** Физико-химическое и химическое состояние металлов в природных водах: токсичность для пресноводных организмов / А.В.Жулидов // Экологическое нормирование и моделирование антропогенного воздействия на водные экосистемы. Вып.1. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – С.78-82.
46. **Запольський А.К.** Основи екології: підручник / А.К.Запольський, А.І.Салюк / за ред. К.М.Ситника. – К.:Вища школа, 2003. – 358 с.
47. **Зилов Е.А.** Микроекосми и их применение в экспериментальной гидробиологии / Е.А.Зилов, Д.И.Стом // Успехи современной биологии, 1989. – Т.107, вып.1. – С.150 – 157.
48. **Израэль Ю.А.** Антропогенная экология океана / Ю.А.Израэль, А.В.Цыбань – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 528 с.
49. **Ильенко А.И.** Экология животных в радиационном биогенезе / А.И.Ильенко, Т.П.Крапивко – М.: Наука, 1989. – 224 с.
50. **Каминский В.С.** Состав и качество поверхностных вод: Понятие «качество» воды / В.С.Каминский // Основы прогнозирования качества поверхностных вод. – М.: Наука, 1982. С. 6-22
51. **Камшилов М.М.** Норма и патология в функционировании водных экосистем / М.М.Камшилов // Теоретические проблемы

- водной токсикологии. Норма и патология. – М.: Наука, 1983. – С.22-26.
52. **Карпюк М.И.** Теория биосорбции водных животных (научные основы и практическое использование) / М.И.Карпюк, И.А.Зубченко, А.Ф.Сокольский – Астрахань, 2002. – 333 с.
 53. **Кизеветтер И.В.** Биохимия сырья водного происхождения / И.В.Кизеветтер – М.: Пищепромиздат, 1973. – 423 с.
 54. **Ковальский В.В.** Системная организованность биогенного цикла химических элементов / В.В.Ковальский // Труды Биогеохимической лаборатории. – 1981. – С.189 – 202.
 55. **Константинов А.С.** Общая гидробиология / А.С.Константинов – М.: Высш.шк., 1986. – 472 с.
 56. **Крамаренко В.Ф.** Токсикологическая химия / В.Ф.Крамаренко – К.: «Вища школа», 1989. – 448 с.
 57. **Крестин С.В.** Об одном механизме «цветения воды» в водохранилище равнинного типа / С.В.Крестин, Г.С.Розенберг // Биофизика, 1996. – Т.41, вып.3. – С.650-654.
 58. **Куркин К.А.** Системный подход в экологических исследованиях / К.А.Куркин // Системные исследования. – М.: Наука, 1977. – С.195-211.
 59. **Кустов В.В.** Комбинированное действие промышленных ядов / В.В.Кустов, Л.А.Тиунов, Г.А.Васильев – М.: Медицина, 1975.– 184 с.
 60. **Куценко С.А.** Основы токсикологии / С.А.Куценко – М.: Фолиант, 2004. – 570 с.
 61. **Лесников Л.А.** Особенности рыбохозяйственной оценки влияния загрязнений на водоемы по гидробиологическим данным / Л.А.Лесников // Санитарная гидробиология и водная токсикология: материалы XIV конференции по изучению внутренних водоемов Прибалтики. – Рига: Зинатне, 1968. – С.87-91.
 62. **Лесников Л.А.** Теоретические и методические аспекты разработки рыбохозяйственных ПДК / Л.А.Лесников // Водные ресурсы, 1973. - №4. - С.154-158.

63. **Лесников Л.А.** Охрана водоемов от загрязнения с позиций рыбного хозяйства / Л.А.Лесников // Известия Государственного научно-исследовательского института озерного и речного рыбного хозяйства, 1974. - Том 98. - С.3-8.
64. **Лесников Л.А.** Классификация пестицидов с рыбохозяйственных позиций / Л.А.Лесников, К.К.Врочинский // Известия Государственного научно-исследовательского института озерного и речного рыбного хозяйства, 1974. - Том 98. – С.9-13.
65. **Лесников Л.А.** Расширение системы сапробности и перенос экспериментальных данных на рыбохозяйственные водоемы // Формирование и контроль качества поверхностных вод. – К.: Наукова думка., 1975. – Вып. 1: Водная токсикология. – С.26-30.
66. **Лесников Л.А.** Разработка нормативов содержания вредных веществ в воде рыбохозяйственных водоемов / Л.А. Лесников // Сборник научных трудов Государственного научно-исследовательского института озерного и речного рыбного хозяйства, 1979. - Вып.144. - С.3-41.
67. **Линник П.Н.** Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П.Н.Линник, Б.И.Набиванец – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 269с.
68. **Логофет Д.О.** Концепция устойчивости биологических систем / Д.О.Логофет, Ю.М.Свирижев // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т.6. – Л.: Гидрометеиздат, 1983. – С.159-171.
69. **Малиновский А.А.** Общие вопросы строения систем и их значение для биологии / А.А.Малиновский // Вопросы методологии системного исследования. – М.: Наука, 1970. – С.146-183.
70. **Мартин Р.** Бионеорганическая химия токсичных ионов металлов // Некоторые вопросы токсичности ионов металлов / Мартин Р., пер. с англ. / под ред. Х.Зигеля, А.Зигель. – М.: Мир, 1993. – С.25-61.
71. **Метелев В.В.** Водная токсикология / В.В.Метелев, А.И.Канаев, Н.Г.Дзасохова. – М.: Колос, 1971. – 247 с.

72. **Методические основы** оценки и регламентирования антропогенного влияния на качество поверхностных вод / под ред. А.В.Караушева – Л.: Гидрометеиздат, 1987. – 285 с.
73. **Микросомная монооксигеназная система** живых организмов в биомониторинге окружающей среды / Л.Ф.Гуляева, А.Ю.Гришанова, О.А.Громова и др./ под ред. О.И.Лаврик – Новосибирск, 1994. – 100 с.
74. **Моисеенко Т.И.** Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты / Т.И.Моисеенко. – М.: Наука, 2009. – 400 с.
75. **Москалев Ю.И.** Минеральный обмен / Ю.И.Москалев – М.: Медицина, 1985. – 288 с.
76. **Мур Дж.В.** Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния / Дж.В.Мур, С.Рамамурти: пер. с англ. – М.:Мир,1987. – 288 с.
77. **Мустаев С.Б.** Кислородный режим интенсивно эксплуатируемых прудов / С.Б.Мустаев, В.И.Федорченко, Ф.Г.Федорченко, Т.Ю.Зем-ляницына // Сб. научн. тр. ВНИИПРХ, 1987. - №50. – С.197-203.
78. **Наточин Ю.В.** Проблемы эволюционной физиологии водно-солевого обмена / Ю.В.Наточин – Л.: Наука, 1984. – 40 с.
79. **Наточин Ю.В.** Изменение концентрации электролитов в сыворотке крови рыб как показатель ихтиотоксичности / Ю.В.Наточин // Методы ихтиотоксикологических исследований: тезисы докладов Первого Всесоюзного симпозиума по методам ихтиотоксикологических исследований (Ленинград, октябрь 1987 г.). – Л., 1987. – С. 105-106.
80. **Національна доповідь України «20 років Чорнобильської катастрофи: погляд у майбутнє»** - К.: Атіка, 2006. – 224 с.
81. **Номоконов Л.И.** Общая биогеоценология / Л.И.Номоконов – Ростов-на-Дону: Изд-во Ростовского ун-та, 1989 . – 455 с.
82. **Оксигендлер Г.И.** Яды и организм. – СПб.: Наука, 1991. – 320 с.
83. **Оксиюк О.П.** Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши / О.П.Оксиюк, В.Н.Жукинский,

- Л.П.Брагинский, П.Н.Линник, М.И.Кузьменко, В.Г.Кленус - Гидробиологический журнал, 1993. – Т. 29, № 4. – С.62-77.
84. **Олексив И.Т.** Показатели качества природных вод с экологических позиций / И.Т.Олексив - Львов: Свит, 1992. - 232 с.
85. **Остроумов С.А.** Сохранение биоразнообразия и качество воды: роль обратных связей в экосистемах / С.А.Остроумов - М.: ДАН. 2002.- Т. 382. № 1. - С. 138-141.
86. **Патин С.А.** Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана / С.А.Патин – М.: Пищепромиздат, 1972. – 305 с.
87. **Патин С.А.** Биологические и рыбохозяйственные аспекты проблемы охраны водоемов от загрязнения / С.А.Патин // Биогеохимические и токсикологические исследования водоемов: сборник научных трудов ВНИРО. – 1984. – С. 3-8.
88. **Патин С.А.** Эколого-токсикологические аспекты изучения и контроля качества водной среды / С.А.Патин // Гидробиологический журнал, 1991. - №3. – С. 75-76.
89. **Патин С.А.** Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа / С.А.Патин – М.: Изд-во ВНИРО, 1997. – 350 с.
90. **Патин С.А.** Нефть и экология континентального шельфа / С.А.Патин – М.: Изд-во ВНИРО, 2001. – 247 с.
91. **Пелешенко В.І.** Загальна гідрохімія. Підручник / В.І.Пелешенко, В.К.Хільчевський – К.: Либідь, 1997. – 384 с.
92. **Перепелиця О.П.** Екохімія та ендоекологія елементів: Довідник з екологічного захисту / О.П.Перепелиця. – К.:НУХТ, Екохім, 2004. – 736 с.
93. **Перцов Л.А.** Биологические аспекты радиоактивного загрязнения моря / Л.А.Перцов – М.: Атомиздат, 1978. – 160 с.
94. **Пигулевский С.В.** Ядовитые животные. Токсикология позвоночных / С.В.Пигулевский – Л.: Медицина, 1966. - 386 с.
95. **Пигулевский С.В.** Ядовитые животные. Токсикология беспозвоночных / С.В.Пигулевский - Л.: Медицина, 1975. – 375 с.

96. **Покровский А.А.** Мембранотоксины / А.А.Покровский // Вестник академии медицинских наук СССР, 1976. – Т.9, №7. – С.79-88.
97. **Правдин Н.С.** Руководство по промышленной токсикологии / Н.С.Правдин – М.-Л.: Биомедгиз, 1934. – 259 с.
98. **Програма дій «Порядок денний на ХХІ століття» («AGENDA 21»):** ухвалена конф. ООН з навколиш. середовища і розвитку в Ріо-де-Жанейро (Саміт «Планета Земля» 1992 р.) – К.:Інтелсфера, 2000. – 359 с.
99. **Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра** и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / В.Д.Романенко, М.И.Кузьменко, Н.Ю.Евтушенко и др. — К.:Наукова думка, 1992.— 194 с.
100. **Риш М.А.** Биологическая роль микроэлементов / М.А.Риш – М.: Наука, 1983. – 17 с.
101. **Романенко В.Д.** Основи гідроекології / В.Д.Романенко - К.: Обереги, 2001. – 726 с.
102. **Романенко О.В.** Екологія отруйних тварин та їх токсини / О.В.Романенко – К.: КІМ, 2011. – 184 с
103. **Рудаков Н.П.** Особенности поведения в организме ^{45}Ca , ^{90}Sr , ^{144}Ce , ^{137}Cs и методы радиомаркировки молоди рыб / Н.П.Рудаков // Известия ГосНИИОРХ, 1961. – Т.51. – С.165-254.
104. **Семенченко В.П.** Экологическое качество поверхностных вод / В.П.Семенченко, В.Н.Разлуцкий. – Минск: Беларуская навука, 2010. – 329 с.
105. **Скурлатов Ю.И.** Редокс-состояние и сезонная токсичность природной воды / Ю.И.Скурлатов, Л.С.Эрнестова, Е.В.Штамм, Т.В.Шпотова, В.Б.Калинин // Доклады АН СССР, 1984. – 276, №4. – С.1014-1016.
106. **Сніжко С.І.** Оцінка та прогнозування якості природних вод / С.І.Сніжко – К.: Ніка-Центр, 2001. – 264 с.
107. **Строганов Н.С.** Новые пути решения проблемы действия сточных промышленных вод на водные организмы / Н.С.Строганов – М.: МГУ, 1941. – 164 с.

108. **Строганов Н.С.** Действие сточных промышленных вод на водные организмы / Н.С.Строганов, А.Т.Пажитков – М.: МГУ, 1941. – 88 с.
109. **Строганов Н.С.** Проблемы водной токсикологии в свете экологической физиологии / Н.С.Строганов // Гидробиол.журнал, 1967. – Т.3, №5. – С.234-241.
110. **Строганов Н.С.** Загрязнение вод и задачи водной токсикологии / Н.С.Строганов // Вопросы водной токсикологии. – М.: Наука, 1970. – С.11-24.
111. **Сущенко Л.М.** Актуальные проблемы экологии водных животных / Л.М.Сущенко, А.Ф.Алимов, А.В.Монаков // Теоретические проблемы водной токсикологии. – М., 1982. – Т.18, №6. – С.63-72.
112. **Сытник Ю.М.** Концепция комплексного гидроэкологического изучения Шацких озер / Ю.М.Сытник, Н.Ю.Евтушенко, В.М.Тимченко // Вопросы экологии и мелиорации заболоченных земель (Материалы к семинару в г.Шацке, 28-29 мая 1991 г.) – Шацк, 1991.– С.49-63.
113. **Телитченко М.М.** Санитарная гидробиология / М.М.Телитченко, К.А.Кокин – М.: Изд. МГУ, 1968. – 103 с.
114. **Тинсли И.** Поведение химических загрязнителей в окружающей среде / И.Тинсли, пер. с англ. – М.: Мир, 1982. – 281с.
115. **Токсикологическая оценка** новых химических веществ. – Иркутск: Изд-во Иркут. Ун-та, 1993- Часть 1. – 160с.
116. **Токсикологическая оценка** новых химических веществ. – Иркутск: Изд-во Иркут. Ун-та, 1993- Часть II. – 160с.
117. **Трахтенберг И.М.** Тяжелые металлы во внешней среде: Современные гигиенические и токсикологические аспекты / И.М.Трахтенберг, В.С.Колесников, В.П.Луковенко. - Минск: Навука і тэхніка, 1994. – 285с.
118. **Трахтенберг И.М.** Книга о ядах и отравлениях / И.М.Трахтенберг – Киев: Наукова думка, 2000. – 368 с.

119. **Трифорова И.С.** Изменение фитопланктонных сообществ при эвтрофировании озер / И.С.Трифорова – Автореф. диссерт. ...докт.биол.наук. – СПб, 1994. – 78 с.
120. **Трифорова И.С.** Биоиндикация в лимнологическом мониторинге / И.С.Трифорова // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем. – СПб., 2007. – С.23-28.
121. **Фактори накопичення** важких металів в екосистемі Дніпровських водосховищ / Т.Г.Литвинова, А.П.Мельник, З.А.Стецюк і ін. // Рибе господарство, 2005. – Вип.64. – С.131-143.
122. **Филенко О.Ф.** Практические ориентиры водной токсикологии / О.Ф.Филенко // Гидробиологический журнал, 1991. - №3. – С.72-74.
123. **Филенко О.Ф.** Основы водной токсикологии / О.Ф.Филенко, И.В.Михеева – М.: Колос, 2007. – 144 с.
124. **Флейшман Д.Г.** Накопление искусственных радионуклидов пресноводными рыбами / Д.Г.Флейшман // Радиобиология. – М.: Атомиздат, 1971. – С.395-421.
125. **Флеров Б.А.** Механизмы приспособления водных животных к токсическим веществам / Б.А.Флеров // Реакция гидробионтов на загрязнение. – М.: Наука, 1983. – С.30-33.
126. **Флеров Б.А.** Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных / Б.А.Флеров – Л.: Наука, 1989. – 144 с.
127. **Фомин Г.С.** Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник / Г.С.Фомин – М., 2000. – 848 с.
128. **Хайлов К.М.** Экологический метаболизм в море / К.М.Хайлов – К.: Наукова думка, 1971. – 252 с.
129. **Хариторова Н.Н.** Биологические основы интенсификации прудового рыбоводства / Н.Н.Хариторова – К.: Наукова думка, 1984.– 196 с.
130. **Чукина Н.В.** Структурно-функциональные показатели высших водных растений в связи с их устойчивостью к загрязнению среды обитания / Н.В.Чукина – Автореф.диссерт. ... канд.биол.наук. – Борок, 2010. – 24 с.

131. **Шекк П.В.** Нормативні показники якості вод рибогосподарських водойм: Конспект лекцій / П.В.Шекк, М.В.Захарова – Одеса; Екологія, 2008. – 116 с.
132. **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.146-157.
133. **Шестерин И.С.** Экологические (аутогенные) токсикозы прудовых рыб / И.С.Шестерин // Сборник научных трудов Всесоюзного научно-исследовательского института прудового рыбного хозяйства. - 1984. - Вып. 40. - С.171-176.
134. **Шеханова И.А.** Биологические и рыбохозяйственные аспекты нормирования содержания радиоактивных веществ в водной среде / И.А.Шеханова – М., 1975. – 32 с.
135. **Шитиков В.К.** Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В.К.Шитиков, Г.С.Розенберг, Т.Д.Зинченко. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. – 463 с.
136. **Яржомбек А.А.** Токсичность веществ для рыб в зависимости от способа воздействия / А.А.Яржомбек, А.Е.Микулин, А.Н.Жданова // Вопросы ихтиологии, 1991. - №3. – С. 496-501.

ПРИКЛАДИ ТЕСТОВИХ ЗАВДАНЬ

1. Вкажіть, як називається наука про токсичні властивості водного середовища по відношенню до гідробіонтів?

2. Вкажіть напрями досліджень, якими займається водна токсикологія:

1	меліорація рибогосподарських водойм
2	цілеспрямована боротьба з непромисловими гідробіонтами
3	нормування скидання стічних вод у рибогосподарські водойми
4	структурно-функціональна організація гідробіоценозів
5	специфіка взаємовідносин водних організмів між собою і з оточуючим середовищем
6	діагностика токсичності водного середовища

3. Назвіть відомого російського вченого, який ввів термін «водна токсикологія»:

4. Вкажіть, як називаються речовини, здатні викликати патологічні зміни в організмах гідробіонтів, їх хворобу або загибель?

5. Назвіть токсичні речовини, які ніколи раніше не існували у природному середовищі, а були синтезовані людиною:

6. Вкажіть, які об'єкти є природними джерелами токсичного забруднення водойм?

1	луки
2	промислові підприємства
3	вихід уранових жил по берегах водойм
4	тваринницькі комплекси
5	космічне радіоактивне випромінювання
6	масове відмирання фітопланктону при високих температурах оди
7	поверхневий стік з водозбірної площі

7. Розставте відповідно підсистемам водної екосистеми функції, які вони виконують за надходження у водойми забруднюючих речовин:

А. Водні маси	1 – накопичення забруднювачів
В. Дно	2 – трансформація забруднюючих речовин
С. Біота	3 - транзит забруднюючих речовин

8. Вкажіть антропогенні джерела токсичного забруднення водойм?	
1	луки
2	промислові підприємства
3	водні маси
4	лісосмуги
5	водний транспорт
6	сільськогосподарські угіддя
7	заказники

9. Вкажіть, які з названих об'єктів відносяться до донорів токсичного забруднення водойм?	
1	стоки комунальних підприємств
2	поверхневий стік з водозбірної площі
3	річки
4	стоки целюлозно-паперової промисловості
5	притоки річок
6	карстові озера
7	стави

10. Вкажіть, які з названих об'єктів можуть виконувати роль буфера за надходження у водойми поверхневих стоків:	
1	прибережні лісосмуги
2	промислові підприємства
3	сільськогосподарські угіддя
4	грунти водозбірної площі
5	населені пункти
6	теплоелектростанції
7	транспортний флот
8	пасажирський флот

11. Вкажіть рівняння, яке характеризує токсикогенний стік з водозбірної площі?	
1	$T=Ct$
2	$D=\lg(J_0/J)$
3	$F_t=F_i+F_o+F_m+F_s+F_p$
4	$F=mg$
5	$F=Kh(H+Kh)^{-1}$

12. Напишіть рівняння Хабера, яке визначає, від яких факторів залежить токсичність водного середовища при надходженні до нього забруднювачів:	

13. Вкажіть принцип, який визначає закономірність реагування водної екосистеми на токсичну дію забрудників:

14. Розставте назви груп отрут відповідно механізмам їхньої токсичної дії:

1 – локальні	А – блокують діяльність ферментативних систем
2 – резорбтивні	Б – викликають враження (руйнування) тканин і органів
3 – нервово-паралітичні	В – порушують діяльність функціональних систем
4 – гемолітичні	Г – порушують обмін речовин на клітинному рівні
5 – протоплазматичні	Д – порушують діяльність нервової системи
6 – ензиматичні	Е – порушують кровообіг і кровотворення

15. Вкажіть, до якого класу токсичності відносяться отрути, для яких $LC_{50}=1-10$ мг/л

1	високотоксичні
2	сильнотоксичні
3	помірнотоксичні
4	слаботоксичні
5	низькотоксичні

16. Вкажіть метод визначення токсичності речовин, який у якості індикаторної ознаки перебігу токсичного процесу використовує смерть піддослідних об'єктів:

1	метод рибної проби
2	фізіологічний метод
3	фізіолого-біологічний метод
4	фізіолого-біохімічний метод
5	метод умовних рефлексів
6	моделювання

17. Розставте відповідно етапам зміни, які відбуваються у гідробіоценозах за токсичного забруднення водного середовища:

1	А - структурно-функціональна перебудова біоценозу
2	Б - зміна домінантних видів
3	В - зміна структури з тенденцією до зниження чисельності і біомаси
4	Г - коливання чисельності і біомаси

18. Назвіть забруднення водного середовища органічними речовинами, які надходять у водойми з поверхневим стоком:

19. Назвіть основний показник, за яким встановлюється рівень органічного забруднення водою:

20. Назвіть процес забруднення водою біогенними речовинами, які надходять із водозбірної площі:

21. Назвіть явище перевищення токсичного ефекту суміші отрут токсичності її компонентів:

22. Розставте відповідно класу сапробності величину БСК₅, яка його визначає:

А) олігосапробні води	1) БСК ₅ =40 мгО ₂ /дм ³
Б) полісапробні води	2) БСК ₅ =1,7-4 мгО ₂ /дм ³
В) β-мезосапробні води	3) БСК ₅ =4-12 мгО ₂ /дм ³
Г) α-мезосапробні води	4) БСК ₅ <1,6 мгО ₂ /дм ³
Д) катаробні води	5) БСК ₅ <1 мгО ₂ /дм ³

23. Вкажіть функції водних екосистем, на основі яких здійснюється біологічне самоочищення водою:

1	фотосинтетична аерація
2	циркуляція водних мас
3	біофільтрація
4	іонний обмін
5	біоаккумуляція

24. Вкажіть, які наслідки для водних екосистем має радіонуклідне забруднення?

1	інтенсивний розвиток вищої водної рослинності
2	порушення відтворення гідробіонтів у ряді поколінь
3	масова поява смітних видів
4	хромосомні аберації
5	інтенсивний розвиток фітопланктону
6	генні мутації

25. Який показник використовують для нормування якості питної води:

1	санітарно-гігієнічні ГДК
2	рибогосподарські ГДК
3	іригаційні ГДК
4	ГДЗК
5	олігохетний індекс
6	індекс Шенона

26. Вкажіть, у чому полягає практичне значення водної токсикології	
1	розробка методів контролю за станом популяцій промислово цінних риб
2	підвищення біопродуктивності водойм
3	встановлення ГДК токсичних речовин
4	запобігання стихійному розселенню смітних видів
5	діагностика отруєння риб
6	боротьба з малоцінними гідробіонтами

27. Розставте назви відповідно характеру забруднення водних екосистем:	
1. Органічне забруднення	А. Евтрофікація
2. Біогенне забруднення	В. Термофікація
3. Кислотне забруднення	С. Нуклідизація
4. Радіаційне забруднення	Д. Сапробізація
5. Термічне забруднення	Е. Токсифікація
6. Токсичне забруднення	Ф. Ацидифікація

28. Вкажіть, який показник використовують для нормування рівня токсичного забруднення природних водойм?	
1	санітарно-гігієнічні ГДК
2	рибогосподарські ГДК
3	іригаційні ГДК
4	індекс Шенона
5	колі-титр

29. Назвіть явище зниження токсичного ефекту у суміші токсикантів у порівнянні з токсичністю кожного її компоненту:

30. Вкажіть рівняння, яке характеризує радіоємність водойм:	
1	$D = \lg(J_0/J)$
2	$F = Kh(H + Kh)^{-1}$
3	$T = Ct$
4	$F = mg$

31. Вкажіть, як називаються гідробіонти, які мешкають у особливо чистих водах?

32. Вкажіть, як називаються гідробіонти, які мешкають у сильно забруднених водах?

33. Вкажіть, яким ізотопом в основному визначається природна радіоактивність річкових і озерних вод:

1	^{237}U
2	^{40}K
3	^{232}Th
4	^{137}Cs

34. Підберіть визначення для терміну «інтоксикація»:

1	приспосовування гідробіонтів до токсичного середовища
2	розвиток патологічних процесів в організмі під впливом токсикантів
3	накопичення токсичних речовин в тканинах і органах гідробіонтів
4	дезактивація отрут в організмі гідробіонтів

35. Розставте назви коефіцієнтів, які дозволяють встановити напрямок розвитку токсифікації водойм, відповідно їх визначенням:

1 – коефіцієнт донної акумуляції	А - відношення концентрацій стійких токсикантів у донних відкладах до їх вмісту у водних масах
2 – коефіцієнт магніфікації	Б - відношення концентрації стійких токсикантів у компонентах біоти до їх вмісту у водних масах
3 – коефіцієнт біологічного нагромадження	В - відношення концентрації стійких токсикантів у вищих ланках трофічних ланцюгів до їх концентрацій у нижчих ланках

36. Вкажіть причину евтрофування водойм:

1	надмірне надходження у водойми стічних вод з високим вмістом азоту і фосфору
2	надмірне надходження у водойми стічних вод з високим вмістом свинцю і заліза
3	надмірне надходження у водойми стічних вод з високим вмістом кальцію і магнію
4	надмірне надходження у водойми стічних вод з високим вмістом аміаку і сірководню

37. Назвіть заходи з попередження евтрофікації водойм:

1	обвалування штучних водойм
2	вилов риби
3	розведення нищих ракоподібних
4	створення санітарних зон по берегах водойм
5	очищення стоків від біогенних речовин
6	хлорування води у водоймах