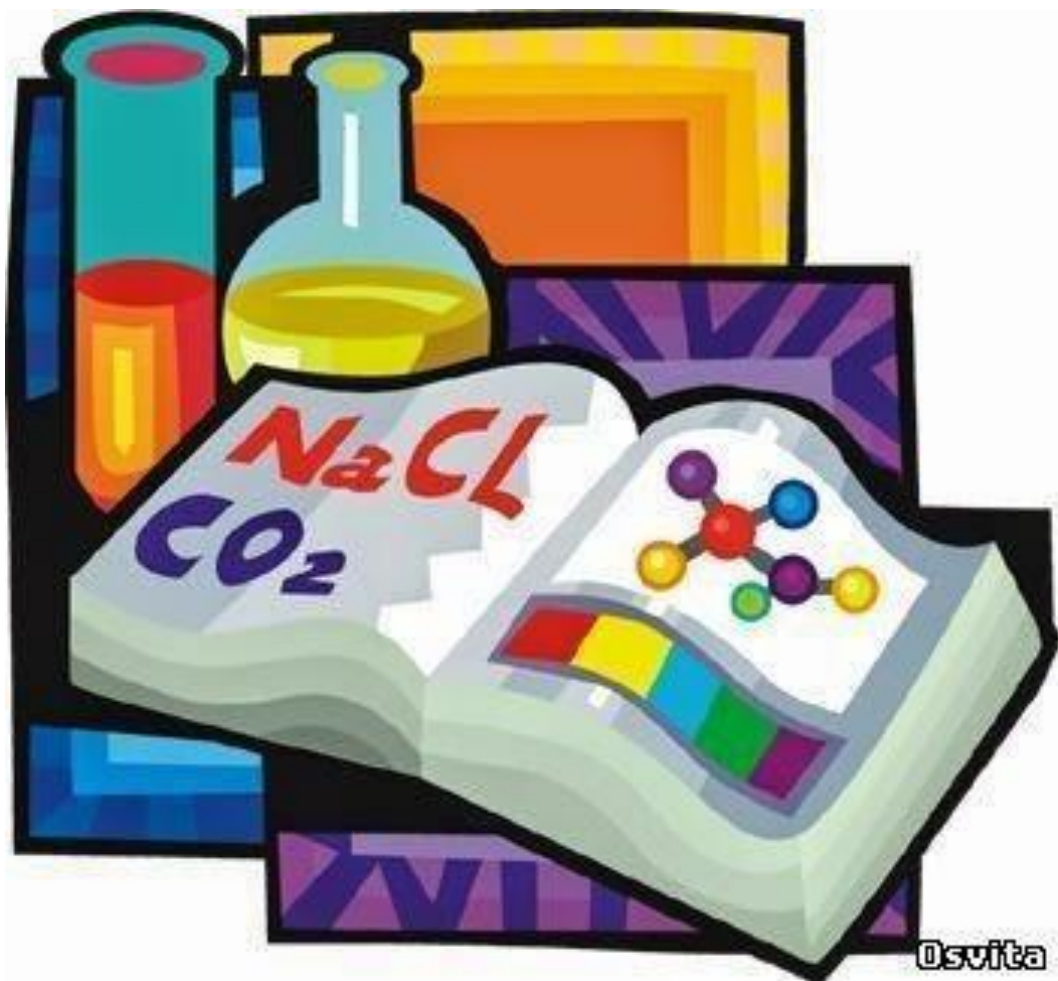


Лисиця А.В.

**«Біоіндикація і біотестування
забруднених територій»**
МЕТОДИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ
**ДО САМОСТІЙНОГО ВИВЧЕННЯ
ДИСЦИПЛІНИ**

для студентів напрямку підготовки 101 - «Екологія»



Лисиця А.В. Біоіндикація і біотестування забруднених територій. Методичні рекомендації до самостійного вивчення дисципліни. Рівне: Дока-центр, 2018. – 94 с.

ЗМІСТ

	Стор.
Тема 1. Вступ. Критерії оцінки забруднення навколишнього середовища	3
Тема 2. Методи дослідження стану навколишнього середовища	13
Тема 3. Біоіндикація як метод екологічного дослідження	21
Тема 4. Фітоіндикація та її роль в оцінці довкілля	30
Тема 5. Біоіндикація на різних рівнях організації живої матерії	36
Тема 6. Біомоніторинг і біоіндикація стану повітряного середовища	43
Тема 7. Біоіндикація стану водного середовища	52
Тема 8. Біоіндикація стану ґрунтів	64
Тема 9. Біотестування якості об'єктів навколишнього природного середовища та основні підходи при виборі методів	74
Тема 10. Біотестування ґрунту	81
Питання для самоконтролю	86
Тестові завдання для самоконтролю	88
Література	91

Тема 1. Вступ. Критерії оцінки забруднення навколишнього середовища

План

Забруднення навколишнього середовища, джерела антропогенного забруднення.

Забруднення та їх класифікація.

Роль галузей господарства у виникненні екологічних проблем.

Забруднення навколишнього середовища токсикантами і кількісні параметри оцінки його фактичного рівня.

Критерії оцінки якості навколишнього середовища.

Кінець ХХ початок ХХІ століття - це час усвідомлення кризи цивілізації, негативних її наслідків при підкоренні природи. Технічний прогрес породжує серйозні екологічні проблеми. Природа Землі під натиском людської діяльності сьогодні опинилася на межі екологічної катастрофи. Понад сім мільярдів людей на планеті користуються природними ресурсами, часто зловживаючи ними. Це призводить до вимирання видів, забруднення води та повітря токсичними речовинами, незворотну втрату природних екосистем і, як наслідок, погіршення здоров'я людей та якості їх життя. Екологія набула особливого значення як наукова основа раціонального природокористування й охорони живого світу нашої планети.

Джерела антропогенного забруднення

Поряд із виснаженням природних ресурсів збільшення чисельності населення планети створює небезпеку глобального забруднення середовища мешкання, яке призводить до непередбачуваних катаклізмів: епідемій, погіршення якості води, їжі та життя в цілому.

Яка ж основна причина і хто головний винуватець забруднення?

За статистикою, серед усіх джерел забруднення на першому місці - відпрацьовані гази автотранспорту (до 70% усіх хвороб у містах викликано ними), на другому - викиди теплових електростанцій, на третьому - хімічна промисловість.

Швидкими темпами відбувається забруднення атмосфери. Оскільки поки що основним способом отримання енергії залишається спалювання викопного палива, то з кожним Роком зростає споживання кисню, а на його місце надходять вуглекислий газ, оксиди нітрогену, чадний газ тощо, а велика кількість сажі, пилу і шкідливих аерозолів.

Більше 10 млрд. т умовного палива спалюється щорічно в світі, і при цьому в повітря викидається більше 1 млрд. т різних завислих часток, серед яких багато канцерогенних речовин. За останні 100 років в атмосферу потрапило більше 1 млн. т кремнію, 1,5 млн. т миш'яку, 900 тис. т кобальту. Тільки в атмосферу США щорічно викидається більше 200 млн. т шкідливих речовин (100 млн. т оксидів вуглецю, 37 млн. т оксидів сірки, 30 млн. т вуглеводнів, 20 млн. т оксидів азоту і 30 млн. т різноманітного пилу).

Забруднення атмосфери шкідливо не тільки для дихання населення планети, воно, до того ж, зменшує прозорість атмосфери, через яку відбувається взаємодія планети з космосом, передусім з випромінюванням Сонця. Вважають, що сьогодні в атмосфері перебуває близько 20 млн. т завислих часток. Катастрофічних розмірів набуло забруднення океану нафтопродуктами, отрутохімікатами, синтетичними миючими засобами, нерозчинними пластичними. Зараз в океан потрапляє близько 30 млн. т нафтопродуктів за рік. Неважко підрахувати, зважаючи на повільні темпи розчинення нафти у воді, що значна частина поверхні океану вкрита нафтовою плівкою. Деякі спеціалісти вважають, що її загальна площа складає 1/5 від площі океану. Нафтова плівка таких розмірів дуже небезпечна, тому що вона порушує газо- і водообмін між атмосферою і гідросферою, пригнічує розвиток життя, особливо планктону.

Антропогенна міграція хімічних елементів стала основним чинником змін у навколишньому середовищі. Природне надходження хімічних елементів з надр ледве досягає 1% від антропогенних надходжень. Якщо приріст світового виробництва сталі

залишитися на сучасному рівні (близько 5% на рік), то вміст оксидів заліза в ґрунті та у воді через 50 років подвоїться. За цей час за відсутності регулювальних заходів концентрація свинцю в навколишньому середовищі зростає в 10 разів, ртуті - у 100, миш'яку - в 250 разів. Зазначено, що вміст свинцю в кістках сучасної людини приблизно в 50 разів вищий, ніж у рештках наших давніх пращурів, а концентрація ртуті в сьогоденних організмах у 100-200 разів перевищує її вміст у ґрунті, природних водах і повітрі.

На стан природного середовища земної поверхні великий вплив справляє також; теплове забруднення. При спалюванні палива сучасне людство вивільняє в рік 34-1015 кКал тепла, яке розсіюється в навколишньому просторі, змінюючи температурний режим середовища і динаміку процесів, які в ньому відбуваються. Особливо інтенсивно при цьому змінюються темпи процесів окислення, через те що вміст кисню в середовищі істотно змінюється залежно від перепадів температури.

Здавалося б, що після проходження через градирні ТЕЦ і ГРЕС вода повертається у водоймища без забруднених речовин, але різке підвищення температури води знижує вміст у ній кисню, пригнічує діяльність аеробних бактерій. Вода загниває, і вищі форми життя в ній гинуть, зате бурхливо розростаються нижчі рослини.

Крім того, різка зміна температурного балансу середовища внаслідок теплового забруднення починає помітно відбиватися на погоді і навіть на кліматі в цілому, що особливо помітно в районі великих міст і великих промислових центрів. Перепад температури між; центром великого міста і околицею становить 2-4 °С.

До серйозних чинників забруднення середовища, крім зазначених, належить також; підвищення фону електромагнітного випромінювання від численних електротехнічних пристроїв, підвищення звукового фону в середовищі (інфра-та ультразвуки, шуми), а також: підвищення радіоактивного фону.

Забруднення середовища негативно відображається на здоров'ї людей і на житті всього населення планети. При всіх безперечних успіхах медицини і санітарного обслуговування збільшується кількість хворих на серцево-судинні, онкологічні захворювання, а також; хвороби шлунку, печінки і нирок. Зростає чисельність вроджених патологій. Від хвороб, спричинених забрудненням води, щорічно вмирає близько 5 млн. немовлят. У промислово розвинутих країнах зафіксовані нові захворювання, викликані різними забрудненнями. Так, в Японії стала відома хвороба під назвою «ітай-ітай», яка виникає при отруєнні кадмієм і вражає майже всі внутрішні органи.

У цій країні стала також відома хвороба «мінамата» отруєнні людей сполуками ртуті. Характерною ознакою хвороби є сильний розлад нервової системи.

Збільшилася кількість випадків задухи під час смогів, які нависають над великими містами промислово розвинутих країн. Під час одного зі смогів у Лондоні загинуло близько 4 тис. жителів, які страждали на хвороби дихальних шляхів. Медичні служби сигналізують про перевищення гранично допустимої концентрації (ГДК) шкідливих речовин не тільки на окремих підприємствах і прилеглих до них районах, але й на території цілих міст. Особливо великої шкоди жителям міст завдало масове виробництво і широке використання автомобільного транспорту.

Отже, не тільки виснаження ресурсів, але й забруднення навколишнього середовища - найближча перспектива людства при збільшенні кількості населення та нестримному зростанні виробництва і споживання, особливо в розвинених країнах. Головну стурбованість викликає стрімкий ріст населення земної кулі, який загострює протиріччя між: виробництвом і споживанням, що пояснюється простою логічною схемою: збільшення чисельності населення -> зростання потреб -> зростання виробництва -> виснаження природних ресурсів та забруднення довкілля -> глобальна екологічна криза.

Забруднення та їх класифікація

На жаль, забруднення стало звичним, часто вживаним словом у нашому житті.

Забруднення - внесення в навколишнє середовище або виникнення в ньому нових, зазвичай не характерних фізичних чинників, хімічних і біологічних речовин, які шкодять природним екосистемам та людині.

Розрізняють природне забруднення, яке виникає внаслідок потужних природних процесів (виверження вулканів, лісові пожежі, вивітрювання тощо) без будь-якого впливу людини, і антропогенне, яке є результатом діяльності людини й інколи за масштабами впливу переважає природне. Різні типи забруднення можна розділити на три основні: фізичне, хімічне та біологічне.

Фізичне забруднення пов'язане зі змінами фізичних, температурно-енергетичних, хвильових і радіаційних параметрів зовнішнього середовища. Зокрема, тепловий вплив проявляється в погіршенні режиму земної поверхні та умов життя людей. Джерелами теплового забруднення в межах міських територій є: підземні газопроводи промислових підприємств (140-160 °C), теплотраси (50-150 °C), збірні колектори і комунікації (35-45 °C) тощо. До фізичного забруднення можна віднести вплив шуму й електромагнітне випромінювання, джерелами якого є високовольтні лінії електропередач, електропідстанції, антени радіо- і телекомунікаційних станцій, а останнім часом також деякі побутові електроприлади. Встановлено, що при тривалому впливі електромагнітних полів навіть у здорових людей спостерігається перевтома, головний біль, почуття апатії та ін.

Хімічне забруднення - збільшення кількості хімічних компонентів певного середовища, а також; проникнення (введення) в нього хімічних речовин, не притаманних йому або в концентраціях, котрі перевищують норму. Найнебезпечнішим Для природних екосистем і людини є саме хімічне забруднення, яке отруює навколишнє середовище різними токсикантами (аерозолі, хімічні речовини, важкі метали, пестициди, пластмаси, детергенти та ін.). За підрахунками спеціалістів, у наш час у природному середовищі міститься 7-8,6 млн. різних хімічних речовин, причому їхня кількість щорічно поповнюється ще на 250 тис. нових сполук. Багато хімічних речовин мають канцерогенні та мутагенні властивості, серед яких особливо небезпечними є 200 (список складений експертами ЮНЕСКО): бензол, азбест, бензпірен, пестициди, важкі метали (особливо ртуть свинець, кадмій), різноманітні фарбники і харчові добавки.

Біологічне забруднення - випадкове або пов'язане з діяльністю людини проникнення в екосистему не притаманних їй рослин, тварин і мікроорганізмів (бактеріологічне); часто справляє негативний вплив при масовому розмноженні нових видів.

Особливо забруднюють середовище підприємства, які виробляють антибіотики, ферменти, вакцини, сироватки, кормовий білок, біоконцентрати та ін., тобто підприємства промислового біосинтезу, в викидах якого наявні живі клітини мікроорганізмів. До біологічного забруднення можна віднести надмірну експансію живих організмів. Так, у містах наявність звалищ, несвоєчасне прибирання побутових відходів призвели до значного збільшення синантропних тварин: щурів, комах, голубів, ворон та ін.

Забруднювач - будь-який фізичний чинник, хімічна речовина або біологічний вид (головним чином мікроорганізми), який потрапляє в навколишнє середовище або виникає в ньому в кількості, більшій за звичайну, і викликає забруднення середовища.

Забруднювачі бувають природні й антропогенні, а також первинні (безпосередньо з джерела забруднення) і вторинні (внаслідок розкладу первинних або хімічних реакцій). Ще виділяють забруднювачі стійкі (ті, що не розкладаються), які акумулюються в трофічних ланцюгах.

Проникнення різних забруднювачів у природне середовище може мати небажані наслідки, зокрема:

- завдання шкоди рослинності і тваринному світу (зниження продуктивності лісів і культурних рослин, вимирання тварин);
- порушення стійкості природних біогеоценозів;
- завдання шкоди майну (корозія металів, руйнування архітектурних споруд та ін.);
- шкода здоров'ю людини тощо (табл. 1).

Таблиця 1. - Основні забруднювачі біосфери та їхній вплив на здоров'я людини

Забруднювач	Вплив на здоров'я людини (у значних концентраціях)
Оксид карбону	Досить агресивний газ, що сполучається з гемоглобіном

(CO)	крові й утворює карбоксигемоглобін, що може призвести до (залежно від концентрації): погіршення гостроти зору та здатності оцінювати тривалість інтервалів часу; змін у роботі серця та легенів; головного болю, сонливості, порушення дихання і навіть смерті
Оксиди сірки	Подразнюють слизові оболонки очей та ротової порожнини, а також: викликають респіраторні симптоми: утруднене дихання, кашель з виділенням мокротиння, задишку; хронічну обструктивну легеневу недостатність, смертність від респіраторних та серцево-судинних хвороб
Оксиди нітрогену	Викликають хронічну обструктивну легеневу недостатність, посилення респіраторних симптомів: кашель, головний біль, блювоту
Вуглеводні (бензин, метан, пентан, гексан)	Мають наркотичну дію, викликають головний біль, запаморочення
Формальдегід	Викликає подразнення очей, носа і горла, нудоту, рак носової порожнини
Свинець	Викликає головний біль, анемію, нервові розлади, пологові дефекти, затримку розвитку, дебілізм
Ртуть	Викликає ураження центральної та вегетативної нервової системи, печінки, нирок, органів травлення
Кадмій	Викликає uszkodження нирок, анемію, хворобу легенів, високий кров'яний тиск; можливі також онкологічні захворювання, uszkodження плоду
Пестициди	Викликають рак, uszkodження печінки, ембріонів
Нітрати	Викликають утруднення дихання, підвищують дитячу смертність, при хімічних перетвореннях породжують канцерогенні сполуки
Радіонукліди	Призводять до онкологічних захворювань, генетичних мутацій
Тверді завислі частки	Викликають бронхіти, ослаблюють легеневу функцію, вірогідне скорочення середньої тривалості життя

Таблиця 2. - Обсяги викидів продуктів згорання, млн. т. на рік

Продукти згорання	Джерела продуктів згорання продуктів згорання	
	автомобілі	електростанції, промисловість і т.д.
Оксид вуглецю	59,7	5,2
Вуглеводні й інші	10,9	6,4

органічні речовини		
Оксиди азоту	5,5	6,5
Сполуки , що містять сірку	1,0	22,4
Мікрочастинки	1,0	9,8

Багато забруднювачів (пестициди, поліхлордифеніли, пластмаси) у край повільно розкладаються в природних умовах, а токсичні сполуки (ртуть, свинець) взагалі не знешкоджуються.

Якщо в 40-х роках ХХ ст. ще домінували натуральні продукти (бавовна, шовк, вовна, каучук, мило, їжа практично без добавок), то в наш час у промислово розвинутих країнах вони замінені синтетичними, які важко розкладаються і забруднюють навколишнє середовище. Це насамперед синтетичне волокно, миючі засоби (детергенти, відбілювачі), їжа з добавками, мінеральні добрива, синтетичний каучук та ін.

Роль галузей господарства у виникненні екологічних проблем

Найбільший вклад у забруднення природного середовища вносять теплові електростанції, транспорт, металургійні та хімічні заводи.

На частку теплових електростанцій припадає 35% сумарного забруднення води промисловістю і 46% - повітря. Вони викидають сполуки сульфуру, карбону і нітрогену, споживають велику кількість води (50% і більше водогону); для отримання однієї кВт-години енергії теплові електростанції витрачають близько 3 л води (атомні - ще більше: 6-8 л). Стічні води теплових електростанцій забруднені і мають високу температуру, що створює не тільки хімічне, але й теплове забруднення водоймищ.

Металургійні підприємства характеризуються високим рівнем споживання ресурсів і великою кількістю відходів. Серед них пил, оксид вуглецю, сірчистий ангідрид, коксовий газ, фенол, сірководень, вуглеводні (зокрема, бензпірен). Металургійна промисловість використовує багато води, яка забруднюється в процесі виробництва.

Найбільш небезпечними у хімічній промисловості є виробництва аміаку, кислот, анілінових фарб, фосфорних добрив, хлору, пестицидів, синтетичного каучуку, каустичної соди, ртуті, карбиду кальцію, фтору тощо.

Великий внесок у забруднення атмосфери роблять автомобілі. Автомобільний транспорт з'явився наприкінці ХІХ ст. Збудовано більше ніж; 10 млн. км доріг, які відібрали у людства більше ніж: 50 млн. га землі, випущено близько 1 млрд автомобілів. При будівництві сучасної швидкісної автотраси обсяг ґрунтових робіт перевищує 50 тис. м³/км; із землекористування ! вилучається близько 5 га/км, а разом з інфраструктурою - до 10 га/км. Сьогодні автомобіль - основне джерело шуму та забруднення повітря в містах. Автомобільний транспорт дає 70-90% забруднень у містах. Його викиди містять близько 20 канцерогенних речовин та більше ніж; 120 токсичних сполук. У викидних газах автомобілів наявні: оксид карбону, двооксид нітрогену, свинець, токсичні вуглеводи (бензол, толуол, ксилол та ін.). Взаємодія вуглеводнів та оксидів нітрогену при високій температурі приводить до утворення озону (О₃). Якщо в шарі атмосфери в цілому (особливо на висоті 20-30 км) досить високий вміст озону вкрай необхідний для захисту органічного життя від жорсткого ультрафіолетового випромінювання, то біля земної поверхні підвищений вміст озону викликає пригнічення рослинності, подразнення дихальних шляхів і ураження легенів.

Джерелом підвищеної небезпеки для навколишнього середовища став не лише сам автомобіль, але і траса (смуга забруднення вздовж; автошляхів становить до 300 м), системи обслуговування (нафтосклади, станції технічного обслуговування, мийки тощо).

У деяких країнах (Франція, Італія, США, Японія) кількість автомобілів вже можна зіставити з числом жителів. У США, наприклад, на 200млн. населення припадає 104млн.

авто. Відомо, що на кожні 1000 км пробігу автомобіль споживає річну норму кисню однієї людини.

Основні екологічні проблеми, пов'язані з використанням транспорту, можна об'єднати в такі групи:

- транспорт - споживач палива;
- транспорт - джерело хімічного забруднення повітря;
- транспорт - джерело шумового забруднення.

Значні забруднення дає целюлозно-паперова промисловість. За об'ємом забруднених стоків вона займає перше місце (більше 15%). Питомі витрати води становлять 300-350 м³ на 1 т продукції. У стічних водах підприємств цієї промисловості нараховується більше 500 компонентів, причому ГДК визначено лише для 55. Найбільшу небезпеку становлять сполуки сульфуру і хлору, розчинна органіка.

Досить несподівані екологічні наслідки виникають через розвиток виробництв, які, на перший погляд, ніби не становлять небезпеки щодо екології, але насправді створюють екологічні проблеми. Зокрема, нові заводи електронної промисловості виробляють таку продукцію, для отримання якої потрібна особливо чиста сировина. Чистота виробів також повинна бути дуже високою. Це робить необхідним багаторазове очищення сировини, а повторне використання води стає неможливим. Не випадково в 1984 р. Агенція з охорони навколишнього середовища США включила території 19-ти найбільших наукових компаній у список найбільш забруднених місць у країні. Першим у ньому зазначено район Силіконової долини (південне узбережжя затоки Сан-Франциско), де зосереджено центри електронної й аерокосмічної промисловості.

Наприклад, виробництво комп'ютерів потребує енергії й води. Особливо енерго- і водомістким є виробництво силіконових напівпровідників, з яких виготовляють комп'ютерні чіпи. Один великий завод з виробництва напівпровідників, який виготовляє 5000 8-дюймових плат на тиждень, може споживати стільки ж електроенергії і води, як невелике місто.

Ще одна екологічна проблема виникає внаслідок ускладнення конструкції машин. Вони виготовляються з тисяч деталей, з різних компонентів: чорних і кольорових металів, пластмас, деревини, гуми, скловолна, композиційних матеріалів. Це ускладнює їхню утилізацію після закінчення терміна служби. Строк служби стає все коротшим у зв'язку з прискореним розвитком техніки, що викликає швидке моральне старіння машин. Унаслідок цього все частіше вироби і матеріали, ще придатні за своїми технічними якостями, опиняються на звалищах. Наприклад, Корпорація мікроелектроніки і комп'ютерної технології проаналізувала відходи, які створюються під час виробництва типової комп'ютерної робочої станції. Це дослідження виявило, що при виробництві 25-кілограмового комп'ютера створюється 63 кг відходів, 22 кг з яких токсичні.

Дуже велику кількість забруднюючих речовин потрапляє в природне середовище в процесі сільськогосподарської діяльності. Найбільшу шкоду приносить використання пестицидів - щорічно їх у світі застосовується 4 млн. т, але в решті-решт тільки один відсоток досягає мети, тобто безпосередньо впливає на шкідників сільськогосподарських культур. Решта шкодить іншим організмам, вимивається в ґрунти і водойми, вивітряється. Ефективність використання пестицидів постійно знижується через звикання шкідників до них, і для того, щоб досягнути попередніх результатів, потрібно все більшу їхню кількість. До того ж, пестициди, які пригнічують розмноження комах одних видів, нерідко викликають інтенсивне розмноження популяцій комах, які мали до цього малу чисельність, через те що отрутохімікати сильніше впливають на ворогів шкідників, ніж на них самих. При розкладанні пестицидів у ґрунті, воді й рослинах часто утворюються ще більш стійкі токсичні метаболіти. Пестициди та їхні метаболіти ефективно переносяться по харчових ланцюгах, накопичуючись у кінцевих частинах. Унаслідок цього щорічно в світі фіксується 0,5 млн. випадків отруєнь пестицидами.

Значне забруднення ґрунтів, а потім і сільськогосподарських культур пов'язано з використанням мінеральних добрив. Щорічно в світі на поля вноситься 400-500 млн. т мінеральних добрив, гіпсу і фосфоритів.

Значні локальні забруднення дають великі тваринницькі комплекси: в навколишнє середовище потрапляють гній, залишки силосу і кормових добавок, в яких часто містяться сальмонели та яйця гельмінтів.

Однією з глобальних проблем, що викликає стурбованість всього людства, є вплив людини на біосферу, який призводить до зміни її динамічної рівноваги внаслідок забруднення навколишнього природного середовища.

В основі всіх заходів щодо зниження чи запобігання забруднень навколишнього середовища лежить контроль за вмістом шкідливих речовин в його складових.

Контроль стану складових довкілля здійснюється за допомогою хімічних, фізико-хімічних і фізичних методів аналізу, які лежать в основі стандартизації та контролю за станом довкілля.

Забруднення навколишнього середовища токсикантами і кількісні критерії оцінки його фактичного рівня

Активізація господарсько-виробничої діяльності людини в сучасних умовах природокористування та глобальні масштаби її антропогенного впливу на головні складові біосфери створюють ситуацію гострого екологічної кризи, обумовлену деградацією об'єктів навколишнього середовища. У зв'язку з цим для оптимізації умов взаємодії людини з природою важливою представляється роль всебічного аналізу навколишнього природного середовища, головними завданнями якого є комплексна оцінка екологічного резерву біосфери та її потенційних можливостей до самовідновлення і самоочищення, аналіз широкого спектру різних типів впливів (як пріоритетних, так і НЕ пріоритетних) на природні екосистеми і вивчення специфічних особливостей цих впливів.

В останні роки особливу значимість і актуальність набувають токсикологічні аспекти всебічного аналізу навколишнього середовища. Серйозною проблемою є встановлення пороговості ефекту токсикологічного впливу в системах «токсикант – навколишнє середовище» і «токсикант – живий організм» і визначення залежності «доза – відповідна реакція», яка послужила активним імпульсом для розвитку нового напрямку в екології, що базується на фундаментальних основах токсикологічної, біонеорганічної та екологічної хімії, званого екотоксикологія. Наукова значимість екотоксикологія полягає у вивченні сучасних уявлень токсичності та канцерогенності елементів і їх сполук, дослідженні специфічних біогеохімічних особливостей поведінки токсикантів у навколишньому середовищі, механізми їх розповсюдження і метаболізму; встановленні взаємозв'язку між необхідністю і токсичністю елементів; визначенні локалізації канцерогенних іонів; оцінці порогового ефекту токсикологічного впливу.

Подібний цілісний комплекс досить складних науково-прикладних завдань, вирішення яких передбачається в рамках екотоксикологія, в більшості випадків дозволяє зробити кількісну оцінку порогового ефекту токсикологічного впливу, що має місце в системах «токсикант – навколишнє середовище» і «токсикант – живий організм» згідно рівняння:

$$D_r = D_o - (D_e + D_m),$$

де D_r – доза шкідливої речовини, що досягла рецептора;

D_o – доза шкідливої речовини, введена в організм;

D_e і D_m - Дози шкідливої речовини, відповідно виділені з організму і знешкоджені в процесі просування отрути до рецептора.

Концепція пороговості передбачає високу якість середовища і повну безпеку для людини і будь-яких популяцій за умови забруднення цього середовища нижче певного рівня, вплив якого на будь-які організми менше деякого порогового значення.

Забруднення навколишнього середовища – Це процес привнесення в середу або виникнення в ній нових, звичайно не характерних для неї фізичних, хімічних, біологічних агентів, що роблять негативний вплив.

Існують три етапи забруднень навколишнього середовища: фізична (сонячна радіація, електромагнітне випромінювання і т.д.), хімічне (аерозолі, важкі метали і т.д.),

біологічне (бактеріологічне, мікробіологічне). Кожен тип забруднення має характерний і специфічний для нього джерело забруднення – природний або господарський об'єкт, що є початком надходження речовини-забруднювача в навколишнє середовище. Розрізняють природні і антропогенні джерела забруднення.

Основні природні джерела надходження токсикантів у навколишнє середовище – вітрова пил, лісові пожежі, вулканічний матеріал, рослинність, морські солі.

Антропогенні джерела – це первинне і вторинне виробництво кольорових металів, сталі, чавуну, заліза; видобуток корисних копалин; автомобільний транспорт; хімічна промисловість, виробництво міді, фосфатних добрив; процеси спалювання вугілля, нафти, газу, деревини, відходів та ін Антропогенний потік надходження токсикантів у навколишнє середовище превалює над природним (50-80%) і лише в деяких випадках можна порівняти з ним.

В якості критеріїв кількісної оцінки рівня забруднення навколишнього середовища можуть бути використані індекс забруднення, гранично допустима, фонові і токсична концентрації.

Індекс забруднення (ІЗ) – показник, якісно і кількісно відображає присутність в довкіллі речовини-забруднювача і ступінь його впливу на живі організми.

Гранично допустима концентрація (ГДК) – кількість шкідливої речовини в навколишньому середовищі, яке при постійному контакті або при впливі за певний проміжок часу практично не впливає на здоров'я людини. Гранично допустимі концентрації речовин, що забруднюють біосферу, вводилися як нормуючі показники в багатьох країнах, в тому числі і в нашій країні. Вони встановлювалися в приземній атмосфері, водах, ґрунтах, рослинах, продуктах харчування.

Існуюча система ГДК недостатньо достовірно інформативна, оскільки передбачає визначення індивідуального токсиканти, дистанціюючись від питання про комплексний вплив різних забруднювачів. Тим часом спільна дія, наприклад, органокомплексів важких металів кардинально змінює ГДК, експериментально отримані для окремого важкого металу.

Фонові концентрації - вміст речовини в об'єкті навколишнього середовища, яке визначається сумою глобальних і регіональних природних і антропогенних вкладів в результаті дальнього або транскордонного переносу.

Під **токсичною** концентрацією розуміють або концентрацію шкідливої речовини, яке здатне при різній тривалості впливу викликати загибель живих організмів, або концентрацію шкідливого агента, що викликає загибель живих організмів протягом 30 діб в результаті впливу на них шкідливих речовин.

Говорячи про токсичній концентрації як про своєрідний індикаторі токсичності природно-антропогенних екосистем, не можна не торкнутися і таких важливих понять в екоотоксикології, як шкідлива речовина або токсикант – забруднювач, метаболізм, канцерогенез, токсичність як результат надлишку необхідних речовин і з'єднань, біогеохімічні властивості токсикантів та їх хімічно активні міграційні форми у навколишньому природному середовищі.

Критерії оцінки якості навколишнього середовища

Державна екологічна експертиза являє собою систему державних природоохоронних заходів, спрямованих на перевірку відповідності проектів, планів та заходів у галузі народного господарства і природних ресурсів вимогам захисту навколишнього середовища від шкідливих впливів.

Токсикологічна характеристика технологічних процесів вимагає обґрунтування рекомендацій щодо такої зміни виробництва, щоб зменшити кількість шкідливих напівпродуктів або побічних з'єднань або виключити їх, і медико-технічних вимог до планування виробничих приміщень, апаратури, санітарно-технічного устаткування, в тому числі очисному або розсіює, і – в разі потреби – до індивідуальних засобам захисту. В основі цього лежить встановлення *гранично допустимих концентрацій (ГДК) шкідливих речовин у різних середовищах.*

У повітряному середовищі:

ГДКр.з - **гранично допустима концентрація речовини в повітрі робочої зони**, мг/м³. Ця концентрація при щоденній (крім вихідних днів) роботі в межах 8 год або інший тривалості, але не більше 41 годин на тиждень, протягом усього робочого стажу не повинна викликати в стані здоров'я теперішнього і наступного покоління захворювань або відхилень, що виявляються сучасними методами дослідження в процесі роботи. Робочою зоною вважається простір висотою до 2 м над рівнем підлоги або майданчика, на якій знаходяться місця постійного або тимчасового перебування працюючих;

ГДКм.р - **гранично допустима максимальна разова концентрація речовини в повітрі населених місць**, мг/м³. Ця концентрація при вдиханні протягом 20 хв не повинна викликати рефлекторних (у тому числі субсенсорних) реакцій в організмі людини;

ГДКс.д - **гранично допустима середньодобова концентрація токсичної речовини в повітрі населених місць**, мг/м³. Ця концентрація не повинна надавати на людину прямого або непрямого шкідливого впливу при необмежено тривалому вдиханні.

У водному середовищі:

ГДКв - **гранично допустима концентрація речовини у воді водойми господарсько-питного та культурно-побутового водокористування**, мг/л. Ця концентрація не повинна спричинювати прямого чи непрямого впливу на органи людини протягом усього його життя, а також впливати на здоров'я наступних поколінь і не повинна погіршувати гігієнічні умови водокористування;

ГДКв.р - **гранично допустима концентрація речовини у воді водойми, що використовується для рибогосподарських цілей**, мг/л;

Інтегральні показники для води:

БПК – **біологічна потреба в кисні** - кількість кисню, використаного при біохімічних процесах окислення органічних речовин (включаючи процеси нітрифікації) за певний час інкубації проби (2, 5, 20, 120 діб), мг О₂/л води (БПКП - за 20 діб, БСК5 – за 5 діб);

ХПК – **хімічна потреба в кисні**, визначається біхроматним методом, тобто кількість кисню, еквівалентну кількості витрачається окиснювача, необхідного для окислення всіх відновників, що містяться у воді, мг О₂/л води.

По відношенню БПКП/ХПК судять про ефективність біохімічного окислення речовин.

У ґрунті:

ПДКг - **гранично допустима концентрація речовини в орному шарі ґрунту**, мг/кг. Ця концентрація не повинна викликати прямого і непрямого негативного впливу на здоров'я людини, а також на здатність ґрунту до самоочищення;

ГДКпр (ДОК) - **гранично допустима концентрація (Допустима залишкова кількість) речовини в продуктах харчування**, мг/кг.

Якщо величина ГДК в різних середовищах не встановлена, діє тимчасовий гігієнічний норматив ТДК (ОБРВ) – тимчасово допустима концентрація (орієнтовно безпечний рівень впливу) речовини. Тимчасовий норматив встановлюється на певний термін (2-3 роки).

Різні речовини можуть чинити подібний несприятливий вплив на організм. Наприклад, існує ефект сумачії для діоксиду азоту і формальдегіду, фенолу і ацетону, етанолу та цілої групи органічних речовин. Для токсичних речовин безпечна концентрація визначається співвідношенням

$$C/ГДК \leq 1,$$

де С - фактична концентрація речовини в середовищі.

Припустимо, що в повітрі концентрація фенолу С_ф = 0,345 мг/л, ацетону С_{ац}=0,009 мг/л, а ГДК_ф = 0,35 мг/л, ГДК_{ац} = 0,01 мг/л. Таким чином, для кожної з речовин зазначене співвідношення менше 1:

$$C1 / ГДК1 < 1; \quad C2 / ГДК2 < 1.$$

Але оскільки ці речовини мають ефект сумачії, то загальне забруднення фенолом і ацетоном перевищить гранично допустиме, оскільки

$$C1 / ГДК1 + C2 / ГДК2 = 0,986 = 0,9 = 1,886 > 1.$$

Таким чином, сума відносин концентрацій до ГДК речовин, що володіють ефектом сумачії, не повинна перевищувати одиниці.

Для більш повної оцінки якості середовища порівняно недавно стали використовувати інший критерій – ГДЕН – *гранично допустиме екологічне навантаження*, для води – це ГДС – гранично допустимий скид, г/с; для повітря – ГДВ – гранично допустимий викид, г/с. Ці величини характеризують навантаження, яке спричинює підприємство на навколишнє середовище в одиницю часу, і повинні обов'язково входити в екологічний паспорт (або інший подібний документ) підприємства.

Недоліком викладеної вище схеми критеріїв оцінки якості середовища є розрізненість природоохоронних функцій різних міністерств і відомств, а також часто дуже різні значення ГДК в різних країнах.

Тема 2. Методи дослідження стану навколишнього середовища

План

Основні фізико-хімічні методи аналізу.

Методи оцінки забруднення водного середовища, ґрунтів і рослинності.

Методи оцінки забруднення ґрунтів.

Деякі недоліки контактних методів (фізичні, фізико-хімічні та хімічні) і переваги біологічних.

Основні фізико-хімічні методи аналізу

У сучасній екології широко застосовують дуже багато різних фізико-хімічних методів аналізу: діаліз, центрифугування, оптичні методи, різні види хроматографії, рН-метрію, гравіметрію, рефрактометрію, мас-спектрометрію, радіо імунні методи досліджень та ін. В даному розділі коротко розглянуто лише декілька основних і найбільш поширених в лабораторній практиці методів.

За метою їх використання, методи можна умовно поділити на: методи виділення речовин, їх концентрування, очищення, розділення компонентів, ідентифікації, якісного та кількісного визначення.

Хроматографічний аналіз – це метод розділення складних сумішей на окремі компоненти, які зберігаються без зміни їх попередніх властивостей. Хроматографічний метод аналізу був запропонований у 1903 році російським вченим ботаником Михайлом Цветом. Він уперше застосував його для розділення пігментів рослин; стовпчик адсорбенту із забарвленими в різні кольори зонами назвав хроматограмою, а сам метод – хроматографічним аналізом. У найпростішому випадку при проходженні розчину який містить певні компоненти через колонку з шаром сорбенту внаслідок різних сорбційних властивостей компонентів суміші відбувається їх розділення по довжині колонки за рахунок багаторазового повторення сорбції, десорбції та інших процесів. Після вбирання речовин сорбентом останній промивають відповідним розчинником. Внаслідок промивання окремі компоненти суміші поступово вимиваються з колонки.

Розділення можна поєднати з одночасним кількісним визначенням певного показника фізичної властивості розчину, що витікає з колонки. Такою фізичною властивістю може бути теплопровідність, оптична густина, показник заломлення світла (рефракція), електропровідність, рН тощо. Одним з найкращих детекторів для хроматографії, на сьогодні, вважають мас-спектрометричний (прилади, відповідно, носять назву хромато-мас-спектрометри), він дозволяє ідентифікувати і визначити вміст практично будь-якої речовини у будь-якому субстраті, навіть якщо вона знаходиться у дуже малих (слідових) кількостях.

Із хроматографічних методів в екологічних дослідженнях використовують гель-хроматографію, іонообмінну, афінну, тонкошарову, газову, газорідинну та високоефективну рідинну хроматографію. Хроматографічний метод є універсальним, його можна застосовувати для виділення речовин, їх концентрування, очищення, розділення компонентів, ідентифікації, якісного та кількісного визначення.

Хроматографічні методи класифікують за наступними ознаками:

а) за агрегатним станом суміші, в якому відбувається її розділення на компоненти – газова, рідинна, газорідинна хроматографія;

б) за механізмом розділення – адсорбційна, розподільча, іонообмінна, осадова, окислювально-відновлювальна, адсорбційно-комплексуюча хроматографія;

в) за формою проведення хроматографічного процесу – колоночна, капілярна, площинна (паперова, тонкошарова, мембранна).

Для ідентифікації речовин, їх якісного та кількісного визначення в лабораторній практиці часто використовують **оптичні методи**: фотоелектроколориметричні, спектрофотометричні, флуоресцентні, поляриметричні та ін. Ці методи прості у використанні, експресні і доступні, вартість аналітичного обладнання порівняно не висока.

В цілому, серед оптичних методи методів екологічних досліджень провідна роль належить спектральному аналізу. Він є одним із фізико-хімічних методів якісного і кількісного визначення атомного та молекулярного складу речовин, заснованих на

дослідженні спектрів, що поглинаються або випромінюються речовинами що аналізуються. В основу цієї групи методів покладено принцип вимірювання зміни інтенсивності світлового потоку. Залежно від довжини хвилі змінюється характер випромінювання, тому електромагнітний спектр поділено на зони: γ -, рентгенівські та космічні промені з довжиною хвилі 0,1 – 9 нм, ультрафіолетова зона – від 10 до 380 нм, видима зона – від 380 до 760 нм, інфрачервона зона – від 760 до 1100 нм і далі до 10^5 нм.

Спектральні методи дослідження поділяють на 2 групи: абсорбційні та емісійні. Кожну з груп ділять ще на дві підгрупи (рис. 2.1).

В основу абсорбційної спектроскопії покладено принцип вимірювання поглинання світла, яке проходить крізь досліджуваний розчин унаслідок абсорбції його досліджуваною речовиною. Вимірювання спектрів здійснюють на спеціальних спектральних апаратах, у яких пробу речовини вміщують між джерелом світла і фотоелементом, що реєструє світло. Кожна речовина поглинає світло з певною довжиною хвилі, отже, абсорбція світла є вибірковою.

Фотоелектроколориметрія — це вимірювання поглинання видимої частини спектра забарвленими розчинами.

Власне **спектрофотометрія** — це вимірювання поглинання (або пропускання) прозорих розчинів в частині ультрафіолетової (УФ), видимій та частині інфрачервоної (ІЧ) зон спектра (210-1100 нм). Метод зручний для вимірювання концентрацій речовин.

Іноколи використовують такий оптичний метод, як **нефелометрія**. Це метод вимірювання інтенсивності розсіяного (або поглинутого) суспензією світла.

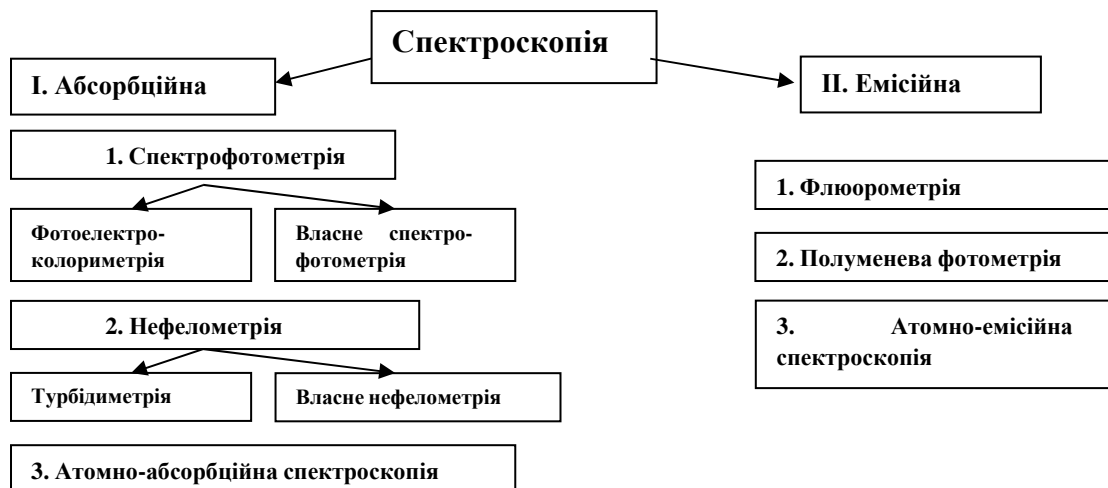


Рисунок - Методи спектрального аналізу.

Нефелометричний і турбідиметричний методи аналізу базуються на утворенні в результаті реакції малорозчинних сполук, які залишаються в розчині, досить стабільних суспензій, дисперсних, колоїдних або каламутних розчинів. Розсіювання світла залежить від довжини хвилі значно менше, ніж поглинання, і змінюється з концентрацією розчину нелінійно. Під час турбідиметричного вимірювання визначення концентрації речовини проводять не за величиною розсіювання світла, а за поглинанням прямолінійного світлового потоку частинками дисперсного розчину. Метод власне нефелометрії використовують у випадках, коли кількість речовини визначають за інтенсивністю світлового потоку, розсіяного завислими частинками дисперсного розчину. Розсіяне світло вимірюють у напрямку, перпендикулярному до основного світлового потоку.

Нефелометричні методи поступаються перед фотометричними тим, що розсіювання або поглинання дисперсної фази залежить не тільки від кількості частинок, а й від їхніх форм, розміру, характеру. Необхідною умовою для отримання коректних (правильних) результатів дослідження є стабільність суспензій. З моменту підготовки досліджуваного зразка до завершення вимірювань частинки речовини не повинні осідати або коагулювати, ще впливає на точність вимірювань.

Прилади, що ґрунтуються на вимірюванні світлопоглинання (абсорбції) речовин,

називаються **абсорбціометрами**. До них належать фотоелектроколориметри (далі ФЕК) і спектрофотометри (далі СФ). ФЕК дають змогу проводити вимірювання у видимій частині спектра. СФ дають змогу проводити вимірювання в широкому діапазоні хвиль від ультрафіолетового до інфрачервоного (210-1100 нм) і досліджувати забарвлені та безбарвні розчини у вузькій зоні спектра, у ділянці максимального поглинання монохроматичного потоку світла.

В основі абсорбційної спектроскопії лежать загальні принципи здатності речовин поглинати світлову енергію за законом Бугера-Ламберта-Бера.

$$I = I_0 \times e^{-\epsilon c l},$$

де I – інтенсивність світла, що пройшло через кювету із розчином зразка; I_0 – інтенсивність монохроматичного променя світла, що падає на зразок речовини товщиною l , см; c – концентрація речовини; ϵ - молярний коефіцієнт екстинкції.

Логарифм відношення I_0/I називають **оптичною густиною речовини** (D , інколи позначається як E , або екстинкція, тобто послаблення світла):

$$D = \ln I_0/I = \epsilon \times c \times l.$$

Пропускання речовини T виражається наступним чином:

$$T = I/I_0 \times 100\%.$$

Екстрагування – метод вилучення розчиненої речовини з розчину (досліджуваного зразка) за допомогою іншого розчинника, який не змішується з першим. Так за допомогою хлороформу можна вилучити з води переважну частину розчиненого в ній йоду, а за допомогою таких органічних розчинників як ефір, спирт, бензол, хлороформ та ін. екстрагувати ліпіди з біологічного матеріалу. Із суміші білки-вуглеводи фенолом можна екстрагувати білки, полісахариди при цьому не розчиняються, а трихлороцтовою або фосфорновольфрамовою кислотою – вуглеводи, білки при цьому осаджуються.

Осадження проводять шляхом додавання до багатокомпонентного розчину відповідного реактиву, який утворює з речовиною що аналізується нерозчинну сполуку. Реактив додається по краплям і завжди з надлишком, для того, щоб бути впевненим, що осадження пройшло кількісно (повністю).

Фільтрування – це операція за допомогою якої можна механічно відділити тверде тіло від рідкого (нерозчинені сполуки або їх частинки від розчинених), або осад що знаходиться у розчині. Для цього використовують фільтри з різним розміром пор та виготовлені з різних матеріалів: паперу, пористого скла, азбесту тощо. Колоїдні частинки інколи проходять через паперові фільтри, у такому випадку застосовують ультрафільтри (мембранні фільтри), наприклад, гелі полімерів у вигляді плівок.

Седиментаційний метод ґрунтується на розділенні речовин під дією відцентрової сили. До нього відносять аналітичне і препаративне центрифугування. В екологічній лабораторній практиці широкого застосування набув метод аналітичного центрифугування. Він базується на тому, що різні молекули залежно від молекулярної маси, густини та форми осідають або спливають з різною швидкістю, що дає змогу досить чітко їх диференціювати. Кожен клас частинок характеризується певною швидкістю їх седиментації (осідання) або спливання (флотації). Залежно від густини середовища, в якому відбувається розділення, можна досягти осадження або спливання частинок. Наприклад, для розділення білків кращим є метод седиментації, для ліпідів – флотації.

Центрифугування дуже широко застосовується під час проведення різних аналізів. Застосовують центрифуги різних типів і конструкцій – від стаціонарних (ультрацентрифуги) до настільних, портативних. Цим методом можна розділяти різні типи біологічних молекул (препаративне центрифугування), визначати їх молекулярну масу, розмір та форму, розділяти окремі субодиниці тощо (аналітичне центрифугування).

Рефрактометрія належить до фізичних методів аналізу. Сутність методу полягає у визначенні коефіцієнту рефракції (або показники заломлення) зразка, що досліджується (n), і визначенні концентрації діючої речовини (c) за калібрувальним графіком або спеціальною таблицею. Коефіцієнтом рефракції називають відношення синусу кута падіння променя світла до синусу кута його заломлення ($n = \frac{\sin \alpha}{\sin \beta}$). Метод простий у використанні,

експресний і достатньо точний, тому його часто використовують для визначення концентрацій білків, наприклад, загального вмісту білків в сироватці крові, та біологічно активних речовин у розчинах. Рефрактометри – прилади не дорогі за ціною, прості в експлуатації і наявні, практично, в будь-якій фізико-хімічній лабораторії.

Полярографія – це електрохімічний метод, що ґрунтується на отриманні та розшифруванні кривих залежності сили електричного струму (I) від напруги (U) що поступово змінюється: $I = f(U)$. Струм виникає під час окисно-відновних реакцій, що проходять на поверхні робочого електроду. Метод застосовується для аналізу речовин які здатні до електровідновлення або електро-окиснення. Під час проходження електричного струму в певному інтервалі напруги на полярограмах є ділянки, на яких сила струму пропорційна концентрації реагуючих речовин. За зміною висоти полярограм визначають концентрацію речовини. Вперше метод запропоновано у 1922 році професором Празького університету Ярославом Гайровським. В екології метод застосовують для визначення катіонів, аніонів, гормонів, амінокислот, вітамінів, вуглеводів та ін. В різних об'єктах навколишнього середовища. Полярографію використовують також при дослідженні білків-ферментів, за допомогою цього методу можна отримати дані про деякі функціональні групи білків (-SH, -NH₂, імідазольну групу), визначити каталітичну активність ферментів тощо.

Прикладом застосування різних методів може слугувати визначення концентрацій шкідливих домішок в атмосферному повітрі поблизу автомагістралей і у відпрацьованих газах двигунів. Аналізуються індивідуальні проби газу, взяті дискретно і при безперервних вимірах. Часто застосовують різні газоаналізатори. У конструкціях найбільш поширених аналізаторів газів використовуються різноманітні методи.

Таблиця 1 - Методи аналізу забруднення повітря

Метод аналізу	Речовина
Абсорбційний метод спектрального аналізу (інфрачервона та ультрафіолетова області спектра)	CO, O ₃
Полум'яно-іонізаційний	Вуглеводні, органічні речовини
Хемілюмінесцентний	NO, NO ₂ , O ₃
Флуоресцентний, полум'яно-фотометричний	SO ₂ , H ₂ S
Радіометричний, гравіметричний	Пил
Електрохімічний	CO, SO ₂ , H ₂ S

Методи оцінки забруднення водного середовища, ґрунтів і рослинності

Для оцінки рівня забруднення водного середовища використовуються традиційні прилади фізико-хімічного аналізу, а також хроматографи. Контролюється каламутність, колір, запах, твердість, питома електрична провідність, коефіцієнт світлопропускання, редокс-потенціал, активність водневих іонів (рН), рівень насичення киснем, активність і концентрація іонів різних речовин, що надходять у воду у вигляді забруднень, і інші параметри (температура, тиск, швидкість потоку).

Хімічний аналіз води здійснюється за допомогою лабораторних комплектів аналізу води. У ці комплекти входять хімічні розчини, порцеляновий і скляний посуд, допоміжне обладнання, необхідне для збору і обробки проб, виконання хімічного аналізу. Фізико-хімічні властивості води визначаються з використанням фотоколориметрія, атомно-абсорбційних, інфрачервоних, калориметричних спектрометрів, іонометрії, комплексних аналізаторів якості води.

Для контролю стану поверхні земель, якісного і кількісного складу ґрунтів і *ґрунтів*, оцінки рівня і складу забруднень використовуються прилади та обладнання, наведені вище (аналіз водної витяжки ґрунту), а також ряд спеціальних приладів, призначених для визначення щільності, властивостей ґрунтів (твердомір, глибинний гамма-щільномір, зсувне прилад, вимірник об'ємної вологості), параметрів снігового покриву.

Широко використовується переносний лабораторний комплект визначення гідрофізичних і фізико-механічних властивостей ґрунтів.

Седиментація атмосферних транспортних аерозолів, зокрема важких металів, призводить до забруднення *рослинності*. Наземні частини рослин акумулюють атмосферні забруднення, і їх хімічний склад може бути індикатором для виділення територій з високим рівнем впливу транспортних засобів.

Вимірювані параметри:

- Фізіологічний стан рослин;
- Елементний склад тканин рослини.

Візуальна оцінка забруднення - прояв надмірного (вище встановлених норм) вмісту різних речовин в зеленій масі будується на ідентифікації явно виражених змін виду рослин:

- Мідь - темно-зелене листя, товсті короткі коріння;
- Залізо - темно-зелене забарвлення листя, сповільнений ріст надземних частин

рослини;

- Цинк - хлороз і некроз решт листя, міжжілковий хлороз молодого листя;
- Свинець - темно-зелене листя, бурі короткі коріння, скручування старого листя;
- Кадмій - бурі краї листя, червонуваті жилки й черешки, скручені листя й бурі недорозвинені коріння.

Визначення концентрації токсичних елементів у тканинах рослин здійснюється по водній витяжці в лабораторних умовах методами, розглянутими вище.

Методи оцінки забруднення ґрунтів

Ґрунтовий покрив Землі являє собою найважливіший компонент біосфери. Саме ґрунтова оболонка визначає багато процесів, що відбуваються в біосфері. Найважливіше значення ґрунтів складається в акумулюванні органічної речовини, різних хімічних елементів, а також енергії. Ґрунтовий покрив виконує функції біологічного поглинача, руйнівника і нейтралізатора різних забруднень, а так само ґрунті відведена найважливіша роль в житті суспільства, тому що вона являє собою джерело продовольства, що забезпечує 95-97% продовольчих ресурсів для населення планети. Якщо ця ланка біосфери буде зруйновано, то сформоване функціонування біосфери безповоротно порушиться. Надзвичайно важливим є вивчення глобального біохімічного значення ґрунтового покриву, його сучасного стану й зміни під впливом антропогенної діяльності, так як ефективний захист навколишнього середовища від небезпечних хімічних реагентів неможлива без достовірної інформації про ступінь забруднення ґрунтів.

Оцінку здатності ґрунту виконувати функції, що забезпечують стабільність окремих біоценозів і біосфери в цілому отримують за допомогою спеціальних методів дослідження забруднених ґрунтів. Розглянемо деякі з них.

Оцінка небезпеки забруднення ґрунтів

Перш ніж розглянути методи оцінки забруднення ґрунтів необхідно познайомитися з деякими показниками і положеннями, що визначають ступінь небезпеки забруднюючих речовин, а також дають оцінку небезпеки забруднення ґрунтів.

Принцип нормування хімічних речовин у ґрунті значно відрізняється від принципів, покладених в основу нормування їх у водоймах, атмосферному повітрі, харчових продуктах. Потрапили в ґрунт хімічні речовини надходять в організм людини головним чином через контактуючі з ґрунтом середовища: воду, повітря і рослини (в останньому випадку за біологічного ланцюга ґрунт - людина). Тому при нормуванні хімічних речовин у ґрунті враховується не тільки та небезпека, яку представляє ґрунт при безпосередньому контакті з нею, але й наслідки вторинного забруднення контактуючих з ґрунтом середовищ.

Встановлення ГДК забруднюючих речовин у ґрунті знаходиться в початковій стадії, тому до теперішнього часу встановлено ГДК лише для 30 шкідливих речовин, переважно отрутохімікатів.

У зв'язку з тим, що шкідливі речовини надходять в організм людини з харчових цілей, встановлені допустимі залишкові кількості (ДОК) пестицидів у ґрунті, харчових і кормових продуктах (таблиця 2).

Таблиця 2 - ГДК і ДОК деяких речовин у ґрунті

Речовина	ГДК, мг / кг	ДОК, мг / кг
Хлорофос	0,5	1,0
Карбофос	2,0	1,0
Прометрин	0,5	0,1
Поліхлоркамфер	0,5	0,1
Гексахлорциклогексан	1,0	1,0

Результати гігієнічних досліджень забруднених ґрунтів дозволяють оцінювати ступінь небезпеки забруднення шкідливими речовинами за рівнем їх можливого впливу на системи «ґрунт - рослина», «ґрунт - мікроорганізми, біологічна активність», «ґрунт - ґрунтові води», «ґрунт - атмосферне повітря» і опосередковано - на здоров'я людини. З гігієнічної позиції небезпека забруднення ґрунту визначається рівнем можливого її негативного впливу на контактуючі середовища, харчові продукти і безпосередньо на людину, а також на біологічну активність ґрунту і процеси її самоочищення.

І саме ГДК хімічних речовин у ґрунті є основним критерієм гігієнічної оцінки небезпеки забруднення ґрунтів шкідливими речовинами.

Для оцінки забруднення небезпеки забруднення ґрунту вибір хімічних речовин - показників забруднення - проводиться з урахуванням:

- специфіки джерел забруднення, що визначають комплекс хімічних елементів, що беруть участь у забрудненні ґрунтів досліджуваного регіону (таблиця 2);
- пріоритетності забруднювачів у відповідності зі списком ГДК хімічних речовин у ґрунті та їх класів небезпеки;
- характер землекористування.

Якщо немає можливості врахувати весь комплекс хімічних речовин, що забруднюють ґрунт, оцінку проводять за найбільш токсичних речовин, тобто відносяться до найбільш високого класу небезпеки.

При відсутності в документації класу небезпеки хімічних речовин, пріоритетних для ґрунтів досліджуваного району, їхній клас небезпеки J може бути визначений за такою формулою:

$$J = \lg \frac{AS}{aM(\text{ГДК})}$$

де А - атомна вага відповідного елемента; S - розчинність в воді хімічної сполуки, мг / л; М - молекулярна маса хімічної сполуки, в яке входить даний елемент; а - середнє арифметичне з шести ГДК хімічних речовин у різних харчових продуктах (м'ясо, риба, фрукти, хліб, овочі).

При оцінці небезпеки забруднення ґрунтів хімічними речовинами слід враховувати наступне:

- небезпека забруднення тим більше, чим вище фактичні рівні вмісту контрольованих речовин у ґрунті в порівнянні з ГДК;
- небезпека забруднення тим більше, чим вище клас небезпеки контрольованих речовин;
- буферність ґрунту, що впливає на рухливість хімічних елементів, що визначає їх вплив на контактуючі середовища.

Оцінка небезпеки забруднення ґрунту населених пунктів у свою чергу визначається:

- Епідеміологічною значимістю забрудненого хімічними речовинами ґрунту;
- Ролью забрудненого ґрунту як джерела вторинного забруднення приземного шару атмосферного повітря і при її безпосередньому контакті з людиною;
- Значимістю ступеня забруднення ґрунту як індикатор забруднення атмосферного повітря.

Оцінка рівня забруднення ґрунтів як індикаторів несприятливого впливу на здоров'я населення проводиться за показниками, розроблених за сполучених геохімічних і геогігієнічних дослідженнях навколишнього середовища міст. Такими показниками є коефіцієнт концентрації хімічної речовини K_z і сумарний показник забруднення Z_c , який дорівнює сумі коефіцієнтів концентрацій хімічних елементів:

$$Z_c = \sum_i^n K_{ci} - (n - 1)$$

де n - число сумованих елементів.

Оцінка небезпеки забруднення ґрунтів комплексом металів за показником Z_z , яка відобразить диференціацію забруднення повітряного басейну міст, як металами, так і іншими найбільш поширеними інгредієнтами (пил, оксид вуглецю, оксиди азоту), проводиться за оцінною шкалою, наведених у таблиці 3. Градації оціночної шкали розроблені на основі вивчення показників стану здоров'я населення, що проживає на території з різним рівнем забруднення ґрунтів.

Таблиця 3 - Орієнтовна оцінна шкала небезпеки забруднення ґрунтів за сумарним показником забруднення Z_c

Категорія забруднення ґрунтів	Значення Z_c	Зміни показників здоров'я населення в осередках забруднення
Допустима	Менше 16	Найбільш низький рівень захворювання дітей і мінімальна частота зустрічальності функціональних відхилень
Помірно небезпечна	16 ... 32	Збільшення рівня загальної захворюваності
Небезпечна	32 ... 128	Збільшення рівня загальної захворюваності, числа часто хворіючих дітей, дітей з хронічними захворюваннями, порушеннями функціонального стану серцево-судинної системи
Надзвичайно небезпечна	Понад 128	Збільшення рівня загальної захворюваності дитячого населення, жінок з порушенням репродуктивної функції (збільшення числа передчасних пологів та ін.)

Деякі недоліки контактних методів (фізичні, фізико-хімічні та хімічні) і переваги біологічних

Контактні методи (фізико-хімічні ...) вимагають досить складного і дорогого обладнання, спеціальних лабораторій і добре навченого персоналу. В країнах із слаборозвинутою матеріально-технічною базою ці аналізи часто доволі тривалі по часу, матеріало- і трудовитратні. Інтерпретація результатів не завжди адекватна екологічній ситуації. Крім того, користуючись інструментальними методами дослідження, можна визначити ті чи інші характеристики об'єкту дослідження (проби повітря, води, ґрунту, біоматеріалу тощо) **лише на момент відбору проб**. Однак лишайники, наприклад, здатні накопичувати радіоактивні елементи, мікроелементи, вміст радіонуклідів у них може бути у 10 разів вищий, ніж у трав'янистих рослинах. Лишайники нагромаджують газоподібні й тверді речовини з атмосфери практично постійно і необмежено. Тому, відстежуючи процеси їх накопичення або відсутність, можна оцінити рівень забруднення середовища.

Під впливом забруднень довкілля змінюються еколого-фізіологічні ознаки: пігментація, забарвлення рослин. Їх спричиняє надлишок токсичних солей у ґрунті або нестача поживних речовин. Наприклад, галофіти при помірному підвищенні засолення мають насичений зелений колір; за значної кількості солей у ґрунті – сіро-синюватий; при засоленні за умов недостатнього зволоження – оранжево-червоний.

Підсумок

Біоіндикація дозволяє визначати не лише зміни окремих фізичних або хімічних параметрів, а й цілісні системні зміни в біоценозах, прогнозувати подальший розвиток подій. Рослинність може бути використана не лише як індикатор окремих факторів середовища, а також як показник сумарних умов: типів ґрунту чи клімату, гірських порід, сільськогосподарських угідь. Біоіндикаторами можуть бути лише ті рослини, які помітно реагують на аномалії. Зовнішні подразники впливають на кислотність середовища, щільність коріння.

Аналогічно в якості біоіндикаторів можуть слугувати тварини, гриби, мікроорганізми. На біооб'єктах найкраще спостерігати безпосередню дію і віддалені наслідки впливу того чи іншого **полютанта** (забруднювача) або **ксенобіотика** (речовина чужорідна для біосфери, яка природою не синтезується, наприклад пестициди, мийні засоби, мінеральні добрива ...).

Таким чином, перевагами методів біоіндикації є те, що вони:

- підсумовують біологічно важливі дані щодо навколишнього середовища;
- здатні реагувати на короточасні й залпові викиди токсикантів;
- реагують на швидкість змін, що відбуваються в довкіллі;
- вказують на місця накопичення забруднювачів та шляхи їх міграції;
- дають змогу розробляти оцінки шкідливого впливу токсикантів на людину й живу природу на ранніх стадіях та нормувати допустиме навантаження на екосистеми.

До **недоліків методів біоіндикації** слід віднести те, що вони не дають інформації про об'єктивні, фізико-хімічні особливості стресового фактору, що діє; вони потребують, як правило, більшої повторності для отримання статистичне значущих результатів.

Отже, біоіндикація має певні **переваги** як метод отримання безпосередньої інформації про зміни стану біоти в конкретних умовах забруднення, але він повинен поєднуватись з хімічними й геофізичними дослідженнями для отримання не лише якісних, а й кількісних показників.

Тема 3. Біоіндикація як метод екологічного дослідження

План

Вступ.

Біоіндикація як метод екологічного дослідження.

Основні принципи біоіндикації.

Метод біоіндикації нанорозмірних об'єктів.

Ліхеноіндикація.

Основи ентомобіоіндикації.

Оцінювання реакції тварин на забруднення.

Вступ

В зв'язку з глибокою трансформацією природного середовища, що здійснюється під дією антропогенного впливу, який за своїми масштабами вийшов на планетарний рівень, а за силою та швидкістю випереджають вплив природних факторів, загострюються і стають актуальними проблеми збереження екосистеми та біосфери в цілому.

Визначення біологічно значимих антропогенних навантажень на основі реакцій на них живих організмів та їх угруповань пов'язано з біоіндикацією. Значимість рослинного покриву як індикатора стану екосистеми є в тому, що він дуже чутливо реагує на зміну екологічних факторів. Достатньо важливим є те, що він відображує емерджентний характер змін властивостей екосистем в залежності від рівня їх організації. **Емерджентність** - виникнення, поява нового (часто несподіване), в теорії систем - наявність у будь-якої системи особливих властивостей, не властивих її підсистемам і блокам, а також сумі елементів, не пов'язаних системоутвірними зв'язками; неможливість зведення властивостей системи до суми властивостей її компонентів. Такі ознаки визначають придатність біоіндикації для екологічних досліджень, експертиз, прогнозування поведінки, стану та розвитку екосистем.

Найбільшого впливу господарської діяльності людини зазнають екосистеми міста. Тому важливим є контроль за станом навколишнього середовища та своєчасний аналіз забрудненості території міста. В деякій мірі ці питання дозволяють вирішити біоіндикаційна оцінка.

Біоіндикація як метод екологічного дослідження

Системи моніторингу, побудовані на основі дослідження поведінки рослин і тварин, дають змогу оцінити біологічні ефекти від впливу забруднення повітря, їх просторовий розподіл, можливе нагромадження на значних територіях.

У деяких видів рослин і тварин змінюються особливості розвитку (швидкість росту, процес цвітіння, утворення плодів, інтенсивність забарвлення та ін.) у відповідь на різні подразнюючі фактори. Ці властивості людство помітило уже давно і використовувало для практичних потреб. У зв'язку з загальною екологізацією різних наукових напрямів, людського мислення загалом методи біоіндикації усе частіше використовують сучасні науковці, зокрема і в моніторингу навколишнього середовища.

Біоіндикація (грец. *bios* - життя лат. *indico* - вказую) - оперативний моніторинг навколишнього середовища на основі спостережень за станом і поведінкою біологічних об'єктів (рослин, тварин та ін.).

Цей метод дедалі поширюється, оскільки рослини - індикатори мають такі **переваги**:

- підсумовують біологічно важливі дані щодо навколишнього середовища;
- здатні реагувати на короточасні й залпові викиди токсикантів;
- реагують на швидкість змін, що відбуваються в довкіллі;
- вказують на місця накопичення забруднювачів та шляхи їх міграції;
- дають змогу розробляти оцінки шкідливого впливу токсикантів на людину й живу природу на ранніх стадіях та нормувати допустиме навантаження на екосистеми.

Біоіндикація використовується в екологічних дослідженнях, як метод виявлення антропогенного навантаження на біоценоз. Метод біоіндикаторів заснований на

дослідженні впливу екологічних факторів, що змінюються, на різні характеристики біологічних об'єктів і систем. У якості біоіндикаторів вибирають найбільш чутливі до досліджуваних факторів біологічні системи або організми. Зміни в поведженні тест-об'єкта оцінюють у порівнянні з контрольними ситуаціями, прийнятими за еталон. Наприклад, при оцінці екологічного стану поверхневих вод у якості біоіндикаторів використовують спостереження за поведженням дафній, моллюсків, деяких риб.

Ряд рослин-індикаторів реагує на підвищені або знижені концентрації мікро- і макроелементів у ґрунті. Це явище використовується для попередньої оцінки ґрунтів, визначення можливих місць пошуку корисних копалин.

Один зі специфічних методів моніторингу забруднення навколишнього середовища - біоіндикація, визначення ступеня забруднення геофізичних середовищ за допомогою живих організмів, біоіндикаторів. Живі індикатори не повинні бути занадто чутливими і занадто стійкими до забруднення. Необхідно, щоб у них був досить тривалий життєвий цикл. Важливо, щоб такі організми були широко поширені по планеті, причому кожен вид повинний бути присвячений до визначеного місцеперебування. Лишайники цілком відповідають усім цим вимогам. Вони реагують на забруднення інакше, чим вищі рослини. Довгостроковий вплив низьких концентрацій забруднюючих речовин викликає в лишайників такі ушкодження, що не зникають аж до загибелі їхніх сланей. Це, видимо, зв'язане з тим, що лишайники відновляють свої клітини дуже повільно, у той час як у вищих рослин ушкоджені тканини замінюються новими досить швидко. Завдяки цілому ряду біологічних особливостей лишайники є добрими індикаторами зміни стану навколишнього середовища в умовах його забруднення двоокисом сірки, фторидами, лужним пилом, важкими металами.

Біоіндикація має ряд переваг перед інструментальними методами. Вона відрізняється високою ефективністю, не вимагає великих витрат і дає можливість характеризувати стан середовища за тривалий проміжок часу.

Фактори середовища досить строго визначають, які організми можуть жити в даному місці, а які не можуть. Враховуючи це, ми можемо використати обернену закономірність і судити про фізичне середовище організму, який в ньому проживає. Так з'явився метод біоіндикації середовища, який особливо широко використовують у лісовій типології, фітоценології, а також для визначення рівня забруднення атмосферного повітря за допомогою лишайників (*ліхеноіндикація*), мохів (*бріоіндикація*) чи грибів (*мікоіндикація*).

Отже, **біоіндикатори** – це група особин одного виду або угруповання, наявність, кількість або інтенсивність розвитку яких у тому чи іншому середовищі є показником певних природних процесів або умов зовнішнього середовища.

Біологічну індикацію широко використовують сьогодні для оцінки забруднення навколишнього середовища, яке "усуває" з природних екологічних ніш нестійкі до факторів забруднення види нижчих і вищих рослин, а також представників фауни.

Біоіндикатори, біологічні індикатори – організми, присутність (наявність), кількість або інтенсивний розвиток яких є показником природних процесів або умов зовнішнього середовища. Так, скупчення рибоїдних птахів є показником біоіндикації місць, де водиться риба, за складом планктону можна передбачити, який буде вилов риби. За складом флори і фауни вод можна визначити придатність води для пиття та з'ясувати ефективність роботи очисних споруд. За допомогою індикаторних рослин та мікроорганізмів можна дати орієнтовну оцінку якості ґрунту. Тварин, рослини, мікроорганізми, використовують при космічних дослідженнях як біоіндикатори для з'ясування впливу факторів космічного простору на організми.

Під впливом забруднень докільця змінюються еколого-фізіологічні ознаки: пігментація, забарвлення рослин. їх спричиняє надлишок токсичних солей у ґрунті або нестача поживних речовин.

Біоіндикація має певні переваги як метод отримання безпосередньої інформації про зміни стану біоти в конкретних умовах забруднення, але він повинен поєднуватись з хімічними й геофізичними дослідженнями для отримання не лише якісних, а й кількісних відомостей.

Отже, у зв'язку з потребою проведення глобального моніторингу, використання індикаційних можливостей біологічних об'єктів набуває все більшого значення. Рослини-індикатори використовуються як для виявлення окремих забруднювачів, так і для спостереження за загальним станом навколишнього середовища.

Основні принципи біоіндикації

Всі біологічні системи - організми, популяції та біоценози в ході свого розвитку пристосувались до комплексу факторів певної території. Вони заволоділи всередині біосфери певною областю, екологічною нішею, в якій знаходять оптимальні умови існування і можуть нормально харчуватись та розмножуватись. Кожен організм володіє в відношенні кожного діючого на нього фактору генетично детермінованим, філогенетично набутим, унікальним фізіологічним діапазоном толерантності, в межах якого цей фактор є придатний для нього. Якщо фактор відрізняється надто низькою або надто високою інтенсивністю, але ще не летальний, то організм знаходиться в **фізіологічному песимумі**. В обстеженій області інтенсивності фактору, особливо сприятливої для даної особи, організм існує в умовах **фізіологічного оптимума**.

Існують різні форми біоіндикації. Якщо дві однакові реакції викликані різними антропогенними факторами, то говорять про **неспецифічну біоіндикацію**. Якщо ж ті чи інші зміни можна пов'язати тільки з одним фактором, мова йде про **специфічну біоіндикацію**.

Якщо біоіндикатор реагує значним відхиленням життєвих показників від норми, то він є **чутливим біоіндикатором**.

Акумулятивні біоіндикатори, накопичують антропогенну дію без швидких проявів порушень. Таке значне накопичення, забруднення, поступово перевищує нормальний рівень, частіше за все проходить на рівні екофізіологічних або біоценотичних процесів.

В природі всі види біоіндикації включені в ланцюг послідовно протікаючих реакцій і процесів. Якщо антропогенний фактор діє безпосередньо на біологічний елемент, то мова йде про пряму біоіндикацію. Але часто біоіндикація стає можливою лише після зміни стану під впливом інших безпосередньо задіяних елементів. В цьому випадку ми маємо справу з непрямою біоіндикацією і біоіндикатором. Часто бажано завчасно виявити біологічну дію антропогенного фактору, для того щоб при відомих умовах мати можливість впливати на цю дію. Присутність дуже чутливих біоіндикаторів приводить до ранньої індикації, коли реакція проявляється при мінімальних дозах за короткий проміжок часу і проходить за короткий проміжок часу і проходить у місці дії фактору на елементарні молекулярні і біохімічні процеси.

В залежності від часу розвитку біоіндикаційних реакцій можна виділити шість різних **типів чутливості**.

I тип: біоіндикатор дає через певний час, на протязі якого він ніяк не відповідав на дію (відсутність ефективного рівня), одноразову сильну реакцію і втрачає чутливість (вище верхнього ефективного рівня).

II тип: як і в першому випадку, реакція миттєва і сильна, але продовжується деякий час після чого різко зникає

III тип: біоіндикатор реагує з моменту виявлення порушеної дії з однаковою інтенсивністю на протязі довгого проміжку часу.

IV тип: після миттєвої сильної реакції спостерігається її припинення, спочатку швидко, потім більш повільно.

V тип: при появі порушеної дії починається реакція, яка стає все більш інтенсивною, поки не досягне максимуму, а потім поступово припиняється.

VI тип: реакція V-го типу багаторазово повторюється; виникає осциляція біоіндикаторних параметрів.

Біоіндикація може використовуватися на різних рівнях організації живого (макромолекула, клітина, орган, організм, популяція, біоценоз). З підвищенням рівня організації біологічних систем зростає і їх складність, так як одночасно все більше ускладнюються їх взаємозв'язки з факторами місцезнаходження. При цьому біоіндикація на нижчих рівнях діалектично включається в біоіндикацію на вищих рівнях, виступаючи на

них в новій якості. В той час як на нижчих рівнях організації біологічних систем переважають прямі і частіше специфічні види біоіндикації на вищих рівнях панує непряма біоіндикація.

В зв'язку зі складністю біологічних систем нерідко буває можлива лише неспецифічна біоіндикація. Однак саме тут відкриваються шляхи до виявлення комплексних стресових дій і тим самим до оцінки допустимих навантажень на складну екосистему. Інколи біоіндикаційні методи, які легко використовуються на нижчих організаційних рівнях, так ускладнюються в більш комплексних системах, що розрізнити вплив фактору стає неможливим. З іншої сторони, біоіндикаторні ознаки, які виявляються на вищому організаційному рівні, зв'язані з відповідними змінами на попередніх рівнях. При пошуку можливостей ранньої біоіндикації слід враховувати цю закономірність. В порівнянні з окремими організмами екосистеми реагують на стресові впливи частіше всього з запізненням і в сильно зміненій формі.

В відповідності з організаційними рівнями біологічних систем можна встановити різні **рівні біоіндикації**:

- 1-й рівень: біохімічні і фізіологічні реакції;
- 2-й рівень: анатомічні, морфологічні, біоритмічні і поведінкові відхилення;
- 3-й рівень: флористичні і фауністичні зміни;
- 4-й рівень: ценотичні зміни;
- 5-й рівень: біогеоценотичні зміни;
- 6-й рівень: зміна ландшафтів.

Для біоіндикації властиві в основному два методи - пасивний і активний моніторинг. В першому випадку у вільно живучих організмів вивчаються видимі або невидимі пошкодження чи відхилення від норми, які є ознаками стресового впливу. При активному моніторингу виявляють ті ж самі впливи на тест-організмах, які знаходяться в стандартних умовах на досліджуваній території.

При біоіндикації слід враховувати чотири **основні вимоги**:

1. Відносна швидкість проведення.
2. Одержання достатньо точних і відтворених результатів.
3. Присутність об'єктів, які застосовується в біоіндикації, по можливості в великій кількості і з однорідними властивостями.
4. Діапазон похибки в порівнянні з іншими методами тестування не більше 20 %.

Метод біоіндикації нанорозмірних об'єктів

На сьогоднішній день існує багато методів визначення якості навколишнього середовища. Це різні методи кількісного хімічного аналізу (КХА), фізико-хімічного аналізу, космічного аналізу, ГІС-технології (геоінформаційні системи). Одним з найбільш простих, підказаних самою природою методом визначення якості навколишнього середовища є біоіндикація - порівняно новий і досить ефективний метод аналізу стану довкілля. В даний час з'явилася, велика кількість робіт з біоіндикації на клітинному, тканинному, організмовому, популяційному, біоценотичному рівнях.

Метод біоіндикації на клітинній культурі відповідає світовому рівню. Цей метод розробляється в США, Франції, Великобританії та інших країнах і використовується як експрес-метод в токсикології, фармакології, косметології.

Головна перевага культивуємих клітин, які повністю використовуються клітинними біологами, це можливість прижиттєвого спостереження клітин за допомогою мікроскопа. Важливим є те, що при роботі з культурами клітин в експерименті використовуються здорові клітини і що вони зберігають життєздатність протягом усього експерименту.

Культури клітин являють собою гомогенну генетично однорідну популяцію клітин, що ростуть в постійних умовах. Дослідник може змінювати ці умови в певних межах, що дозволяє йому оцінювати вплив на ріст клітин різних факторів - рН, температури, концентрації амінокислот, вітамінів, антропоєкологічних факторів. Зростання може бути оцінений протягом короткого періоду часу. Ці реальні переваги, порівняно з дослідженнями на тваринах.

Оскільки клітини в культурі легко доступні для різних маніпуляцій, то при роботі з ними отрути, гормони, біостимулятори, протектори, віруси і т.д. можуть бути введені в заданій концентрації і протягом заданого періоду часу. Концентрації цих агентів можуть бути на порядок менше, ніж при експерименті на тваринах.

Реалізація біомоніторингу супроводжується комплексом проблем, в тому числі і пошуком нових біоіндикаторів. Проведені дослідження повітря, на наявність нанорозмірних об'єктів актуалізували проблему пошуку біоіндикаторів рослин - природних накопичувачів нанорозмірних об'єктів. Новизна досліджень визначається слабкою розробленістю і відсутністю системних досліджень в галузі вивчення біоіндикаторів на нанорозмірні об'єкти, а практична значущість визначається відносною дешевизною і зручністю використання і переміщення рослин в порівнянні з іншою апаратурою, для накопичення нанорозмірних об'єктів з метою їх подальшого вивчення.

Головними завданнями нанотехнологій в біоіндикації є:

1. Виявити рослини - природні накопичувачі нанорозмірних об'єктів.
2. Встановити взаємозв'язок між наявністю нанорозмірних об'єктів в повітрі і їх наявністю в досліджуваних рослинах.
3. Оцінити вплив нанорозмірних об'єктів на генезис рослини (накопичення інформації про зовнішні прояви) - встановити зовнішні ознаки прояву дії нанорозмірних частинок на рослину.

При організації дослідження на першому етапі, виходять з того, що різні рослини, в силу особливостей будови первинної захисної покривної тканини здатні накопичувати різні за фізичними характеристиками нанорозмірні об'єкти. Планований другий етап досліджень пов'язаний з припущенням, про те, що різні рослини, в силу особливостей функціонування, здатні накопичувати різні за властивостями нанорозмірні об'єкти.

Підводячи підсумок сказаному можна сказати, що метод біоіндикації з використанням клітинних культур з успіхом може замінити досліди на лабораторних тварин з наступних причин:

1. Дешева і доступність використовуваного матеріалу (для вирощування клітинної культури досить вилучити клітини органів у 1-2 тварин і отримані клітинні лінії можуть використовуватися протягом тривалого періоду, на відміну від біомоніторингу, у якому гинуть десятки і сотні тварин).
2. Можливість швидкого отримання результатів і прижиттєвого нагляду за моделлю протягом усього експерименту.
3. Висока кореляція результатів *in vitro* і *in vivo*.
4. Отримані клітинні лінії зберігають високу видову, органо-тканинну специфічність протягом усього експерименту, що дозволяє проводити на них практично всі експерименти.

Метод біоіндикації на клітинних культурах може використовуватися:

- в екології - для інтегральної оцінки шкідливого впливу на організм людини і тварин антропоєкологічних і космофізичних несприятливих факторів, моніторингу геопатогенних зон;
- у фармакології - для вивчення фармакологічних властивостей нових препаратів та прогнозування безпеки їх застосування;
- в токсикології - для вивчення гострої і хронічної токсичності різних речовин.

Ліхеноіндикація

Один з ведучих ліхенологів, Х. Трас, розділив методи ліхеноіндикації (тобто індикації за допомогою лишайників) на три групи. На перше місце він поставив методи, що дозволяють вивчати зміни, що відбуваються в будівлі і життєвих функціях лишайників під впливом забруднення. Методи другої групи базуються на описі видів лишайників, що живуть у районах з різним ступенем забруднення атмосфери. Третя група включає методи вивчення цілих лишайникових співтовариств у забруднених районах і складання спеціальних карт. При використанні методів першої групи можна вибрати показовий вид лишайника, що досить легко відзивається на погіршення якості навколишнього середовища. Відмінний приклад такого індикаторного виду - гіпогімнія роздута, і багато ліхенологів використовують

цей лишайник при проведенні своїх досліджень. Так, вивчаючи поширення викидів сталеливарних заводів у Північній Фінляндії, учені зібрали зі стовбурів дерев гіпогімнію роздуту, що виростала на різних відстанях від заводів. В міру наближення до джерела викидів сильно мінялися такі показники стану рослини, як кислотність клітинного соку, електропровідність, зміст хлорофілу, сірки і заліза в слань і ступінь пошкодження фотобіонта. До речі, за станом водорості в лишайнику легко спостерігати, користуючись флуоресцентним мікроскопом. Здорові клітки в синім або ультрафіолетовому світлі мають характерне червоне світіння. В міру руйнування кліток колір стає спочатку коричневим, потім жовтогарячим і потім білим.

Щоб визначити, наскільки швидко зміниться лишайник під впливом забруднення, користуються методом трансплантації, тобто пересадження рослини в забруднені райони. Уперше трансплантацію лишайників здійснив німецький учений Ф. Арнольд у 1892 році. Він переніс трохи надґрунтових видів цих рослин із сільської місцевості в місто Мюнхен. Дуже незабаром усі "переселенці" загинули. У 1959 році з Хібін у Ботанічний сад Тартуського університету привезли п'ять арктоальпійських лишайників. Вже в перші місяці перебування на новому місці лишайники сполотніли, їх апотеції утратили свій ошатний вид, ріст припинився. Через рік усі лишайники загинули. Довше інших протрималася нефрома арктична. Існує кілька способів трансплантації. Надґрунтові лишайники переносять разом із ґрунтом, вирізуючи ділянки розміром 20X20 або 50X50 див. Рунисті види можна переносити в спеціальних пластмасових горщиках або підвішувати в сіточках. Епіфітні види переносять разом з гілками або шматочками кори, на яких вони росли. Для висікання дисків з кори користуються особливими бурами діаметром 4-6 см. У забрудненому районі кору і гілки з епіфітами прибивають на дерева тих же порід, що і дерева, з яких вони були вилучені, або на спеціальні дошки і стовпи. Через кілька тижнів або місяців лишайники досліджують і визначають ступінь їхньої пригніченості. Пересадження дає зведення про індивідуальну стійкість видів.

Стосовно забруднення повітря види лишайників можна розділити на три категорії:

- 1) низько чуттєві, зникаючі при перших симптомах забруднення;
- 2) середньочуттєві, що приходять на зміну загиблим чуттєвим видам, з якими вони не могли конкурувати, поки повітря було чистим;
- 3) самі витривалі, толерантні до забруднення.

Іноді стійкість лишайників до забруднення обумовлена зовнішніми умовами. Виявляється, що слань, що добре змочується, страждає від забруднення більше, ніж змочувана погано. Але іноді пояснення причини стійкості лишайника до забруднення потрібно шукати усередині самого лишайника. Важливу роль грає щільність корового шаруючи, проникність кліток, присутність деяких лишайникових речовин, що нейтралізують кислотні випадання. На основі індивідуальних особливостей лишайників були зроблені шкали, що дозволяють установити рівень забруднення конкретного району по наявності або відсутності в ньому визначених видів лишайників.

Прикладом може служити шкала *полеотолерантності* епіфітів, тобто стійкості до міських умов. Цю шкалу склав Х. Трас. Шкала включає десять класів. У 1-й, 2-й і 3-й класи входять лишайники, що живуть тільки в природних ландшафтах (у лісах, болотах, удалині від населених пунктів) і в слабо окультуреній місцевості (у лісових масивах поруч з населеними пунктами, лугах). У 4-й, 5-й і 6-й класи попадають лишайники, що більш-менш часто зустрічаються в помірковано окультуреному ландшафті (у селищах, малих містах, парках в околицях великих міст і на цвинтарях). Нарешті, класи 7, 8, 9 і 10 поєднують ті види лишайників, що поширені в сильно окультурених районах (у великих і середніх містах).

Іноді лишайникам допомагають вижити самі несподівані щасливі обставини. Так, краще виживають ті колонії, у розпорядженні яких більше живильних речовин. Помічено скупчення лишайників на краях міських дахів, де багато пташиного калу, а також на гниючих суках старих дерев. Важливим є і переважне в даному районі напрямок вітрів, що несуть згубні гази і пил.

Ліхенологічні карти дозволяють спостерігати за змінами, що відбуваються в стані повітря протягом 20-50 років. Ці методи вимагають не дуже значних витрат і з успіхом можуть доповнити, а іноді і замінити більш точні фізико-хімічні методи дослідження

повітря, для яких необхідна дорога апаратура. Правда, для складання карт необхідно досить повно вивчити ліхенофлору в досліджуваному районі. Припустимо, потрібно скласти опис епіфітних лишайників у якому або парку. Для цього, рухаючи по алеї, описують ті лишайники, що ростуть по обох її сторонах на спробних площадках, на кожному п'ятому (або третім або десятому) дереві. Спробна площадка обмежується на стовбурі дерев'яною рамкою, наприклад розміром 10X10 см, що розділена усередині тонкими дротиками на квадратики по 1 см². Відзначають, які види лишайників зустрілися на ділянці, який відсоток загальної площі рамки займає кожен зростаючий там вид. Крім того, відзначають життєздатність кожного зразка: є чи в нього плодові тіла, здорова або хирлява слань. На кожному дереві описують мінімум чотири спробні площадки: дві в підстави стовбура (з різних його сторін) і дві на висоті 1-1,5 м. У цілому по алеї виходить значне число описів, а по всьому парку - і того більше. Одні карти відбивають присутність якогось одного виду лишайників на даній території, інші подають додаткову інформацію про його достаток у різних крапках, на третіх позначене кількість видів лишайників, що виростають у зоні дослідження.

Ліхеноіндикація - один з найважливіших і корисних методів екологічного моніторингу. Однак цей метод не завжди застосовують. Справа в тім, що лишайники, як і будь-які живі організми, відчувають зміни навколишнього середовища. Тому в природі часто не можна установити конкретну причину тих або інших ушкоджень лишайників. Простий вплив температури або вологості може перебивати вплив забруднення, особливо якщо концентрація забруднюючих речовин невелика.

Основи ентомобіоіндикації

У сучасних умовах глобальний характер впливу людини на біосферу у поєднанні з підвищеним забрудненням окремих регіонів створює особливі умови для існування природних екосистем. У зв'язку з цим виникає необхідність принципово нових підходів до вирішення завдань оцінки стану екосистем і розробки заходів щодо їх охорони.

Актуальною проблемою стає оцінка впливу діяльності людини на окремі екосистеми. Для вирішення цієї задачі одним із перспективних напрямів є розробка критеріїв для використання організмів-біоіндикаторів (біомоніторів), які об'єктивно відбивають вплив антропогенної діяльності на організми, їх популяції та угруповання.

У літературі накопичена значна кількість даних про зміну параметрів популяцій комах в антропогенно трансформованих екосистемах. Ці дані цікаві в плані використання комах як об'єктів біоіндикації. Комахи, дійсно, є перспективною групою тварин для біоіндикаційних досліджень. Вони відрізняються великими видовою та екологічною різноманітністю, різною стійкістю до антропогенних впливів та різними характерними реакціями на них.

При визначенні екологічного стану району біоіндикаторне значення мають такі **популяційні характеристики комах**.

- Щільність (відносна чисельність) комах. У екосистемах, що зазнали або зазнають антропогенного впливу, щільність одних видів комах зменшується, інших - збільшується, третіх - істотно не змінюється, четвертих - зазнає стрибкоподібних змін (спочатку зменшується, потім збільшується або навпаки).

- Аналіз фазових портретів комах із різним типом динаміки чисельності (складається шляхом графічної інтерпретації щільності популяції та коефіцієнта розмноження) дозволяє провести імітаційне моделювання багаторічної динаміки окремих видів у популяції.

- Фенотипова структура комах. Мінливість фенотипової структури (співвідношення фенотипових форм імаго) може корелювати з рівнем забруднення повітря, наприклад, підвищення частки меланістичних (чорних) особин у популяціях.

- Рівень асиметрії білатеральних морфологічних ознак - різке збільшення рівня асиметрії у популяціях спостерігається у двох випадках: при порушенні генного балансу популяції за рахунок імміграції особин із популяцій, адаптованих до інших умов існування; при впливі незвичайних умов середовища (індустріального забруднення, температури, радіації тощо).

- Статева структура популяцій. На співвідношення статей у комах можуть впливати різні фактори. Установити, який фактор вирішальний тут дуже важко, але при детальному дослідженні популяцій модельного виду в екосистемах можна за індексом співвідношення статей встановити ступінь їх антропогенної трансформації.

- Просторовий розподіл комах у біоценозах. На просторовий розподіл комах у біоценозах впливають мікрокліматичні умови, структура ландшафту та антропогенні фактори, зокрема вплив пестицидів, солей важких металів, агро- та лісотехнічні заходи..

- Сезонна динаміка. Кліматичні фактори, що викликають фотоперіодичні та температурні реакції комах, обумовлюють їх річні цикли. У різних видів вони різні. Співвідношення груп, виділених за типом активності імаго у різних біотопах, їх кількість можна використовувати для визначення ступеня антропогенного впливу на їх угруповання.

- Внутрішньовидові розміри тіла комах. Доведена тенденція збільшення розмірів тіла комах для популяцій у біотопах із посиленням антропогенним навантаженням.

- Спектр життєвих форм. Вивчення спектра життєвих форм імаго населення модельних видів дає змогу охарактеризувати структуру їх угруповань і встановити зміни, що відбуваються під впливом антропогенної діяльності.

- Чисельність екологічних груп в угрупованні комах за біотопічним преферендумом. Об'єктивний показник антропогенної трансформованості біотопів - чисельність екологічних груп за категоріями реліктності в угрупованні, особливо чисельності убіквістних (еврібіонтних) видів, які збільшуються у біотопах із підвищенням антропогенного впливу. Кількість стенобіонтних видів у таких біотопах зменшується.

- Індекс угруповань модельної групи комах. Цей індекс - об'єктивний показник ступеня антропогенного впливу на біотопи. За його допомогою можна визначити ступінь порушення кожного з біотопів без порівняння з контрольним місцезнаходженням.

- Виявлення основних груп комах за відношенням до фактора антропогенного впливу. За своїм відношенням до антропогенного фактора комах можна поділити на три основні групи: антропофільні, антропоіндиферентні та антропофобні види. Антропофільні види переважають у антропогенних ландшафтах, вони стійкі до антропогенних впливів. Антропоіндиферентні види зустрічаються як у природних, так і в антропогенних ландшафтах, але слабопорушених. Антропофобні види зустрічаються тільки у природних ландшафтах.

Ступінь антропогенного навантаження на навколишнє середовище можна визначати і за такими показниками: видовий склад і стаціональний розподіл комах; динаміка, структура та спектри домінування видів; характер вертикального розподілу популяцій ґрунтових комах у профілі ґрунтів; характер анатома-морфологічних, біохімічних, фізіологічних, імунологічних, цитогенетичних, біоритмологічних і поведінкових відхилень під впливом антропогенних стресорів; визначення концентрації хімічних забруднювачів і радіонуклідів у тілі комах тощо.

Враховуючи те, що багато пестицидів і солей важких металів і радіонукліди мають терато- та мутагенний ефект можна застосовувати цитогенетичні методи для їх виявлення (наприклад, тестування хромосомних аберацій у соматичних клітинах).

При доборі комах як модельних об'єктів ентомобіоіндикації керуються загальноприйнятими вимогами до організмів-біомоніторів - добра вивченість виду та внутрішньовидових таксонів, широкий ареал, низька міграційна активність, антисинантропність, висока індикаційна пластичність виду, простота збирання у природі, достатня кількість для відбирання серії проб.

При виборі району дослідження обґрунтовують критерії чистоти та забрудненості середовища, рівні токсичної активності середовища, шляхи міграції токсикантів у трофічних ланцюгах екосистеми. Для комплексної оцінки стану екосистеми спостереження за ентомобіоіндикаторами повинні проводитися як мінімум за трьома градаціями антропогенного навантаження - слабкій, середній і сильній. При підборі видів-біомоніторів ураховуються природно-географічні умови ландшафту та його біологічні ресурси.

За можливості ентомобіоіндикація забрудненості екосистеми повинна включати три напрями досліджень: підбір видів-біомоніторів прогнозування раннього антропогенного

впливу; прогнозування стану окремих біотичних компонентів екосистеми; діагностику стану екосистеми в цілому.

Перед проведенням еколого-ентомологічного моніторингу проводять детальне вивчення біологічних параметрів майбутніх видів-біоіндикаторів. Потім складається інтегрована програма діагностики екосистеми з використанням методів ентомобіоіндикації. Дана програма повинна включати систему тестів для аналізу стану екосистеми, яка базується на сукупності ентомобіоіндикаторів і особливостях їх реакції відповіді на забруднення середовища.

Отже, теоретичне обґрунтування ентомобіоіндикації, що пропонується, може сприяти ширшому використанню комах у біоіндикаційних дослідженнях і швидкому виявленню за допомогою них негативних змін у екосистемах, викликаних антропогенними чинниками. Застосування ентомобіоіндикації у системі комплексного екологічного моніторингу допоможе зберегти біологічну різноманітність екосистем.

Оцінювання реакції тварин на забруднення

Вплив промислових викидів на ґрунтових тварин залежить від багатьох факторів, зокрема від складу, обсягу та темпів викидів, їх періодичності, стану та стійкості рослин, повітряного режиму.

У більшості випадків забруднення середовища промисловими викидами діє на ґрунтових тварин не безпосередньо, а опосередковано, порушуючи стації мешкання, режим трофіки, змінюючи динаміку чисельності мікроорганізмів. У забруднених ґрунтах відбуваються значні функціональні порушення та загибель тварин, які можна кількісно та якісно оцінити.

Тема 4. Фітоіндикація та її роль в оцінці довкілля

План

Поняття «фітоіндикація».

Історія розвитку фітоіндикації.

Фітоіндикація антропогенних впливів за морфологічними змінами рослин.

Оцінювання реакції рослин на забруднення.

Адаптація рослин до умов техногенно забрудненого середовища.

Поняття «фітоіндикація»

Фітоіндикація – складова частина розділу дисципліни біоіндикації, яка є прикладним напрямком екології і розробляється для оцінки факторів середовища за біологічною складовою, насамперед рослинністю. Це визначення умов середовища за характером і станом рослинності.

Методи фітоіндикації широко використовують в системі моніторингу. Вони суттєво відрізняються від інших методів дешевизною і можливістю одночасно охопити великі території, що підлягають індикації, а також відносною простотою інтерпретації. Вони дозволяють використати інформацію і оцінити режими тих дій, які під час спостереження мають нульову активність.

Фітоіндикацію проводять на різних рівнях організації рослин: клітинному, анатомо-морфологічному, рівні організму, популяційному, фітоценотичному та ландшафтному.

Кожний вид рослин, крім історії розвитку, розповсюдження, структури популяції характеризується специфікою екології, що визначає поведінку його в природі по відношенню до інших видів. Індивідуальність поведінки видів визначає той важливий момент, що сумісне їх зростання в ценозі призводить не тільки до конкуренції, але й до такого доповнення, яке сприяє оптимальнішому використанню екологічних ресурсів.

У зв'язку з цим, перед фітоекологами, з одного боку, постала важлива наукова проблема оцінки потенційних кліматичних, едафічних ресурсів, а з іншого - визначення ступеня відповідності реально існуючої екосистеми цим можливостям за допомогою фітоіндикації, тобто через аналіз поведінки видів рослин.

Фітоіндикація це науковий напрямок, основою якого є оцінка екологічних факторів, або екосистем за допомогою флористичних ознак, тобто ознак видів, угруповань, їх сукупності та взаємовідносин.

Процес фітоіндикації складається з наступних операцій:

- вибір індикату (фактору), що зумовлює мету індикації;
- вибір способу і масштабу вимірювань його величини або зміни;
- пошук індикатора на основі логічних доказів його зв'язків з даним фактором;
- розроблення шкали вимірювання індикаційних ознак;
- визначення ступеня кореляції між зміною фактора і індикатора, а також засобу його відображення.

При фітоіндикації зміни біологічної системи завжди залежать як від антропогенних так і від природних факторів середовища. Ця система реагує на дію середовища в цілому у відповідності зі своєю схильністю, тобто такими внутрішніми факторами, як умови харчування, вік, генетично контрольована стійкість та вже присутні порушення. Якщо індикатор реагує значним відхиленням життєвих проявів від норми, то він є чутливим фітоіндикатором. Акумулятивні фітоіндикатори, навпаки, накопичують антропогенні впливи більшою частиною без швидкого виявлення порушень. Функції індикатора виконує той вид, який має вузьку амплітуду екологічної толерантності по відношенню до якого-небудь фактора. В більшості випадків це рослини - організми, які не здатні до активного переміщення.

Індикація екологічних умов проводиться на основі оцінки зміни як видового розмаїття організмів тієї чи іншої місцевості, так і їх хімічного складу, який відображає їх здатність накопичувати елементи та сполуки, які надходять з оточуючого середовища. Наприклад, оцінка стану оточуючого середовища по зміні кількості видів пов'язана з тим, що найбільш чутливі до тих чи інших забруднюючих речовин види рослин зникають з

біоценозу (лишайники в промислових центрах) або, навпаки, збільшують свою чисельність (синьо-зелені водорості при надходженні у водойми забруднюючих речовин з сільськогосподарських угідь) [14].

Отже, фітоіндикація є складовою частиною екологічного моніторингу - системи нагляду за станом оточуючого середовища на певній території (від ділянки суші або водної поверхні до цілого континенту) з метою раціонального використання природних ресурсів та охорони природи. Біологічний моніторинг включає нагляд за станом оточуючого середовища та факторами дії, а також прогнозування зміни оточуючого середовища та оцінку його майбутнього стану. Його об'єктами виступають рослини та їх угруповання.

Історія розвитку фітоіндикації

Фітоіндикаційні дослідження мають історію, яка своїми коренями сягає в глибину століть, коли пошук та вирощування якої-небудь рослини людина пов'язувала з певними екологічними умовами. Письмові згадки про оцінку земельних угідь за допомогою рослин є у стародавніх учених Китаю, Індії, Греції, Риму. В Росії одним з перших хто писав про зв'язок між рослинами та якістю сільськогосподарських угідь був О.М. Радіщев в праці "Опис моїх угідь".

Наукового рівня фітоіндикація почала набувати з розвитком геології, географії, ґрунтознавства, ботаніки. Початок ведеться з робіт О. Гумбольта (1805, 1807, 1814), який зумів побачити суттєві закономірності, які зв'язують рослинний покрив та найважливіші екологічні фактори. Ідеї О. Гумбольта були продовжені в роботах Л. Поста (1862) та А. Гридебаха (1880), які пропонуючи класифікацію рослинних угруповань, показали тісний взаємозв'язок між останніми та екологічним середовищем. О. Варлінгом (1896) виділялись класи угруповань гігрофітів, мезофітів, галофітів, ксерофітів а також екологічні групи видів. Класифікації рослинності на екологічній основі розроблялись А. Шимпером (1898), А. Дільсом (1908, 1910), А. Каядером (1913). В Росії завдяки розмаїттю природних умов, велись широкі дослідження зміни рослинного покриву в залежності від факторів середовища. Важливим етапом на цьому шляху стали роботи з оцінки та картування ґрунтів, створені В.В. Докучаєвим (1885, 1897, 1899). Їх продовженням були дослідження Переселенського управління та його дослідних станцій. В цей період опубліковані роботи Н.А. Дімо та Б.О. Беллера (1907), П.А. Костічева (1908), С.К. Чаянова (1908), Г.М. Висоцького (1914).

З ім'ям Ж. Браун-Бланке (1913) пов'язана класифікація рослинності, яка відображувала екологічну специфіку рослинних угруповань (симфітоіндикація). Засновником теорії про симфітоіндикацію слід вважати Л.Г. Раменського (1929), який не тільки відстоював положення про екологічну обумовленість рослинних угруповань, але й запропонував методи оцінки екологічних режимів за факторами вологості ґрунтів та їх змінних багатств, засоленості, пасовищної дегресії. Раменський запропонував ряд нових методик - екологічних рядів, екологічної оцінки ценозів, побудову синекоекологічних діаграм.

В 60-х роках ХХ століття відбувається виділення фітоіндикації як самостійного наукового напрямку та подальша її диференціація, узагальнення матеріалів, розробка різних екологічних шкал, нових методів дослідження й оцінка екологічних факторів та їх динаміки, що дозволяє ідентифікувати більш складні закономірності не тільки локального, але й ландшафтного, регіонального і навіть глобального рівня. Узагальнення деяких біоіндикаційних досліджень цього періоду втілено в монографіях та оглядах Алахвердійова, Вікторова, Ремезова, Корчагіна, Виноградова, М'яло, Горянінова, Миркини та інших.

Особливістю цього етапу є розвиток дистанційної (аеро- та космічної) фітоіндикації, а також модернізація математичного апарату.

Значну роль у формуванні методології фітоіндикації на сучасному рівні відіграє системний підхід. Розробка нових методик тісно пов'язана з впровадженням персональної комп'ютерної техніки, без якої досягти сучасного наукового рівня було б неможливо.

Спостерігається подальша диференціація напрямків фітоіндикації залежно від специфіки індикаторів і умов, або факторів, які індикуються (індикатив). Зокрема, для

оцінки умов середовища можуть використовуватися дані біохімічних аналізів, ботанічні, гідробіологічні, мікробіологічні чи зоологічні показники.

Фітоіндикація антропогенних впливів за морфологічними змінами рослин

Динамічна рівновага та стабільність біологічних систем тісно пов'язані з фітоіндикацією морфо-генетичних змін рослин у відповідь на антропогенні впливи. На рівні організмів та екосистем впливи стресорів відрізняють тільки завдяки появі зовнішніх симптомів ушкоджень (некрози, хлорози) після того як порушена границя адаптаційної здатності і системи стають нестабільними. Для деяких стресових факторів вже випробувані та іноді спеціально підібрані різноманітні морфологічні індикатори, за допомогою яких можлива коротко або довгострокова індикація як при низьких, так і при високих дозах їх впливів.

Макроскопічні зміни пов'язані зі змінами забарвлення листя, які являють у більшості випадків неспецифічну реакцію на різноманітні стресори.

Хлороз - бліде забарвлення листя між жилками. Так (у рослин на відвалах, які залишаються після видобутку важких металів); пожовтіння країв або певних ділянок листя (у листяних дерев під впливом хлоридів); почервоніння (накопичення антоціанів у вигляді плям на листях смородини та гортензії під дією SO_2); побуріння або побронзовіння (у листяних дерев - часто початкова стадія важких некротичних ушкоджень, у ялини та сосни - служить для подальшої розвідки димових ушкоджень). Зміна забарвлення при яких характер ураження листя схожий з морозними ураженнями - часто перші стадії некрозів.

Некрози - відмирання обмежених ділянок тканин - важливі симптоми ушкоджень при індикації, іноді специфічні. Розрізняють такі види некрозів:

1) крапельні та плямисті некрози - це відмирання тканин листової пластинки у вигляді крапок або плям, дуже характерні сріблясті плями після впливу озону у тютюну сорту Bel W3;

2) міжжилкові некрози - відмирання листової пластинки між бічними жилками першого порядку, часто при дії SO_2 ;

3) крайові некрози - характерні, чітко відмежовані форми, з'являються у лип, які ушкоджені кам'яною сіллю, яку застосовують для танення льоду. Поєднання міжжилкових та крайових некрозів приводить до появи візерунку типу "риб'ячого скелету";

4) верхівкові некрози (в особливості у однодольних та хвойних), характерні темно-бурі, різко відмежовані некрози кінців хвої у сосни та ялиці після дії SO_2 , або білі знебарвлені некрози верхівок листя;

5) некрози навколоплоднику, які утворюються після впливу SO_2 на насінні плоди, особливо біля квіток. При розвитку некрозів спочатку спостерігається зміна в забарвленні (при дії SO_2 найчастіше утворюються брудно-зелені; пероксиацетилнітрату - просочені водою; O_3 - плями з металічним блиском; хлоридів - хлорози). Після загибелі клітини вражені ділянки осідають, висихають і можуть за рахунок виділення дубильних речовин забарвлюватись у бурий колір (часто у дерев), або через декілька днів вицвітають до білуватого забарвлення.

Передчасне в'янення відбувається під дією етилену в теплицях: квіти гвоздики при цьому не розкриваються, а пелюстки орхідей в'януть.

Опадання листя (дефоліація) у більшості випадків спостерігається після некрозів або хлорозів. Прикладом служать зменшення тривалості життя хвої, її осипання у ялин, скидання двоголкових укорочених пагонів у сосни, передчасне опадання листя у лип та кінських каштанів під впливом солі, яку застосовують для танення льоду, або у агрусу та смородини під дією SO_2 .

Зміна форми, кількості та положення органів. Аномальна конфігурація листя відмічена у листяних дерев після впливу радіоактивного випромінювання. В результаті локальних некрозів виникає потворна деформація, перетягування, здуття або викривлення пагонів, зрощення або розщеплення окремих органів, збільшення або зменшення в числі частин квітки, зміна статі та інші аномалії розвитку під дією гормональних гербіцидів або радіоактивного випромінювання.

Зміна напрямку, форми росту і галуження. Зміну напрямку росту коренів відмічено у кульбаби при зміні рівня ґрунтових вод; у *Dyscranium polysetum* - утворення сланких пагонів та галуження; у лип при стійкому забрудненні атмосфери HCl або SO₂ спостерігається кущовидна та подушкова форми росту; у вражених димом хвойних порід зрідження крони та зміна бонітету стовбура.

Зміна приросту в більшості неспецифічна, але широко застосовується при індикації, так як є більш чутливим параметром, чим некрози і дозволяє безпосередньо визначити зниження продуктивності вирощуваних людиною рослин. Вимірюють головним чином зміни радіального приросту стовбура, приросту пагонів та листя в довжину, довжину коренів.

Зміна плодовитості спостерігається у багатьох рослин, це може бути, наприклад, зменшення утворень плодових тіл у лишайників.

В зоні забруднення повітря сірчистим газом рослини інтенсивно накопичують у своїх тканинах сірку. Звичайно чим більший склад цього елемента в рослинах, тим сильніше виявляється пошкоджене листя. Спочатку на них виникають опіки, потім листові пластинки зморщуються, відмирають та опадають. В рослинах, які піддавались впливу двоокису сірки, різко падає вміст хлорофілу, суттєво порушується структура хлоропластів. Все це відбивається на інтенсивності фотосинтезу, він різко ослаблюється, що в свою чергу гальмує ріст рослин, знижує врожайність, послаблює стійкість рослин до збудників хвороб. Рослини, у яких реакція на сірчистий газ проявляється різко та чітко, можна використовувати як індикатори цього токсиканта. Таким індикатором можуть бути епіфітні лишайники, які потребують дуже чистого повітря і найменше забруднення атмосфери, яке не впливає на більшість вищих рослин, викликає їх масову гибель. Хвойні породи теж страждають від сірчистого газу, під дією якого хвоя сосни в зонах сильного забруднення набуває темно-червоного кольору, який розповсюджується від основи голок, до їх гострого кінця, а потім голки відмирають і опадають. Дуже високою чутливістю до сірчистого газу володіє злак тонконіг однорічний (*Poa annua* L.).

Фтор також дуже шкідливий для рослин. Рослинні клітини реагують на нього відразу ж після його проникнення у тканини. Перш за все на рослинах з'являється хлороз, який супроводжується відмиранням листя (цитрусові, хвойні, рис, коліус, яблуна, груша). При індикації забрудненості атмосфери фтором використовують особливо чутливі до фтору рослини: цибулю, гладіолуси, ялину, квасоллю, сосну. Ці рослини страждають вже при концентрації фтористого водню порядку 0,5 мкг/м³, найбільш характерний признак пошкодження хвойних порід - побіління, а потім потемніння кінців голок .

Більш ніж 40 хімічних елементів таблиці Менделєєва відносяться до важких металів. З точки зору забруднення оточуючого середовища, в основному ґрунтів, здатності накопичуватись в харчових продуктах та токсичності найбільше значення мають Hg, Pb, Cd, Sn, Va, Zn, Sb, Cu, Ni, Mo, As і Co. Для індикації забрудненості атмосфери важкими металами використовуються нижчі рослини, сфагнові мохи, лишайники. Під впливом надлишку деяких елементів в природному середовищі змінюється забарвлення листя, квітів, плодів та інших органів вищих рослин.

Найбільш часто при надлишку того чи іншого елемента виникає явище хлорозу - втрата зеленого забарвлення, яке супроводжується пожовтіння, а іноді навіть побілінням листя. До виникнення таких хлорозів призводить надлишок в ґрунті сполук алюмінію, марганцю, міді. Надлишок рухливого цирконію приводить до омертвіння тканин листка, при цьому між омертвілими ділянками можуть зберігатися зелені зони. Розповсюдження хлорозу від верхівки листка до основи викликане перенасиченням ґрунту цинком.

В результаті насичення тим чи іншим хімічним елементом змінюється також забарвлення квітів. Під дією йоду починають переважати жовто-червоні відтінки. У випадку збільшення у ґрунті марганцю квіти ряду рослин набувають невластиву їм жовто-червону гаму, а гвоздики та айстри - темно-пурпурової. Пелюстки троянд під дією міді із рожевих та жовтих перетворюються в голубі або навіть червоні. Присутність у ґрунті високих доз нікелю приводить до того, що у сон-трави оцвітина змінює колір з фіолетового на білий.

Специфічний вплив підкислення ґрунтів на рослини (кислотні дощі) позначається на кислочутливих видах; забруднення ґрунту пилюкою, яка містить важкі метали - на рослинах з високою чутливістю до підвищеного вмісту цих елементів; шкода, яка наноситься дією сольового стресу позначається на фізіолого-біохімічних реакціях як солечутливих глікофітів, так і більш або менш солестійких галофітів.

Отже, проблема захисту природного середовища в нинішній час носить глобальний характер. Важливим етапом на шляху оздоровлення природного середовища стає розробка методів моніторингу, які направлені на виявлення, ідентифікацію та визначення концентрації токсичних речовин. Дуже важливий елемент при цьому - рослини, які дуже чутливо реагують на стан атмосфери та гідросфери. Після порушення адаптаційної здатності у рослин з'являються зовнішні симптоми ушкоджень за якими можна робити індикацію тих чи інших стресових факторів на рослину .

Оцінювання реакції рослин на забруднення

У польових умовах необхідний ретельний відбір рослин для встановлення залежності **“доза – відповідна реакція”**. Якщо рослина реагує на вплив ушкодженням листків, зміною темпів росту, врожайності, слід експериментально з'ясувати, як вона реагує на різні дози однієї й тієї самої речовини або суміші.

Пошкодження листя можна аналізувати за допомогою серії фотознімків методом прямих порівнянь знімків ураженого листя з контрольними знімками листя рослин, які зазнали впливу відомих концентрацій забруднюючих речовин у лабораторних умовах. Поділ досліджуваної ділянки з великою кількістю рослин на квадрати дає змогу кількісно виразити: дані про пошкодження листя, з'ясувавши кількість ушкоджень; ступінь пошкодження; чисельність ушкоджень на одиницю поверхні. За допомогою лінійних графіків можна відобразити залежності пошкодження листя від періоду дії та дози забруднюючої речовини. Ці криві можна порівняти з кривими **“доза - відповідна реакція”**, отриманими в лабораторних умовах. У такий спосіб можна визначити якісний склад повітря протягом певного періоду і встановити вид забруднюючої речовини або склад суміші.

Певний метод кількісної оцінки обирають залежно від рослинного матеріалу, забруднюючої речовини та вимірюваних параметрів, які потребують дослідження. Ступінь пошкодження листя трав'янистих рослин з'ясовують візуально, визначаючи площу (у відсотках) ушкодженої поверхні листя. У разі спостереження за хвойними рослинами оцінюють довжину голок, їх колір і форму, вік хвої, кількість ушкоджених голок на гілці (у відсотках).

Для використання в ролі біомонітора необхідно відбирати такі рослини:

- із вираженою реакцією на вплив забруднюючої речовини, тобто помітними ознаками ушкодження, змін швидкості росту, морфологічних змін, порушень цвітіння, змін продуктивності або врожайності;
- невибагливі до умов вирощування й догляду;
- які мало піддаються впливу шкідників та хвороб.

Адаптація рослин до умов техногенно забрудненого середовища

Здатність рослин пристосовуватись до зміни умов середовища Д.М. Гродзинський розглядав як прояв форм надійності, а А.А. Жиренко – як реалізацію їх адаптивного потенціалу. Приуроченість рослин до певного місцезростання привела в ході еволюції до створення різних видів вищих рослин, які відрізняються хімізмом обміну речовин. Ці біохімічні відмінності, біологічні особливості росту та розвитку, а також анатомо-морфологічні відмінності в будові асимілятивних органів рослин і визначають, на погляд Л.П. Красинського, видові відмінності в газостійкості, яка в першу чергу визначається їх фізіолого-біохімічними особливостями.

В світлі положень надійності біологічних систем, сформульованої Д.М. Гродзинським, в стійкості рослин до дії викидів промислових підприємств першорядне значення повинні мати механізми, які забезпечують автономний захист кожного органу та окремої його клітини від несподівано або швидко поступаючих, різноманітних за хімічним складом синтетичних речовин.

У відповідь на дію екстремальних факторів природного середовища в клітинах рослин синтезуються не тільки специфічні адаптогени та стрес протектори, але й при досягненні певного рівня напруги фактору і токсичні речовини.

Техногенне забруднення навколишнього середовища різними хімічними речовинами є для рослин не стільки якісно новим, скільки кількісно вагомим фактором, тобто суттєво перевищує можливості механізмів стійкості. Надходження в надземні органи рослин токсичних синтетичних речовин як за об'ємом, так і за часом дії значно перевищує поглинання рослинами непотрібних речовин природного походження.

Інгредієнти техногенного забруднення середовища відносяться до не ресурсних факторів, дія яких на рослини може істотно лімітувати ефективність використання природних ресурсів, необхідних їй для нормального росту та розвитку. Зменшення біомаси, скорочення тривалості життя дерев'янистих рослин Ю.З. Кулагін розглядав як “вимушену плату” за адаптацію до умов техногенних екотопів. Фенотипічні модифікації рослин в екстремальних умовах техногенних екотопів можуть мати двоякі властивості: пов'язані з підвищенням функціональної значимості захисних механізмів цілої рослини та окремих її органів або з посиленням ефективності використання ресурсних факторів середовища.

Натурні дослідження в різних промислових регіонах показують, що трав'яні рослини більш пристосовані до росту в умовах забрудненого середовища. На відміну від деревних порід, повний індивідуальний розвиток деяких евритопних видів можливий в найбільш несприятливих умовах техногенних екотопів, наприклад, на територіях промислових виробництв, біля основних джерел емісій та токсичних відвалів гірничих кар'єрів.

Для деревних рослин адаптивні зміни пов'язані з формуванням малооб'ємних щільно зімкнутих слабопродувних кулястих або зонтичних крон. Формування щільнозімкнених слабопродувних крон знижує вірогідність тотального пошкодження мутагенами асиміляційних органів та новоутворень як у вегетативній, так і в генеративній сферах. В екстремальних умовах природного та техногенно забрудненого середовища спостерігається мінімізація розмірів основного органа рослин - пагона. Формування вкорочених меживузль, зміна ауксибластів (видовжені пагони) в брахіопласти (вкорочені пагони) – результат скорочення періоду активності росту рослин та прискорення елементарних етапів морфогенезу. Зниження темпів росту деревних рослин, які піддаються дії емісії промислових підприємств, пов'язано з перерозподілом речовино-енергетичних ресурсів між вегетативними та генеративними частинами рослин. Із-за постійної надмірної витрати ресурсів пластичних речовин на створення необхідних морфоструктур, повільне накопичення фітомаси в життєвій стратегії рослин техногенних екотопів значно скорочуються або повністю виключають репродуктивні фази розвитку.

Як реалізацію принципу „уникнення” критичних періодів, або ритмологічної поліваріантності, слід розглядати і скорочення строків вегетації у багатьох видів рослин в екстремальних умовах техногенних екотопів. Цей зсув у фенологічному стані рослин досягається за рахунок передчасного опадання листя. Скорочення строків вегетації і, відповідно, збільшення біль безпечного у відношенні впливу поллютантів періоду органічного та вимушеного спокою Ю.З. Кулагін розглядав як прояв „анаболітичної форми зимостійкості” в адаптивній стратегії виду.

Порівнюючи способи захисту цілісності онтогенезу рослин в екстремальних умовах природного та техногенного забрудненого середовища Ю.З. Кулагін відмічав високу ступінь їх ідентичності у фенологічному прояві, що може свідчити про генетичну предвизначеність загальних реакцій рослин на пошкоджуючий вплив поллютантів та стресову дію природних факторів, в межах видової адаптивної норми. Звісно, що платою за виживання рослин в найбільш жорстких умовах техногенних екотопів є значне зниження цінності їх господарських та декоративних якостей.

Тема 5. Біоіндикація на різних рівнях організації живої матерії

План

Клітинний і субклітинний рівні.

Організмний рівень.

Біоіндикація забруднень наземних екосистем. Ссавці-біоіндикатори.

Морські екосистеми.

Біоіндикація на рівні біосфери.

Біоіндикація може здійснюватися на всіх рівнях організації живого: біологічних макромолекул, клітин, тканин і органів, організмів, популяцій (просторова угруповання особин одного виду), спільнот, екосистем і біосфери в цілому.

На нижчих рівнях біоіндикації можливі прямі і специфічні форми біоіндикації, на вищих - лише непрямі і неспецифічні. Однак саме останні дають комплексну оцінку впливу антропогенних впливів на природу в цілому.

Клітинний і субклітинний рівні

Біоіндикація на цих рівнях заснована на вузьких межах протікання біотичних і фізіологічних реакцій. Її переваги полягають у високій чутливості до порушень, що дозволяє дуже швидко виявити навіть незначні концентрації поллютантів. Саме на цих рівнях можливо найбільш раннє виявлення порушень середовища. До числа недоліків відноситься те, що біоіндикатори-клітини і молекули вимагають складної апаратури. Результати дії поллютантів наступні:

- порушення біомембран (особливо їх проникності);
- зміна концентрації та активності макромолекул (ферменти, білки, амінокислоти, жири, вуглеводи, АТФ);
- акумуляція шкідливих речовин;
- порушення фізіологічних процесів в клітині;
- зміна розмірів клітин.

Щоб розробити той чи інший спосіб біоіндикації на цьому рівні, необхідно з'ясувати механізми дії поллютантів.

Вплив поллютантів на біомембрани

Розглянемо вплив поллютантів на біомембрани на прикладі клітин рослин.

Сірчистий газ. SO_2 проникає в лист через продихи, потрапляє у міжклітинний простір, розчиняється у воді з утворенням $\text{SO}_3^{2-}/\text{HSO}_3^-$ іонів, що руйнують клітинну мембрану. У результаті знижується буферна ємність цитоплазми клітини, змінюються її кислотність і редокс-потенціал.

Озон та інші окисники, наприклад, пероксиацетилнітрат порушують проникність мембран. Цей ефект посилюється в присутності іонів важких металів.

У всіх випадках особливого впливу піддаються тилакоїдні мембрани хлоропластів. Їх руйнування — основна причина зниження фотосинтезу під впливом поллютантів. Процес фотосинтезу дуже чутливий і служить для біоіндикації забруднення середовища. При цьому оцінюють:

- 1) інтенсивність фотосинтезу,
- 2) флуоресценцію хлорофілу.

Як тест-організм часто використовують мох мніум.

Зміна концентрації та активності макромолекул (ферментів). Дія поллютантів на ферменти порушує процес нормального приєднання ферменту до субстрату (утворення субстрат-ферментного комплексу (С-Ф)). Це може відбуватися трьома різними способами:

- 1) До ферменту замість субстрату приєднується поллютантами-інгібітор з утворенням комплексу Ф-І (наприклад, отруєння CO);
- 2) Поллютант інгібує фермент, розщеплюючи його зв'язок з субстратом;

3) Приєднуючись до субстрату разом з ферментом, полютантами інгібує його активність - утворюється стійкий комплекс С-Ф-І. У підсумку порушуються різні процеси, наприклад, асиміляція вуглекислого газу в процесі фотосинтезу.

SO₂ зв'язується з активним центром ключового ферменту фотосинтезу (рибулозодифосфаткарбоксілази) замість CO₂ і гальмує фіксацію CO₂ в циклі Кальвіна. Газообмін CO₂ гіпотетично є придатним для біоіндикації; взаємодія SO₂ з HS-групами білків, призводить до руйнування ферментів (доведено для малатдегідрогенази). Синтез захисних речовин в клітині.

У клітинах рослин під дією різних порушень накопичуються певні захисні речовини. Біоіндикація пов'язана з **визначенням концентрації цих речовин у рослинах:**

- *Пролін* — амінокислота, яка вважається індикатором стресу. Її концентрація зростає в листях тису поблизу доріг з інтенсивним рухом транспорту, в листі каштана внаслідок засолення ґрунту;
- *Аланін* — амінокислота, накопичувалася в клітинах водорості требоуксії, сосни та кукурудзи при забрудненні;
- *Пероксидаза і супероксиддисмутаза*. Під впливом стресових агентів утворюються токсичні пероксиди, які знешкоджуються пероксидазою. Наприклад, SO₂ викликає збільшення активності пероксидази і поява ізоферментів супероксиддисмутази Ці зміни можна виявити за допомогою гел-електрофорезу.
- *Пігменти*. При забрудненні в клітинах рослин відбуваються такі зміни пігментів: зменшується вміст хлорофілу, який послідовно руйнується (до феофетину, феофорбиду, розпадається пірольне кільце); знижується відношення хлорофіл а/хлорофіл в. Відзначається, що, зокрема, у ялини внаслідок хронічного задимлення SO₂; сповільнюється флуоресценція хлорофілу. При біоіндикації всі ці зміни фіксують за допомогою приладів: хроматографа, спектрофотометра і флуориметра.
- *Аденозинтрифосфорная кислота*. Значення АТФ — універсального джерела енергії в клітині — важливий показник її життєздатності. Для його кількісної оцінки запропонований показник «енергетичного заряду». АДФ і АМФ — менш насичені енергією молекули аденозиндифосфорної та аденозинмонофосфорної кислот. Показано, що з ростом концентрації SO₂ в повітрі енергетичний заряд клітин рослин (сосна, водорість требоуксія) знижується.
- *Білки*. При забрудненні в клітинах зменшується концентрація розчинних білків.
- *Вуглеводи*. З метою біоіндикації може бути використано спостереження зміни вмісту глюкози і фруктози в листі гороху за дії автомобільних викидів.
- *Ліпіди*. Газові викиди ведуть до зменшення вмісту міристинової, пальмітинової і лауринової кислот та до збільшення лінолевої і ліноленової кислот у складі ліпідів.

Акумуляція шкідливих речовин

Показником забруднення середовища може служити підвищена концентрація полютантів в клітинах живих організмів. Так, виявлена кореляція між вмістом свинцю в листках тису і інтенсивністю автомобільного руху в містах. Накопичення ртуті в пір'ї птахів дозволило за допомогою опудал простежити динаміку забруднень ртуттю. Виявлено, що з початку 40-х років ХХ століття вміст ртуті в пір'ї фазана, куріпок, сапсана та інших збільшилася в 10-20 разів, у порівнянні з 1840—1940 рр.

Зміна розмірів клітин.

Показано, що за газодимового забруднення:

- збільшуються клітини смоляних ходів у хвойних дерев;
- зменшуються клітини епідермісу листя.

Порушення фізіологічних процесів в клітині. Плазмоліз.

У клітинах рослин під дією кислот і SO₂ цитоплазма відшаровується від клітинної стінки.

Організовий рівень

Ще в давнину деякі види рослин використовували для пошуку руд та інших корисних копалин. Пошкодження рослин димом були відзначені в середині XIX століття навколо содових фабрик Англії та Бельгії.

Переваги біоіндикації на цьому рівні — це невеликі витрати праці і відносна дешевизна, оскільки не потрібні спеціальні лабораторії і висока кваліфікація персоналу.

Морфологічні зміни рослин, які використовуються в біоіндикації:

Зміна кольору листя (неспецифічна, рідше специфічна, реакція на різні поллютантів):

- Хлороз — бліде забарвлення листя між жилками. Виявляється за надлишку в ґрунті важких металів і за газодимового забруднення повітря.
- Пожовтіння ділянок листя. Характерно для листяних дерев при засоленні ґрунту хлоридами.
- Почервоніння, пов'язане з накопиченням антоціану. Виникає під дією сірчистого газу.
- Побуріння або побронзовіння. Часто означає початкову стадію некротичних ушкоджень.
- Листя немов просякнуті водою (як при морозних пошкодженнях). Виникає під дією ряду окислювачів, наприклад, пероксиацетилнітрату.
- Сріблясте забарвлення листя. Виникає під дією озону на листі тютюну.

Некрози — відмирання ділянок тканини листка, їх форма іноді специфічна. Міжжилковий некроз — це некроз тканин між бічними жилками 1-го порядку. Часто відзначаються при впливі сірчистого газу. Крайові некрози часто зустрічаються на листі липи під впливом солі (хлориду натрію), якою взимку посипають міські вулиці для танення льоду. «Риб'ячий скелет» — поєднання міжжилкових і крайових некрозів. Верхівкові некрози найчастіше зустрічаються у однодольних покритонасінних і хвойних рослин. Наприклад, хвоїнки ялиці і сосни після дії сірчистого газу стають на вершині бурими, верхівки листя гладіолусів після обкурювання фтористим воднем стають білими..

Передчасне в'янення. Під дією етилену в теплицях не розкриваються квітки у гвоздики, в'януть пелюстки орхідей. Сірчистий газ викликає оборотне в'янення листя малини.

Дефоліація — опадання листя. Зазвичай спостерігається після некрозів і хлорозів. Наприклад, осипання хвої у ялини і сосни при газодимових забрудненні повітря, листя лип та кінських каштанів — від солі для танення льоду, агрусу та смородини — під дією сірчистого газу.

Зміни розмірів органів, зазвичай неспецифічні. Наприклад, хвоя сосни поблизу заводів добрив подовжується від нітратів і коротшає від сірчистого газу. У ягідних кущів дим викликає зменшення розмірів листків.

Зміни форми, кількості та положення органів. Аномальну форму листя відзначали після радіоактивного опромінення. В результаті локальних некрозів виникає роздування або викривлення листя, зрощення або розщеплення окремих органів, збільшення або зменшення частин квітки.

Зміна життєвої форми рослини. Кущувата або подушкоподібна форма зростання властива деревам, особливо липі, за сильного стійкого забруднення повітря (HCl, SO₂).

Зміна життєвості. У присутності багатьох поллютантів бонітет дерев знижується від 1-2 класу до 4-5. Зазвичай це супроводжується «іржавінням» крони і зменшенням приросту. Зміни приросту неспецифічні, але широко застосовуються. Вимірюють радіальний приріст стовбурів, приріст у довжину пагонів і листя, коріння, діаметр таллома лишайника.

Зміна плодючості. Виявлено у багатьох рослин. Наприклад, за дії поллютантів зменшується утворення плодових тіл у грибів, знижується продуктивність у чорниці та ялини. Деякі види лишайників не утворюють плодових тіл в сильно забрудненому повітрі, але здатні розмножуватися вегетативно.

Біоіндикація забруднень наземних екосистем. Ссавці-біоіндикатори

Зараз для біоіндикації забруднення наземних екосистем запропоновано використовувати ряд ссавців, які значною мірою відповідають вищенаведеним вимогам. Використання природних популяцій ссавців як індикаторів видів є виправданим ще і тому, що в медичній токсикології накопичено чимало даних, які стосуються впливу різних ксенобіотиків на лабораторних і домашніх тварин. Це суттєво спрощує вирішення багатьох методологічних проблем саме на ссавцях.

З-поміж уже визнаних і потенційних індикаторних видів є мешканці ґрунту і підстилки, що його вкриває, травоїдні від гризунів до крупних копитних і, нарешті, хижаки. У табл. 1 згадані деякі з цих видів. З-поміж них можна знайти як консументів вищих порядків, так і масові домінуючі види консументів нижчих порядків із порівняно коротким життєвим циклом і стійкою динамікою чисельності популяцій.

Із комахоїдних великий інтерес становлять кроти. Вони широко поширені на всій території лісної зони, є євритопними, осілими і антисинантропними. Кроти є вищою ланкою трофічного ланцюжка по відношенню до ґрунтової мезофауни.

Таблиця 1. - Ссавці-біоіндикатори забруднення наземних екосистем

Індикаторний вид	Середина життя	Харчова спеціалізація
Крот (<i>Talpa europaea</i> L. і <i>T. altaica</i> Nikolsky)	Ґрунт	Комахоїдні, ґрунтова мезофауна
Землерийка-бурозубка (<i>Sorex araneus</i> L)	Лісова підстилка	Комахоїдні, мезофауна підстилки
Європейська руда полівка (<i>Clethrionomus glareolus</i> Schreber) і сибірська червона полівка (<i>Cl. rutilus</i> Pall.)	Лісова підстилка	Зеленоїдні
Ондатра (<i>Ondatra zibethica</i>)	Прибережна зона	Зеленоїдні
Косуля (<i>Capreolus capreolus</i>)	Лісова зона	Зеленоїдні
Куниця (<i>Martes lupus</i>) і соболь (<i>M. martes</i>)	Лісова зона	Хижаки, лісові гризуни
Лисиця (<i>Vulpes vulpes</i>)	Лісова зона	Хижаки, лісові і польові гризуни
Песець (<i>Lepus lagopus</i>)	Тундра і лісотундра	Хижаки, дрібні гризуни
Бурий ведмідь (<i>Ursus arctos</i>)	Лісова зона	Всеїдний

У підстилці, яка утворена травами, що загинули, і листям, яке опало, живе багато видів комах. Забруднюючі атмосферу компоненти осаджуються насамперед на підстилці. Тому комахи, які харчуються рослинними залишками, і різноманітні зоофаги утворюють харчовий ланцюжок, у якому відбувається швидка біомагніфікація. Вищим хижакам цього

компонента екосистем є землерийки роду *Sorex*. Найбільш крупна з них, до того ж із широким ареалом поширення – бурозубка звичайна (*S. Araneus* L.).

З-поміж дрібних гризунів найбільший інтерес як біоіндикатори становлять хом'якоподібні – європейська рижа і сибірська червона полівки, які мають схожі риси екології та охоплюють усю лісову зону Євразії і в цьому смислі доповнюють один одного, а також широко поширені тварини, які мешкають біля води, – полівка-економка й ондатра. Полівки мають високу і достатньо стійку чисельність, тому використання їх в процесі біоіндикації забезпечує безперервність спостережень.

У більшості європейських країн визнання як біоіндикатор отримала косуля. Очевидно, парним (таким, що доповнює і взаємозамінює) для неї індикаторним видом може слугувати лось, ареал якого останнім часом поширився.

Промислові хижаки, що харчуються дрібними гризунами, – куниця і соболь – є схожими за екологією. Ареал їхнього поширення перекриває всю лісну зону Євразії. Проте для того, щоб використовувати ці види як парні індикатори, необхідно вивчити особливості накопичення ними екотоксикантів у районах спільного життя.

Об'єктами промислу слугують також лисиця і песець. Характерною особливістю лисиці є те, що значна частина харчового раціону добувається нею на сільськогосподарських угіддях. Тому вона може слугувати індикатором забруднення полів отрутохімкатами сільськогосподарського призначення (різноманітними пестицидами) і важкими мінералами, що містяться в мінеральних добривах.

Морські екосистеми

Екотоксиканти, що потрапляють до морів та океанів, розподіляються в них нерівномірно. Максимально забрудненими виявляються прибережні води, причому у вмісті токсикантів звичайно спостерігаються мозаїчність і зональність. Багато з них переважно локалізуються на межах розділу фаз (вода – повітря, вода – донні відкладення), де відбуваються складні і різноманітні фізико-хімічні і біологічні процеси.

Поверхня розділу "вода – атмосфера" слугує середовищем життя для сукупності організмів, що утворюють нейстон і плейстон. Нейстонні організми живуть біля поверхневої плівки, тому вони більшою мірою зазнають впливу нафтопродуктів і добре розчинних у них поліхлорованих сполук – пестицидів і поліхлорбіфенілів.

Значна частина забруднюючих компонентів, проходячи крізь товщу води у складі суспензій, осаджуються на дно. Тому вміст багатьох токсикантів у придонних і порових водах, а також у донних відкладах є набагато більшим, ніж у водній товщі. Заховані в донних відкладах органічні речовини і сполуки важких металів можуть знову потрапити до води. Таке "вторинне" забруднення зумовлено скаламучуванням осадків донними організмами (молюски, ракоподібні, деякі риби), але особливо інтенсивно воно відбувається при хвильовому і повітряному впливі, а також у процесі апвелінгу.

Унаслідок накопичення екотоксикантів у придонних водах і осадках найбільш уразливими виявляються малорухомі або прикріплені бентосні організми, які живуть у прибережних зонах. Сидячий спосіб життя і локалізація на невеликих глибинах сприяє використанню їх як біоіндикаторів.

Як індикаторні організми перевірялося широке коло видів водоростей, тварин і мікроорганізмів. Зараз визнається, що для з'ясування рівня забрудненості морських екосистем важкими металами найбільше підходять бурі водорості-макрофіти і молюски.

Бурі водорості (*Phaeophyta*) – фукуси, ламінарії, цитозіри, саргаси – накопичують важкі метали в менших кількостях, ніж це характерно для багатьох видів морських зелених і червоних водоростей-макрофітів і фітопланктону. Проте, на відміну від останніх, поглинання бурими водоростями іонів металів лінійно пов'язане з їхніми концентраціями в навколишньому середовищі. Окрім того, вони більш міцно утримують метали в своїх тканинах.

Здатність накопичувати значні кількості токсичних металів і при цьому виживати пов'язують з високим вмістом специфічних для відділу *Phaeophyta* полісахаридів – полімерів *L*-гулурунової і *D*-манурової кислот, що називаються альгіновими кислотами. Їхні солі, альгінати, містяться переважно в клітинних стінках сланей, складаючи до 40 % маси суших

водоростей. Альгінові кислоти характеризуються високою спорідненістю із двовалентними іонами. Зв'язування ними іонів важких металів з утворенням нерозчинних альгінатів відбувається за механізмом іонного обміну. Тому виділені з бурих водоростей альгінати застосовують для виведення радіоактивного стронцію з організмів людини і домашніх тварин.

Очевидно, альгінові кислоти виконують не тільки структурні функції (подібно лігніну і целюлозі наземних рослин): ці полісахариди перешкоджають проникненню до клітин водоростей іонів токсичних важких металів. Міцність альгінатів, що утворюються, визначає виключно великий період напіввиведення зв'язаних металів. В експериментах з ізотопами заліза ^{59}Fe було з'ясовано, що час напіввиведення його для фукусової водорості *Fucus vesiculosus* складає близько 180 діб.

Найбільшу увагу як біоіндикатори привертають бурі водорості порядку *Fucales*, які утворюють три родини: фукусові (*Fucaceae*), саргасові (*Sargassaceae*) і цистозейрові (*Cystoseiraceae*). Це, зокрема, пояснюється їхнім широким поширенням – вони ростуть по всіх морях, окрім Каспійського й Аральського, причому самі стають об'єктом промислу (для отримання альгінатів, виробництва кормової муки і добрива). Деякі види фукусового добрива вживають у їжу.

У прибережних холодних морях західної і східної півкуль широко поширені фукуси (*Fucus vesiculosus*, *F. evanescens*), костарії (*Costaria costata*) і сцитосифон (*Scytosiphon lomentaria*). У більш теплих водах їм на зміну приходять саргаси (*Sargassum pallidum*, *S. mijabei*, *S. tosaene*), пельвеція (*Pelvetia wrightii*) і представники інших родів порядку *Fucales*.

Про рівні біоконцентрації іонів важких металів бурими водоростями можна зробити висновок за даними, які отримані в різних районах Приморського краю. Вміст металів (мкг/г сухої маси) коливається в них у межах:

Залізо 22-258

Цинк 20-915

Марганець 2-175

Свинець 0,5-23

Мідь 1-9

Кадмій 0,4-8

Найбільші концентрації, як і варто було очікувати, були зареєстровані у водоростей, що ростуть біля гирла рік, які виносять значні кількості теригенного матеріалу й антропогенних домішок. Аналогічна картина спостерігалася і при дослідженні хімічного складу бурих водоростей біля узбережжя Англії, Ірландії, Норвегії.

Залізо	22-258	Цинк	20-915
Марганець	2-175	Свинець	0,5-23
Мідь	1-9	Кадмій	0,4-8

Граничні значення концентрацій у водоростях Атлантики були набагато вищими і сягали (мкг/г сухої маси):

Залізо	2400	Цинк	3700
Марганець	250	Свинець	136
Мідь	300	Кадмій	31

Характерним є те, що підвищення вмісту цинку реєструвалося у водоростях із районів, які перебували під сильним антропогенним пресом. Очевидно, цей показник може слугувати своєрідним індикатором освоєння морського узбережжя людиною.

Поруч із водоростями в біоіндикації забруднення морських екосистем важкими металами використовуються двостулкові (*Bivalvia*) і черевоногі (*Gastropoda*) молюски. Ці безхребетні тварини широко розповсюджені в прибережних водах усіх морів і звичайно утворюють великі популяції. Багато двостулкових молюсків (мідії, устриці, гребінці) вживаються в їжу. Крупні двостулкові молюски щодобово пропускають крізь мантийну порожнину багато десятків і сотень літрів води, що містить суспендовані часточки. Їхня здатність накопичувати токсиканти з неорганічних суспензій і, таким чином, характеризувати повне забруднення розглядається як перевага перед біоіндикаторами-водоростями. Проте метали набагато швидше виводяться з організмів цих тварин (гі/2~ 2 тижні), тобто можливість отримання з їхньою допомогою усереднених за часом показників забрудненості є обмеженою.

Дуже великі кількості свинцю, цинку і кадмію, що відповідно сягають 3100, 2370 і 140 мкг/г сухої маси, були виявлені в їстівних мідіях (*M. edulis*) із Хардагенфіорда (Норвегія). Деякі двостулкові молюски відрізняються унікальною здатністю накопичувати кадмій. Наприклад, у пектинах (*Pecten maximus*) з протоки Ла-Манш середній вміст Cd у розрахунку на суху масу склав 32,5 мкг/г, а в – *Pecten novae-zelandiae* із затоки Тасман (Нова Зеландія) він перебуває в межах 210-300 мкг/г.

Так само, як і у випадку з водоростями, у молюсків існує особливий механізм зв'язування іонів важких металів, який забезпечує високу пластичність і дає їм можливість вижити в умовах як природних геохімічних аномалій, так і сильного антропогенного забруднення вод цими токсинами. У цитоплазмі молюсків із забруднених вод виявлені великі кількості водорозчинних низькомолекулярних білків-металтїонеїнів, які мають значну спорідненість з іонами металів. Молекулярні маси цих білків коливаються від 6 до 12 тис. При цьому вміст у них цистеїну сягає 30-35 %. Встановлено, що металтїонеїни з молекулярними масами до 25 тис. Д. а. синтезуються і в організмах хребетних тварин у відповідь на введення іонів кадмію, цинку, міді і ртуті.

У морських безхребетних у зв'язуванні, а отже, і в детоксикації деяких важких металів беруть участь не тільки металтїонеїни. У тканинах зябер, мантиї і травної залози мідії *M. galloprovincialis* були виявлені білки, які зв'язують мідь і мають відносно невисокий вміст цистеїну. Навіть у мідій, що не зазнали впливу іонів Cu^{2+} , були виявлені такі білки. Очевидно, вони здійснюють не тільки захисну функцію по відношенню до цитотоксичного впливу цього металу, але також грають важливу роль в основному метаболізмі життєво необхідної міді.

Водорості-макрофіти і молюски можуть також використовуватися як біоіндикатори забруднення морських екосистем органічними поліхлорованими сполуками. Дані про накопичення цих еко-токсикантів у гідробіонтах отримані для багатьох районів Світового океану, у тому числі для східної частини Балтійського моря. У воді центральної частини Фінської затоки (бухта Колга) найбільші концентрації поліхлорованих біфенілів і суми ДДТ (ДДТ + ДДД + ДДЕ) у середині 1980-х рр. складали 6,9 і 0,13 нг/л відповідно. У водоростях *Fucus vesiculosus* (у розрахунку на сиру біомасу) середні концентрації ПХБ дорівнювали 9,4 мкг/г ($Bcf = 2170$), а суми ДДТ – 6 мкг/г ($Bcf = 46150$).

Вміст ПХБ і ДДТ у мідії їстівній із різних районів Балтійського моря в ці роки коливався від 33 до 109 і від 26 до 94 мкг/г сирової маси відповідно. Ще більшим він був у тканинах молюска-мулоїда *Macoma baltica*: 78-174 мкг/г ПХБ і 40-110 мкг/г ДДТ. І у водоростях, і в молюсках основні кількості цих ліпофільних екотоксикантів містилися в жирових тканинах.

Біоіндикація на рівні біосфери

Деякі приклади індикаторів глобальних змін середовища: «повзуча евтрофікація». Присутність в морській воді стічних вод все частіше індукують червоні та бурі припливи. Вони виникають через спалахи чисельності одноклітинних водоростей: токсичних дінофлагелат (червоні) і діатомових водоростей (бурі);

Глобальне потепління клімату. Звичайним явищем стає «червоний сніг». З'являється в горах при підвищеній інсоляції завдяки зростанню чисельності одноклітинних водоростей (в основному гемококів).

Фонове забруднення середовища. Навіть на заповідних територіях за останні 40 років знизилася різноманітність і чисельність тварин. Регулярне та повсюдне застосування пестицидів призвело до зниження чисельності ґрунтових членистоногих на полях за останні 30 років в кілька разів.

Тема 6. Біомоніторинг і біоіндикація стану повітряного середовища

План

Основи біоіндикації забруднення та стану атмосфери.
Забруднюючі речовини і їх суміші, які впливають на рослинний покрив.
Біомоніторинг забруднення атмосфери за допомогою рослин.
Рослини-індикатори і рослини-монітори.
Відбір і підготовка біологічних матеріалів для біомоніторингу.
Дослідження середовища методами біоіндикації та біотестування.
Оцінка санітарного стану повітря за допомогою лишайників.

Основи біоіндикації забруднення та стану атмосфери

Оскільки рослини в цілому володіють відносно високою чутливістю до дії деяких забруднюючих речовин, їх можна використовувати в якості індикаторів для виявлення забруднення і визначення його рівня, а також при здійсненні моніторингу стану забруднення атмосфери. Якщо рослини здатні накопичувати забруднюючі речовини без зміни їх хімічного складу за рахунок метаболічних процесів і якщо акумульовані речовини можуть бути легко ідентифіковані в зразках рослини, то такі види рослин можна використовувати як накопичувачі забруднення. Якщо акумуляція речовин рослинами може розглядатися як прояв впливу забруднення, то використання рослин є надзвичайно зручним для визначення рівня та складу забруднення та моніторингу ефектів впливу забруднюючих речовин.

Для такого моніторингу надзвичайно важливо дотримуватися наступних умов:

1. Вплив повинен призводити до помітної реакції рослини на забруднення повітря.
2. Ефекти впливу повинні добре відтворюватися при використанні рослин генетично подібних популяцій, що гарантує репрезентативність результатів.
3. Ефекти впливу повинні характеризуватися специфічними симптомами, властивими впливу індивідуальних забруднюючих речовин.
4. Рослини повинні бути дуже чутливими навіть до надзвичайно низьких концентрацій забруднюючих повітря речовин.
5. Рослини повинні добре рости і бути стійкими до захворювань, впливу комах.

В теперішній час відомо декілька видів (типів) ефектів впливу забруднення повітря на рослини, котрі можна умовно розділити на ефекти гострої дії високих концентрацій за короткий проміжок часу і хронічної дії низьких концентрацій цих речовин за тривалий період. Прикладами ефектів гострого впливу є чітко помітний хлороз або некроз тканин листя, опадання листя, плодів, пелюсток квіток, скручування листків, викривлення їх стебел.

До ефектів хронічної дії відноситься сповільнення або зупинка нормального росту і розвитку рослин (що обумовлюють, зокрема, зменшення об'єму біомаси, зниження врожаю сільськогосподарських культур); хлороз і некроз верхівок листя; повільне в'янення рослини або її органів. Іноді прояви хронічної або гострої дії можуть бути специфічними для окремих забруднюючих речовин або їх поєднання.

Доволі багато різних видів рослин можна використовувати в якості індикаторів або накопичувачів забруднення повітря через їх здатність до прояву ефектів впливу. Наприклад, для цих цілей можуть бути використані епіфітні види лишайників, мохи, папороті, вищі форми рослин, що мають судинну систему. Для біологічного моніторингу ефектів забруднення повітря придатні як дикорослі, так і культурні види рослин. Проте різниця в складі ґрунтів, ґрунтових вод та інші фактори (включаючи кліматичні) можуть вплинути на ефекти впливу забруднення повітря, що спостерігаються в різних районах. Через це доцільно вибирати такі індикаторні або акумулюючі види рослин, умови зростання яких найбільш близькі (до них відносяться стан ґрунту, ґрунтових вод та інші). До теперішнього часу з цією метою звичайно використовувались вищі рослини. Наприклад, в Нідерландах та Великобританії - культура тютюну Bel W3, в Німеччині - пересаджані

види лишайників. Деякі види та культури дикорослих та культивованих рослин, чутливі до дії одного або кількох забруднюючих речовин, можуть ефективно використовуватися на мережі станцій моніторингу.

Рослинний покрив як важлива складова біосфери відображає її загальний стан і перебіг майже усіх процесів, що відбуваються на планеті. Життя на Землі було б неможливе без безперервного процесу фотосинтезу, що відбувається в зелених частинах рослин, які є основним стабілізатором вуглекисло-кисневого балансу повітряного басейну. Рослини як важливий компонент біогеоценозу помітно впливають на інші його елементи, сприяють формуванню ґрунтового покриву, впливають на хімізм ґрунту і його родючість, а також на життя усіх тварин і живих організмів, одночасно реагуючи на всі зовнішні фактори.

Рослини чутливо реагують на зовнішні умови. За достатньо високих концентрацій забруднювачів у багатьох з них ушкоджується листя, а зі зростанням кількості забруднюючого фактора протягом короткого проміжку часу можливе значне ураження рослини. Внаслідок некрозу (загибелі тканини) її колір змінюється від металево-сірого до коричневого, а в процесі старіння вона може втратити колір або вигоріти. Хронічне ушкодження рослин виникає і внаслідок дії невеликих концентрацій певних речовин протягом тривалого часу. До ознак хронічного ушкодження належать бронзове зафарбування листя, хлороз (знебарвлення), їхнє передчасне старіння. Відомо, що живі організми і рослини здатні поглинати певні забруднюючі речовини в особливо великих кількостях, тобто в них процеси накопичення або концентрування відбуваються інтенсивніше, ніж у навколишньому середовищі.

Забруднюючі речовини і їх суміші, які впливають на рослинний покрив

Рослини чутливо реагують на зовнішні умови. За достатньо високих концентрацій забруднювачів у багатьох з них ушкоджується листя, а зі зростанням кількості забруднюючого фактору протягом короткого проміжку часу можливе значне ураження рослини.

Основні забруднюючі речовини, на які реагують рослини. До них належать озон (O_3), оксиди азоту, діоксид сірки, фториди.

Озон (O_3) - газоподібна забруднююча речовина, яка утворюється внаслідок складної реакції між окислами азоту за участю сонячного світла. Озон потрапляє в рослину через листя внаслідок звичайного газообміну між рослиною і навколишнім середовищем. Найбільш чутливе до дії озону листя, яке формується, але найпомітніше він уражає старі листки рослини. Загальною ознакою ураження рослин озоном є плямистість, яка вказує на його гостру дію. Ознаки ушкоджень рослин озоном різні й залежать від виду та сорту рослини, концентрації озону, часу експозиції (дії світла), а також від багатьох інших факторів. Специфічна ознака гострої дії озону на рослину - поява цяточок, які з часом зливаються й утворюють плями на поверхні листка. Цяточки можуть бути білими, чорними, червоними або червонувато-пурпуровими. За низьких концентрацій O_3 листя набуває червоно-бурого або бронзового кольору що, як правило, призводить до хлорозу, старіння та опадання листя. Хлороз може бути єдиною ознакою хронічного впливу озону протягом тривалого часу.

Оксиди азоту (NO_x) – газоподібні забруднюючі токсичні сполуки NO , NO_2 , N_2O . У забрудненому повітрі вміст оксидів азоту зумовлює утворення озону. Однак у багатьох випадках концентрація оксидів азоту надто мала, щоб помітно ушкодити рослину. Низькі концентрації NO_2 стимулюють ріст рослин, листя набуває темного кольору. Проте у деяких випадках виникає неспецифічний хлороз із наступним ушкодженням та опаданням листя. Англійські вчені виявили, що оксиди азоту є основною речовиною, яка забруднює повітря в теплицях, які обігрівають вуглеводневим паливом. Гостра дія NO_2 може бути схожа з гострою дією на рослини SO_2 .

Діоксид сірки (SO_2) – забруднююча речовина, яку викидають у повітря теплові електростанції (особливо ті, що працюють на вугіллі) і деякі промислові підприємства. Її концентрація в повітрі висока поблизу джерел викидів і поступово знижується із збільшенням відстані від нього. За природних умов можливе поєднання гострої та

хронічної дії SO_2 . SO_2 потрапляючи на листя, окислюється до високотоксичної сполуки SO_3 , а потім повільно перетворюється на сульфат SO_4 , менш токсичний. При низьких концентраціях SO_2 у повітрі практично повністю окислюється до сульфату, і рослини не страждають. За високої концентрації SO_3 відбувається гостре ушкодження листя широколистяних рослин, між жилками (з'являється бурий або білий колір) або на краях деяких листків спостерігається ефект «ялинки». Ознакою хронічної дії SO_2 є хлороз, або знебарвлення листя із зміною їх кольору до червоно-бурого; у хвойних рослин -- почервоніння голок зверху вниз. Рослини страждають за наявності концентрації SO_2 в повітрі 0,05-0,50 % при дії протягом 8 годин.

Фториди перебувають у атмосфері у вигляді газу, твердої домішки або газоподібного фториду, адсорбованого іншою твердою речовиною. Фтористий водень (HF) у вигляді газу токсичний, ніж у твердому стані. Він присутній у викидах стаціонарних джерел забруднення - плавильних заводів і заводів, які використовують алюміній. Рослинність поблизу джерел викидів страждає найбільше. Хронічна дія HF викликає у рослин хлороз уздовж прожилок листя, гостра дія HF – некроз країв листя, який починається з верхньої частини листка і поширюється до його основи, внаслідок чого листя може деформуватися або скручуватися. Однодольною рослиною, яку використовують як індикатор є *гладіолус*. У них колір листя змінюється від білого до бурого, починаючи з верхівки листка до основи. Чітка темно-бура смуга відокремлює мертву тканину рослини від живої. У хвойних рослин з'являються голки з «обпаленими» краями або «обпалені» повністю. Особливістю фториду є його здатність накопичуватись в листі, особливо на краях і верхівках. Для оцінки ступеня ушкодження рослин HF застосовують аналіз тканини листка.

Другорядними забруднюючими речовинами, які діють на рослини є аміак, бор, хлор, етилен, пропилен, хлористий водень, соляна кислота.

Аміак (NH_3) надходить в атмосферу в результаті аварій на виробництві. Він особливо вражає рослини поблизу місця аварії. Як і у разі дії NO_x рослини ушкоджуються тільки за високої концентрації амоніаку. Найчутливішим до дії NH_3 є листя середнього віку, яке може змінити колір із тьмяно-зеленого до бурого або чорного. Дія низьких концентрацій NH_3 зумовлює появу на нижній стороні листка глянцевої або сріблястості.

Бор (B) - речовина сірувато-чорного кольору. Її дія на рослини, які ростуть поблизу джерел викидів, зумовлює некроз на краях листя та між жилками, а також плямистість. Листя набуває чашоподібної форми, деформується, особливо старе. Гострі ушкодження можливі на відстані до 200 м від джерела. Найбільш чутливими до дії бору є горіх сірий, клен, шовковиця, дикий виноград, а стійкі - в'яз, бузок, груша і більшість трав'янистої рослинності.

Хлор (Cl) застосовують як окиснювач. У зоні розливу хлору, внаслідок аварій при транспортуванні, рослини особливо ушкоджуються. На краях листка з'являються плями від темно-зеленого до чорного кольору, які потім знебарвлюються до білого або стають бурими. Ознаки ушкодження листя між жилками подібні до ознак спричинених дією SO_2 . Можлива також поява цяточок, що нагадує результат впливу озону. У хвойних, як і при дії озону, може виникати некроз кінчиків голок і плямистість. Чутливі до дії хлору гірчиця і соняшник.

Етилен (C_2H_4) – природний рослинний гормон, який утворюється при ушкодженні рослин різними забруднювачами повітря. Він позначається на процесах цвітіння, дозрівання плодів, старіння та опадання. Етилен також присутній у вихлопних газах автотранспорту і є забруднюючою речовиною. До ознак ушкоджень рослин етиленом належать погіршення їх росту, передчасне старіння та опадання листя, погіршення цвітіння, передчасне розкриття бруньок, повільне розпускання листків, їх скручування.

Пропилен (C_3H_6) – ненасичений ациклічний вуглеводень, безбарвний газ. Вплив пропілену на рослину подібний до дії етилену, але його спричиняють вищі концентрації. Пропилен пригнічує цвітіння у хризантем, уповільнює вертикальний ріст, але стимулює появу листя. Рослини, уражені пропиленом, мають менше за розміром, але товстіше листя.

Хлористий водень (HCl, безколірний димучий в повітрі газ з різким запахом) та соляна кислота (розчин хлористого водню у воді, безбарвна "паруюча" в повітрі рідина) надходять в атмосферу з локальних джерел. Типовою реакцією на дію хлористого водню є міжжилковий та краєвий хлороз, після чого настає некроз, який проявляється в зміні кольору від жовтого, бурого, червоного до чорного. Межі некротичних ділянок можуть бути від білого до кремового кольору. Ознаками ушкодження рослин аерозолем соляної кислоти вважають появу цяточок від червоно-коричневого до чорного кольору, а соляною кислотою - листову плямистість, причому плями облямовуються смугою білого або кремового кольору.

Тверді частинки (пил) та важкі метали. Вони проникають крізь листя або пошкоджені клітини епідермісу. Дрібні частинки можуть осідати на листках, знижуючи світлопоглинання і відповідно фотосинтез, негативно впливати на запилення квітки, розміри і стан листя.

Важкі метали з атмосфери, осідаючи на рослину або земну поверхню, мають тенденцію накопичуватися, особливо у верхніх шарах ґрунту, звідки можуть потрапити у рослину. Концентрація важких металів у ґрунті залежить від вмісту в ньому глини та органічної речовини.

Найпоширенішим металом, що може потрапляти у рослину і ґрунт, є **свинець**. Він накопичується в ґрунті, але чітких доказів відносно того, що він уражає рослину немає. Вміст його в рослинах незначний, приблизно 0,001-0,002% від ваги золи. **Цинк, кадмій, мідь**, у середині літа спричиняють міжжилковий хлороз із наступним почервонінням листя дерев, які ростуть поблизу джерела.

***Ртуть** – єдиний важкий метал, який перебуває в рідкому стані за нормальної температури. Вона вражає майже всі рослини. Особливо чутливою до ртуті є троянда, на листі якої з'являються бурі плями, воно жовкне, а потім опадає. Молоді бутони буріють і опадають.*

Визначення вмісту важких металів в рослинах можливе за допомогою методу атомно-адсорбційної спектроскопії.

***Сульфат натрію** трапляється поблизу целюлозно-паперових комбінатів. Дія Na_2SO_4 зумовлює уповільнений ріст і некроз листя у квасолі, зменшення висоти кущів помідорів, які вирощують у теплицях.*

*У повітрі, яке оточує рослини за звичайних умов, міститься кілька потенційних фітотоксичних забруднювачів. **Суміші забруднюючих речовин** можуть спричинити ті самі ушкодження рослин, що й окремі забруднювачі, а суміш газів може змінювати порогову чутливість рослин. Суміш **озону і діоксиду сірки**, схожі з ознаками ураження O_3 або SO_2 залежно від їх концентрацій. Вплив суміші позначається на люцерні, капусті, цибулі, квасолі. **Діоксид сірки і діоксид азоту**, дія цих речовин в суміші з концентраціями нижча від порогових значень для кожного газу, проявляється в ушкодженні верхньої сторони листка редьки, помідорів, соєвих бобів.*

Отже, забруднення довкілля хімічними сполуками призводить до часткової деградації рослинного покриву, знижуючи його біомасу та природоохоронні функції.

Біомоніторинг забруднення атмосфери за допомогою рослин і тварин

Компоненти забруднень	Біоіндикатори	Ознаки
Фторид водню (HF)	1. Гладіолус (<i>Gladiolus gandavensis</i> cv., Snow Princess, Flowersong), Тюльпан (<i>Tulipa gesneriana</i> cv. Blue Parrot, Preludium), Касатик (<i>Iris</i>	1. Некрози верхівок і країв листків 2. Накопичення фтору в сухій речовині 3. Захворювання і загибель

	<p><i>germanica</i>)</p> <p>2. Петрушка курчава (<i>Petroselinum crispum</i> var <i>vulgare</i>)</p> <p>3. Бджола медоносна (<i>Apis mellifera</i>)</p>	
Озон (O ₃)	<p>1. Тютюн (<i>Nicotiana tabacum</i> cv. Bel W 3)</p> <p>Шпинат (<i>Spinacia oleracea</i> cv. Subito, Динамо)</p> <p>2. Соя (<i>Glycine max</i>)</p>	<p>1. Некротичні плями сріблястого кольору на верхньому боці листка</p> <p>2. Некроз верхньої частини листя</p>
Пероксиацетилнітрат (ПАН)	<p>1. Кропива пекуча (<i>Urtica urens</i>)</p> <p>2. Мятлик однорічний (<i>Poa annua</i>)</p>	<p>1. Смугасті некрози на нижній стороні листя</p> <p>2. Смугасті некрози листя</p>
Діоксид сірки (SO ₂)	<p>1. Люцерна (<i>Medicago sativa</i> cv. Du Purts)</p> <p>Гречка (<i>Fagopyrum esculentum</i>) Подорожник великий (<i>Plantago major</i>), Горох (<i>Pisum sativum</i>), Конюшина інкарнатна (<i>Trifolium incarnatum</i>)</p> <p>2. Попелиця (<i>Aphis sambuci</i>)</p> <p>3. Личинки синьої мухи червоноголової (<i>Calliphora erythrocephala</i>)</p>	<p>1. Некрози і хлорози між жилками листків</p> <p>2. Порушення енергетичного балансу, зменшення АТФ, збільшення АМФ</p> <p>Зниження активності ферменту малатдегідрогенази</p> <p>3. Збільшення смертності личинок</p>
Діоксид азоту (NO ₂)	<p>1. Шпинат (<i>Spinacia oleracea</i> cv. Subito, Динамо)</p> <p>Махорка (<i>Nicotiana rustica</i>) Сельдерей (<i>Apium graveolens</i>)</p> <p>2. Щури (<i>Rattus rattus</i>)</p>	<p>1. Некрози між жилками листків</p> <p>2. Пероксидація ліпідів легеневої тканини</p>
Хлор (Cl ₂)	<p>1. Личинки синьої мухи червоноголової (<i>Calliphora erythrocephala</i>)</p> <p>2. Шпинат (<i>Spinacia oleracea</i>)</p> <p>Квасоля (<i>Phaseolus vulgaris</i>)</p> <p>3. Салат (<i>Lactuca sativa</i>)</p>	<p>1. Підвищена смертність личинок</p> <p>2. Збліднення листя</p> <p>3. Деформація хлоропластів</p>

Етилен (C ₂ H ₄)	1. Петунія (<i>Petunia nictaginiflora</i> cv. White Joy) 2. Салат (<i>Lactuca sativa</i>), Томат (<i>Lycopersicon esculentum</i>)	1. Відмирання квіткових бруньок, дрібні квітки 2. Закручування країв листя, підвищення піроксидазної активності
Радіонукліди стронцій-90, цезій-137	Оленьчий мох (<i>Cladonia rangiferina</i>) Ісландський мох (<i>Cetraria islandica</i>)	Накопичення в сухій речовині
Фторид-іон, іони важких металів (Pb, Zn, Cd, Mn, Cu)	1. Райграс багатоквітковий (<i>Lolium multiflorum</i> cv. Optima) Полевиця повзуча и полевиця тонка (<i>Agrostis stolonifera</i> , <i>A. tenuis</i>) 2. Миша (<i>Mus musculus</i>) 3. Бджола медоносна (<i>Apis mellifera</i>) 4. Гірчиця біла (<i>Sinapis alba</i>) Листова капуста (<i>Brassica oleracea</i> var. acephala) Кінський каштан (<i>Aesculus hippocastanum</i>) Мохи (<i>Sphagnum</i> sp., <i>Hypnum cupressiforme</i> , <i>Pohlia nutans</i> , <i>Pleurozium schreberi</i>)	1. Накопичення в сухій речовині 2. Зміна в співвідношенні Т- і В-лімфоцитів, зменшення В-лімфоцитарної реакції 3. Накопичення в меді 4. Накопичення в сухій речовині
Суміш шкідливих речовин в повітрі (оксиди сірки, азоту ...)	1. Виводкові бруньки <i>Marchantia polymorpha</i> 2. Листові и кущові лишайники (<i>Hypogymnia physodes</i> , <i>Pseudevernia furfuracea</i> , <i>Cetraria glauca</i>) 3. Піхта (<i>Abies alba</i>), Ялина (<i>Picea abies</i>), Сосна (<i>Pinus sylvestris</i>)	1. Зменшення приросту клітин 2. Зниження вмісту хлорофілів <i>a</i> і <i>b</i> , зменшення вмісту живих клітин водоростей 3. Зниження вмісту хлорофілів <i>a</i> і <i>b</i> , зменшення віку хвоїнок і затримка росту

Рослини-індикатори і рослини-монітори

За особливостями реакції на вплив забруднювачів рослини поділяють на рослини-індикатори й рослини-монітори.

Рослина-індикатор – рослина, у якої ознаки ушкодження виявляються при впливі фітотоксичної концентрації забруднюючих речовин або їх суміші.

Рослина-індикатор є хімічним сенсором, який може виявити в повітрі присутність забруднюючої речовини, але спостереження за нею не дають змоги отримати дані про її кількість.

Лишайники і мохи відомі як накопичувачі забруднюючих речовин, переважно важких металів, які ці рослини можуть акумулювати в кількостях, що значно перевищують їх концентрацію в навколишньому середовищі.

Отже, поява у рослин типової ознаки ушкодження вказує на наявність у повітрі забруднюючої речовини або її суміші.

Зважаючи на важливість кількісної оцінки, особливо інформативними є організми, які у певний спосіб реагують саме на кількість забруднювача у довкіллі, тобто рослини-монітори.

Рослина-монітор – рослина, за ознаками ушкодження на якій можна отримати інформацію про кількість забруднюючих речовин або їх суміші у довкіллі.

Лишайники можна використовувати для контролю вмісту SO₂ в навколишньому середовищі. Здатність до акумуляції SO₂ залежить від виду цих рослин. Поєднання методів інструментального моніторингу із спостереженнями за лишайниками дасть змогу встановити залежність між їх ростом і концентрацією SO₂ в довкіллі. Швидкість росту і колір лишайника вказують на присутність або відсутність SO₂ і його приблизну концентрацію в повітряних масах. Цей метод використовують при моніторингу SO₂ в Англії, Ірландії, Канаді, Франції, Швеції та США.

Відбір і підготовка біологічних матеріалів для біомоніторингу

Отримання достовірних, повних і точних даних за допомогою біоіндикації можливе лише у разі точного дотримання низки вимог. Так, при виборі рослини для використання її в ролі біомонітора необхідно дотримуватися таких умов:

- наявність у рослини вираженої реакції на вплив забруднюючої речовини, тобто помітних ознак ушкодження, змін швидкості росту, морфологічних змін, порушень цвітіння, змін продуктивності або врожайності;

- відбір рослин, невибагливих до умов вирощування і догляду;

- відбір рослин, які мало піддаються впливу шкідників та хвороб.

Отримання усереднених зразків матеріалів рослинного походження (сформованих з 5 - 6 разових проб) є складним завданням, що потребує правильного обрання місця, способу і часу. Рослинні зразки слід збирати на достатньо великій відстані від будівель, доріг і джерел забруднюючих речовин. Досліджувану ділянку умовно розділяють на кілька квадратів, з кожного рівномірно відбирають рослинний матеріал (листя, стебла, кору) в необхідній кількості.

Паралельно з відбором проб проводять біологічний облік відібраних рослин (висота рослин, кількість пагонів на одній рослині, фази розвитку).

Дослідження середовища методами біоіндикації та біотестування

Фіксація морфологічних відхилень рослин від норми під дією забруднюючих речовин лежить в основі біоіндикації.

Метод біоіндикації базується на адекватному відбитті живим організмом умов середовища, в яких він розвивається і на зміну яких він відповідним чином реагує. Біоіндикацію широко використовують у лісовій типології, фітоценології, а також для визначення забруднення атмосферного повітря за допомогою лишайників (*ліхеноіндикація*), мохів (*бріоіндикація*) та грибів (*мікоіндикація*). Для біоіндикації середовища застосовують і вищі рослини, а також тварин та мікроорганізми.

Біотестування – це оцінка (випробування) дії факторів (фізичні, хімічні, фізико-хімічні) або групи факторів на живі організми шляхом реєстрації змін того чи іншого біологічного показника (фізіологічного, біохімічного, цитогенетичного та ін.) піддослідного тест-об'єкту (індикатору) порівняно до контролю в чітко заданих (тобто стандартних, лабораторних) умовах.

Таким чином, біотестування – це експериментальне визначення токсичності (шкідливості) середовища за допомогою біологічних об'єктів або процесів. В цьому відмінність метода біотестування від біоіндикації і біомоніторингу середовища, які здійснюються в натурних умовах (в природі). Фактично, біотест – не тест-реакція організму на певний вид забруднення.

Оцінка санітарного стану повітря за допомогою лишайників

Одним з специфічних методів моніторингу є біоіндикація, визначення ступеня забруднення геофізичних середовищ за допомогою живих організмів, біоіндикаторів. При визначенні біоіндикаторів, до них висувають певні вимоги.

Рослини-індикатори повинні бути чутливими і не досить стійкими до забруднення. Необхідно, щоб у них був достатньо довгий життєвий цикл. Важливо, щоб такі рослини були широко розповсюджені по земній кулі, причому кожен вид повинен бути пристосований до певного місцезростання. Цим вимогам повністю відповідають лишайники.

На думку багатьох дослідників лишайники – ідеальний об'єкт для контролю забруднення навколишнього середовища і цю властивість необхідно широко використовувати при плануванні екологічного моніторингу. Відомо, що вимірювання фізичних і хімічних параметрів забруднення природного середовища більш трудомістке в порівнянні з методами біоіндикації.

Лишайники - це своєрідна група нижчих спорових рослин, слань яких має дуалістичну (двоїсту) природу. До складу вегетативного тіла (слані) лишайників входять автотрофний водоростевий (фікобіонт = ліхенізовані водорості) і гетеротрофний грибний (мікобіонт = ліхенізовані гриби) компоненти. Самостійність лишайників підтверджується ознаками, не притаманними ані для грибів, ані для водоростей у вільноіснуючому стані: особливі морфологічні форми, внутрішня будова слані, особливий тип метаболізму, специфіка біохімічного складу, способи розмноження, особливості екології та інші.

Слань лишайників може бути забарвлена у сірий, білий, рожевий, жовтогарячий, червоний, оливковий, коричневий, чорний кольори. Під дією SO₂ слань лишайників змінює колір. Крім того, спостерігається деструкція, і організм врешті-решт відмирає. За зовнішньою (морфологічною) будовою слані лишайники поділяють на три основні групи: накипні лишайники, листуваті, куцисті.

Слань **накипних лишайників** має вигляд тонкої, гладкої або зернистої, горбуватої, порошистої корочки, яка щільно зростається з субстратом (грунтом, камінням, корою дерев). Відокремити таку слань без пошкодження неможливо. Зразки таких лишайників збирають разом зі шматочками субстрату. Досить часто присутність такої слані проявляється лише плямистим забарвленням субстрату.

Слань **листуватих лишайників** має вигляд дрібних лусочок або частіше розеткоподібних пластинок, горизонтально розпростертих на субстраті; краї пластинок часто розсічені на лопасті різного розміру і форми. Звичайно така слань прикріплюється до субстрату численними пучками грибних гіф (ризиками) і досить легко відокремлюється від субстрату без значного пошкодження.

Слань **куцистих лишайників** має вигляд тонких ниток або більш товстих розгалужених циліндричних стебелець, що формують куцик; іноді слань може мати вигляд розгалужених, досить м'яких, сплосчених або жолобчасто згорнутих стрічок. Слань таких лишайників прикріплюється до субстрату лише в одному місці своєю основою за допомогою особливої ніжки (гомфа) і росте вертикально до гори від субстрату, вбік від нього або звисає донизу.

Лишайники широко розповсюджені в природі і приймають активну участь у процесах хімічного вивітрювання гірських порід, у формуванні фітомаси (особливо в тундрових та лісових біогеоценозах) і утворенні ґрунтового гумусу. Дернинки лишайників є місцем життя багатьох безхребетних тварин (кліщів, ногохвоток, сіноїдів, листоїдів, павуків, клопів, цикад та ін.). При рясному розвитку на корі дерев лишайники слугують своєрідним захистом, такі дерева менш схильні до ураження грибами-руйнівниками деревини.

В екологічному відношенні лишайники можуть заселяти різноманітні субстрати, в тому числі і штучного походження: скло, шкіру, гуму, тканини, шифер, цеглу, залізо. При цьому основною умовою заселення є тривала нерухомість субстрату, що обумовлено дуже повільним ростом лишайників від 1мм (накипні) до 3 см (куцисті) на рік. В природних

умовах лишайники характеризуються вибірково по відношенню до субстрату і утворюють наступні основні екологічні групи:

епіліти - на поверхні гірських порід,

епігеї - на ґрунті,

епіфіти - на корі дерев і чагарників;

крім того, виділяють групи:

епіксилів - на гниючій деревині,

епіфілів - на хвої і листах вічнозелених рослин,

епібріофілів - на дернинках мохів.

У практичній діяльності людини лишайники використовуються для визначення віку субстратів, що заселяють (метод ліхенометрії) та як індикатори стану атмосферного повітря (метод ліхеноіндикації).

Метод **ліхенометрії** заснований на тому, що в межах певної кліматичної області річний приріст слані лишайників є постійним; за розміром слані можна визначити як вік самої слані, так і субстрату, на якому вона розвивається. Метод ліхеноіндикації заснований на особливостях водного живлення лишайників: процес поглинання вологи сланню лишайника з повітря є пасивним; при цьому волога доступна у будь-якому вигляді - снігу, дощу, роси, туману і поглинається сланню починаючи від 50% вологості повітря. Зрозуміло, що при пасивному поглинанні вологи до слані потрапляють усі забруднюючі речовини, які містяться в атмосферному повітрі.

Властивість лишайників реагувати на ступінь забрудненості повітря було покладено в основу розробки особливого напрямку індикаційної екології – **ліхеноіндикації**.

Відомо, що лишайники накопичують у слані різні хімічні елементи: літій, натрій, калій, магній, кальцій, стронцій, алюміній, титан, ванадій, хром, марганець, залізо, нікель, мідь, цинк, галій, кадмій, плубум, ртуть, іттрій, уран, флуор, йод, сульфур, арсеній, селен та ін. Листуваті та накипні види лишайників накопичують полютанти на різній відстані від джерела забруднення (електростанції, хімічні заводи та ін.). Зразки лишайників збирають, очищують та аналізують з використанням методів атомно-абсорбційної, рентгенівської та флуоресцентної спектрометрії. Як правило, безпосередньо поблизу джерела забруднення вміст елементів у слані лишайників дуже високий, потім він швидко падає, а по мірі подальшого віддалення від джерела забруднення знижується все повільніше. Відомо, що рівновага між вмістом елементів у лишайниках і у довкіллі встановлюється приблизно через 15 місяців.

По відношенню до забруднення повітря лишайники поділяють на три категорії:

- найбільш чутливі, які зникають при перших симптомах забруднення;
- середньочутливі, які приходять на зміну загиблим чутливим видам, з якими вони не могла конкурувати на умовах чистого повітря;
- найбільш витривалі, толерантні до забруднення.

Тема 7. Біоіндикація стану водного середовища

План

Чинники забруднення.

Характеристики водного середовища та пристосування до них живих організмів.

Зміни водних екосистем при антропогенному забрудненні. Сапробність і токсобність.

Біоіндикатори стану водного середовища.

Біоіндикація з використанням зообентоса.

Біоіндикація з використанням макрофітів.

Методи біологічної оцінки якості води.

Чинники забруднення

Всі сторони сучасної діяльності людини є потенційним джерелом всіляких видів забруднення водних екосистем. Вирубка лісів, осушення і зрошування земель, зміна мережі гідрографії, урбанізація території, промислові і побутові стоки, добрива, детергенти, пестициди спричиняють за собою зміни режиму екосистем. Розвиток атомної промисловості (радіоактивні осідання, поховання ядерних відходів, скидання ядерних електростанцій) веде до радіоактивного зараження водойм, з подальшою акумуляцією радіоактивних речовин в тілі риби як безпосередньо з води, так і з об'єктів їх живлення.

Скидні води енергетичних підприємств сприяють тепловому забрудненню і є згубними для життя гідробіонтів.

Вживані в сільському господарстві пестициди і добрива потрапляють у водойме і створюють у ряді випадків надлишок мінеральних речовин. Особливо небезпечними для тварин є аміак і солі амонія, які навіть в невеликих концентраціях викликають їх загибель.

З промисловими стоками у водойми поступають важкі метали, хлорорганічні сполуки, пестициди, нафтопродукти і багато інших речовин.

Особливу небезпеку представляють сполуки оксидів азоту і сірки, ТЕЦ, що містяться у викидах автотранспорту і хімічних підприємств, які випадають у вигляді кислотних дощів.

У водоймах падає показник рН, що спричиняє за собою біологічні наслідки. При рН 6,5-6,0 гинуть ракоподібні, молюски, ікра риб і земноводних, при рН 6,0-5,0 настає загибель риб - форелі, плітки, окуня і щуки. Подальше зниження рН до 4,5 і нижче приводить до знищення всякого життя.

Найбільш характерний тип забруднення природних водойм - скидання в них великих мас органічних речовин, що розкладаються, і біогенних елементів, також сприяючих зростанню маси органіки у водоймі. Таке забруднення приводить, насамперед, до замулювання дна, збільшення кормової бази детритоюдних тварин і мікроорганізмів, зниження кількості розчиненого у воді кисню. Саме ці чинники безпосередньо змінюють склад співтовариства. Для кількісної оцінки органічного забруднення введена шкала сапробності (ксено-, оліго-, б-мезо-, а-мезо- і полісапробні водойми). Паралельно із звичайною органікою, але в менших дозах, люدتво забруднює водойми отрутохімікатами, нафтопродуктами, солями металів, теплом, шумом, радіацією і електромагнітним випромінюванням. Загальна картина забруднення водойм досить складна, але доведено, що види, стійкіші до органічного забруднення, в цілому стійкіші і до решти типів забруднень. Тому стійкість живих організмів до забруднення вимірюють, як правило, за єдиною шкалою сапробності.

Характеристики водного середовища та пристосування до них живих організмів

Індикатори - це види рослин і тварин, у тому числі і риби, за допомогою яких можна оцінити ступінь забруднення навколишнього середовища, здійснювати постійний контроль її якості і змін. Наприклад, дзеркальний короп і золота рибка стають неспокійними за наявності у воді стоків нафтової і хімічної промисловості. Висока чутливість щуки до забруднення робить її надійним індикатором стану питної води. Індикаторами чистоти водойми можуть служити головач сибірський і форель.

У своєму природному стані різні природні водойми можуть сильно відрізнятися один від одного. На водну флору і фауну діють такі показники як глибина водойми, швидкість течії, кислотно-лужні властивості води, каламутність, кисневий і температурний режим, кількість розчиненої органіки, сполук азоту і фосфору і багато інших. На всі ці параметри впливає як антропогенне навантаження, так і природні процеси, що відбуваються у водоймах. Для водойм різних типів в нормі буде характерний різний видовий склад і велика кількість водних організмів (гідробіонтів).

Варто відмітити, що найчистіші водойми не матимуть найбагатшу фауну.

Спробуємо ж коротко описати основні умови проживання водних організмів в водоймах з різними характеристиками.

а) Температурний режим.

Температура води і динаміка її змін - найважливіший екологічний чинник для всіх мешканців водойм. Адже температура не тільки безпосередньо впливає на гідробіонтів, регулює швидкість життєвих процесів, але і визначає найважливіші фізико-хімічні властивості води.

Водні організми пристосувалися до різних температурних умов проживання: одні з них живуть в гарячих джерелах при температурі 45-50 °С і вище, інші активні при температурі води -2°С і можуть витримувати промерзання - 12°С. Важливе інше: через свою високу теплоємність вода є набагато більш термостабільним середовищем, ніж повітря тобто її температура змінюється поволі, а це сприятливо для існування живих організмів. У водоймах суші температура зазвичай коливається значно істотніше, ніж в морях і океанах. Особливо це характерно для водойм помірного поясу, де сезони сильно відрізняються один від одного, і температура води протягом року може змінюватися на 10-

20 градусів. Організми здатні жити у воді різної температури і переносити значні її коливання, називаються евритермними. У них виробляються різні пристосування, що дозволяють компенсувати дії змінної температури: змінюється активність ферментів, загальна інтенсивність процесів обміну речовин. Самі організми проводять міграції в місця з стабільнішою або сприятливішою температурою. Так багато прісноводних риб взимку скупчуються в найбільш глибоких ділянках водойми. Іноді зниження швидкості обміну речовин при низькій температурі може бути вигідно для організму: наприклад, риб це оберігає від виснаження організму взимку, в період з несприятливими кормовими умовами.

Організми, здатні існувати тільки у вузькому діапазоні температур, називаються стенотермними. Для них зміну температурного режиму водойми може виявитися згубним.

Існують стенотермні види пристосовані до життя тільки в холодній воді (струмкова форель) - це оліготермні види. Навпаки, є види, що живуть тільки в теплій воді, що гарно прогрівається. До таких політермних видів із звичних нам організмів відносяться багато акваріумних рибок. Людина може відчутно впливати на температурний режим водойм. Скидання води з системи охолодження теплових і атомних електростанцій підвищує температуру значних ділянок річки або озера на 5-10 градусів що приводить до корінних змін в співтоваристві організмів, що населяють цю зону.

б) Газовий склад.

У воді природних водойм розчинені різні гази. Концентрації цих газів залежать від їх природи, їх вмісту в атмосфері, а також від температури і солоності води (при підвищенні цих двох показників розчинність газів падає). Та кількість газу, яка може розчинитися в воді за даних умов, називається "нормальною". Величезне значення для водних організмів має концентрація розчиненого у воді кисню. Цей газ потрапляє у водойми з атмосфери, а також виділяється водними рослинами в процесі фотосинтезу. Відносне значення кожного з цих шляхів може мінятися залежно від характеристик водойми: у швидкій, порожистій річці із слабо розвиненою рослинністю більш значуща дифузія кисню з атмосфери. А в озері що має могутні зарослі водної рослинності, велика частина кисню може поступати у воду в результаті їх фотосинтетичної активності. При 0°С і нормальному атмосферному тиску в одному літрі прісної води може розчинитися 10,3 мл кисню. Чим тепліша вода, тим менше кисню може бути в ній розчинено.

Насичення води атмосферним киснем йде через поверхню. Фотосинтез максимально інтенсивний теж у верхньому, найбільш освітленому шарі води. Тому кисневі умови у

поверхні зазвичай краще, ніж на глибині. Особливо сильно це може бути виражено в тих водоймах, де перемішування води майже не відбувається, а на дні є значна кількість органічних залишків: адже при гнитті органіка поглинає кисень з води. Через такі процеси вміст кисню у воді може падати нижче необхідного для нормального життя водних організмів рівня. Вміст кисню у водоймі міняється також залежно від сезону і часу доби. Мінімальні його концентрації у воді виявляються зазвичай рано вранці: адже вночі рослини не фотосинтезують, а тільки поглинають кисень в процесі свого дихання. З сезонів найменш сприятлива з точки зору кисневого режиму зима: лід не дозволяє проникати у воду кисню атмосфери, умови для фотосинтезу під шаром льоду теж несприятливі. Тому саме взимку найчастіше відбуваються замори - масова загибель гідробіонтів через брак кисню. Деякі водні мешканці порівняно легко переносять низькі концентрації кисню у воді (карась, молюск живородка, малоцетинковий черв'як трубочник), оскільки вони пристосувалися до життя у водоймах, де дефіцит кисню - звичайне явище. Інші організми навпаки, надзвичайно вимогливі до вмісту кисню: форель, поденки з сімейства гептагеніди (*Heptageniidae*), бродячі ручейники (*Rhyacophilidae*).

З інших газів, що мають важливе значення для гідробіонтів, треба відзначити вуглекислий газ: у невеликих концентраціях він необхідний для ходу фотосинтезу, регулює швидкість деяких процесів метаболізму. Наявність у воді вуглекислого газу дозволяє також стабілізувати її кислотно-основні властивості.

в) Кислотно-основні властивості води.

Кислотно-основні характеристики води природних водойм зазвичай не відчувають сильних змін. Вони залежать перш за все від характеру живлення водойми, від того, якими породами складено його ложе, а також від хімічних і біологічних процесів, що в ній відбуваються. Вода з рН нижче 6,95 є кислотою. За нейтральну вважається вода з рН від 6,96 до 7,3.

Природні води з вищими значеннями рН називаються лужними. Сильний вплив на реакцію води в наших широтах надають сфагнові мохи, що містять велику кількість органічних кислот. У невеликих водоймах на сфагнових болотах рН води може складати до 3,4! Навпаки, в ході активного фотосинтезу у водоймі реакція його води може ставати більш лужною (до рН=10) із-за вичерпання запасів вуглекислоти. Протягом ночі, коли фотосинтез не відбувається, а всі гідробіонти продовжують дихати і насичати воду вуглекислотою, рН знову знижується. Розмах таких добових коливань кислотності зазвичай не перевищує двох одиниць рН. Найбільш чутливі до закислення водойми молюски та інші істоти з вапняними раковинами: їх раковини в кислій воді просто починають розчинятися.

г) Солоність, мінеральний склад.

Солоність - сума концентрацій всіх розчинених у воді мінеральних речовин. За прісну вважається вода, що має солоність нижче 0,5 грам/кг (ця одиниця називається промілле). Вода океану зазвичай має солоність від 30 до 35 промілле. Окрім прісних водойм і солоного моря існують водні об'єкти з проміжним рівнем солоності. Сума концентрацій у воді іонів магнію і кальцію називається жорсткістю. Особливо важливий цей показник для організмів, що мають вапняні скелети і раковини. Якщо для регіону поклади вапняків і інших легкорозчинних гірських порід нехарактерні, вода більшості водойм буде "м'якою" - тобто містити мало іонів Ca^{2+} і Mg^{2+} . Прісна і солоната вода дуже по-різному впливають на організм водних тварин. Особливо сильно розрізняються у морських і прісноводних мешканців системи осморегуляції. Тому солоні водойми мають свою характерну фауну, а прісні водойми - свою. Найменш сприятливі для життя водойми з проміжним рівнем солоності. Як правило, вони мають дуже бідну фауну водних безхребетних.

г) Прозорість, світловий режим.

На поверхню водойм нашого регіону в рік падає в середньому біля 320 кДж/см² сонячної енергії. Якщо сонце стоїть в зеніті, а поверхня води ідеально гладка, то від неї відбивається близько 5% падаючої енергії. Навіть при слабкому хвилюванні частка відбитої енергії зростає до 15%. Збільшується вона і при косому падінні променів: якщо сонце знаходиться під кутом 30° до лінії горизонту, то навіть від гладкої водної поверхні

буде відбиватися 25% енергії. Але і сонячні промені, що проникли у водну товщу, чекає нелегка доля: вода набагато менш прозора, чим повітря, вона сильно поглинає і розсіює світлові промені. Проте, хоч би мінімальний рівень освітленості необхідний для більшості водних організмів: рослинам він потрібний для ведення фотосинтезу органічних речовин, тваринам - для розпізнавання навколишнього середовища, орієнтації, синхронізації життєвих циклів. Водні тварини сильно «близоруки». Риби бачать достатньо чітко тільки на відстані 5-10 см. Зате вони можуть задовольнятися в мільйони раз слабкішим рівнем освітлення, ніж мешканці суші.

Прозорість води - характеристика, що показує, наскільки зменшилася інтенсивність світла при його проходженні через шар води певної товщини. Океани і моря зазвичай прозоріші, ніж континентальні водойми: у них слабке світло проникає до глибини 150 і більше метрів (глибше за всіх проникають сині і зелені промені). І на таких глибинах ростуть види червоних водоростей, здатні вести фотосинтез цьому мізерному освітленні. У континентальних водоймах прозорість і умови освітленості міняються дуже сильно. У гірських річках і озерах світло може проникати до дна: дно цих водойм складене малорозчинними породами, в них мало планктону. У рівнинних водоймах прозорість залежить від сезону. У паводок вона мінімальна. На значні глибини світло проникає тільки в озерах з низькими концентраціями органічних речовин - в них прозорість може досягати 40 м. У більшості ж річок і озер прозорість не перевищує 2 - 3 м. Особливо низьку прозорість мають дистрофні озера з сильно гуміфікованою коричневою водою і евтрофні озера, в яких багато планктону. Кількість зважених частинок, річок, що сильно впливають на прозорість максимально, якщо швидкість течії велика, а підстилаючі породи - м'які.

д) Грунти

Розрізняють дрібнозернисті (м'які) і грубозернисті (жорсткі) ґрунти. До м'яких ґрунтів відносяться глину (діаметр частинок менше 0,01 мм) мул (від 0,01 до 0,1 мм) і пісок (0,1 - 1 мм). До жорстких - гравій (діаметр частинок 0,1 - 1 см), галька (1 - 10 см), валуни (10 - 100 см) і глиби (більше 100 см). Зазвичай реальні ґрунти складаються з суміші різних фракцій. Більшість водних організмів вважають за краще мешкати на визначених типах ґрунту. Організми, що мешкають на піщаних ґрунтах, називаються псаммофілами. На кам'янистих - літофілами. На мулах - пелофілами і так далі. На незвичних ґрунтах водні організми не можуть нормально харчуватися, будувати притулки, що веде до їх ослаблення і загибелі. Існує цікава закономірність: при порівнянні мешканців кам'янистого ґрунту з псаммофілами і далі - з пелофілами, середні розміри і маси окремих особин зменшуються, зате їх кількість зростає. Водні організми і самі роблять вплив на донний ґрунт. Рослини скріпляють його своїм корінням, тварини збагачують органікою і активно "переорюють".

е) Гідродинаміка (течії, хвилювання).

Для водойм суші найбільш характерні постійні течії викликані нахилом русла (у річках), а також періодичні або тимчасові течії, що відбуваються через тертя повітряних мас об водну поверхню або через різниці в температурі і щільності води в різних частинах водойми. На порожистих ділянках річок швидкість течії може досягати декількох метрів в секунду. Умови проживання на таких ділянках дуже своєрідні: через інтенсивне перемішування вода насичена киснем, існує постійна небезпека бути відірваним від ґрунту і знесеним течією. Харчові частинки з великою швидкістю проносяться мимо. Організми, пристосовані до проживання в таких умовах, називаються реакофілами. Втім, більшість рівнинних річок мають спокійнішу течію, її швидкість зазвичай не перевищує декількох десятків сантиметрів в секунду. У озерах і ставках течії мають ще менші швидкості, але їх значення для життя водних організмів дуже велике. Двічі в рік, навесні і осінню, в всіх водоймах помірного поясу, що мають достатню глибину, відбувається масштабне перемішування водних мас. Вода у поверхні нагрівається (навесні) або охолоджується (восени) до температури +4 °С. Відомо, що при такій температурі вода має максимальну щільність, тому верхні шари води опускаються вниз, а придонні витісняються вгору, до поверхні. При цьому перемішуванні глибини водойми збагачуються киснем, а до поверхні піднімаються з глибини біогени і мінеральні солі.

Зміни водних екосистем при антропогенному забрудненні. Сапробність і токсобність

Поняття "Якість води" має на увазі комплексну оцінку, яка включає гідрохімічні і гідробіологічні характеристики. У наш час продовжує використовуватися традиційний підхід до оцінки якості води, заснований на визначенні тільки ряду хімічних показників. Це не дозволяє оцінити зміни у водній екосистемі, оцінити ступінь порушень, з'ясувати їх механізм і дати прогноз подальшої зміни в екосистемі. Такі завдання можна вирішити, використовуючи методи біоіндикації.

У водоймах з найбільш «чистою» водою, що містяться низькі концентрації біогенних і органічних речовин, кількість видів гідробіонтів звичайно нижча, ніж в тих водоймах, де органічні речовини, сполуки азоту і фосфору присутні в помірних концентраціях. Для багатьох водних організмів, що мешкають в мезо- і евтрофних водах, помірний рівень забруднення є нормальним станом місця існування. Частина таких видів цілком може служити індикаторами забруднення води органічними і біогенними речовинами.

Інша частина видів, що мешкають у вузьких межах умов навколишнього середовища не витримують навіть невеликого забруднення і зникають - такі види є хорошими індикаторами низьких рівнів забруднення.

У міру надходження органічних і біогенних речовин відбувається поступова зміна хімічного складу води, видового складу гідробіонтів, відбувається перебудова структури і функцій екосистеми в цілому. На початку процесу забруднення зміни в екосистемі незначні і зворотні. Надалі екосистема збільшує свою здатність до переробки речовин, що поступають, але до певної межі. Їх перевищення приводить до деградації і повного руйнування екосистеми.

Біоіндикатори стану водного середовища

Для біологічної індикації якості вод можна використовувати майже всі групи організмів, які населяють водойми: планктонні і бентосні безхребетні, найпростіші, водорості, макрофіти, бактерії. Організми, які зазвичай використовують як біоіндикатори, відповідальні за самоочищення водойми, беруть участь у створенні первинної продукції, здійснюють трансформацію речовин у водних екосистемах.

Склад і стан рослинності може вказати на наявність забруднювачів води в межах різноманітних промислових комплексів.

Наявність і розподіл водоростей - це надійний показник забруднення й санітарного стану вод у морях, ріках та озерах. Деякі види водоростей зникають у ході наближення до джерел забруднення, а інші (наприклад, морський салат *Ulva lactuca*) поширюються за підвищеного забруднення вод. У місцях витоку стічних вод залишається лише бідна флора полісапробіонтних водоростей, що витримують велику концентрацію органічних речовин у воді й тому є індикаторами дуже забруднених вод.

Водорості бентосу є ще точніші індикатори санітарного стану морських вод. У бухтах Чорного моря в чистих водах живуть десятки видів діатомей, що зникають у міру забруднення води. У разі слабого забруднення з'являються полісапробіонтні діатомеї (мелозіри та ін.) На максимальне забруднення води вказує масовий розвиток *Melosira moniliformis*.

Виявити присутність небезпечної забруднюючої речовини у водоймищі можна за допомогою проявів її токсичного ефекту на рибах.

Встановлено, що найбільша чутливість до дефіциту кисню збігається з чутливістю до органічного забруднення. Щодо стійкості до органічних забруднень і дефіциту кисню розрізняють індикаторні групи організмів:

полісапроби - організми, що витримують сильний ступінь дефіциту кисню (личинки комара *Chaoborus*, мухи-бджоловидки *Fristalis tenax*);

мезосапроби - витримують лише середній ступінь забруднення (інфузорія парамеція, карась, короп, лин);

олігосапроби - здатні витримати лише слабкий ступінь забруднення, вимогливі до кисню (форель, багато личинок мошок).

Потреба в кисні в різних видів риб неоднакова: у форелі - висока, яка становить $7-11 \text{ см}^3 / \text{л}$; у піскаря, коблика - середня ($5-7 \text{ см}^3 / \text{л}$); у плотви, йоржа - низька ($4 \text{ см}^3 / \text{л}$); у коропа, лина - наднизька ($0,5 \text{ см}^3 / \text{л}$).

Гідробіологічні показники якості води - кількісні та якісні характеристики груп водного населення, що використовуються для оцінки еколого-санітарного стану водних екосистем.

Якість води визначають, оцінюючи реакцію гідробіонтів на забруднення. Індикатори-гідробіонти - це зообентос, перифітон, зоопланктон і фітопланктон.

Зообентос - сукупність донних тварин, що живуть на дні або в ґрунті морських і прісних водоймищ. Стан зообентосу характеризує зміни водного середовища протягом тривалого часу. Вивчення зообентосу, відібраного в різних місцях водоймища, дає змогу одержати інтегральні оцінки якості води та ступеня забруднення донних відкладів.

Перифітон - поселення водних рослин і тварин на підводних скелях, камінні, річкових судах, палях та інших об'єктах. Дослідження перифітону застосовують для оцінювання усередненої якості води водного об'єкта протягом довготривалого періоду часу, а також встановлення фактів забруднення водного об'єкта (за рахунок накопичення токсикантів) у тому разі, якщо в момент спостереження вода вже повністю самоочистилася.

Зоопланктон - сукупність тварин, що населяють водну товщу та пасивно переносяться течіями. Зоопланктон - досить надійний індикатор якості води в малопроточних річках, озерах, водосховищах та ставках. Його досліджують для отримання характеристик якості води в пунктах спостереження за порівняно короткий період часу.

Фітопланктон - сукупність рослинних організмів, які населяють товщу води морських та прісних водоймищ і пасивно переносяться течіями. Фітопланктон характеризує якість водних мас, де проходив його розвиток, тому на водотоках забирають проби фітопланктону, які використовують для одержання інформації про рівень забруднення на ділянках, розміщених за течією вище від пунктів спостережень.

Оцінка якості води водойм і водотоків може бути проведена з використанням фізико-хімічних та біологічних методів. Біологічні методи оцінки - це характеристика стану водної екосистеми по рослинному і тваринному населенню водойми.

Будь-яка водна екосистема, перебуваючи в рівновазі з факторами зовнішнього середовища, має складну систему рухомих біологічних зв'язків, які порушуються під впливом антропогенних факторів. Перш за все, вплив антропогенних факторів, і зокрема, забруднення відбивається на видовий склад водних спільнот і співвідношення чисельності складають їх видів. Біологічний метод оцінки стану водойми дозволяє вирішити завдання, вирішення яких за допомогою гідрофізичних і гідрохімічних методів неможливо. Оцінка ступеня забруднення водойми за складом гідробіонтів дозволяє швидко встановити його санітарний стан, визначити ступінь і характер забруднення та шляхи його розповсюдження у водоймі, а також дати кількісну характеристику протікання процесів природного самоочищення.

Найбільш повно методи біотестування розроблені для гідробіонтів і дозволяє використовувати їх для оцінки токсичності забруднень природних вод, контролю токсичності стічних вод, експрес - аналізу в санітарно-гігієнічних цілях, для проведення хімічних аналізів у лабораторних цілях і вирішення цілого ряду інших завдань.

При скиданні у водоймище токсичних речовин, що містяться у промислових стічних водах, відбувається пригнічення і збіднення фітопланктону. При збагаченні водойм біогенними речовинами, що містяться, наприклад, у побутових стоках, значно підвищується продуктивність фітопланктону. У разі перевантаження водойм біогенними виникає бурхливий розвиток планктонних водоростей, офарблюючих воду в зелений, синьо-зелений, золотистий, буре або червоний кольори ("цвітіння" води). "Цвітіння" води настає за наявності сприятливих зовнішніх умов для розвитку одного, рідко двох-трьох видів. При розкладанні надлишкової біомаси, виділяється сірководень або інші токсичні речовини. Це може призводити до загибелі зооценозів водойми і робить воду непридатною для пиття. Багато планктонні водорості в процесі життєдіяльності нерідко виділяють токсичні речовини. Збільшення у водоймах вмісту біогенних речовин у результаті господарської

діяльності людини, що супроводжуються надмірним розвитком фітопланктону, називають антропогенним евтрофікуванням водойм.

Хорошим біоіндикатором є водорості Ностак сливоподібна. Наявність цього виду говорить про чисту воду. Перша ознака тривоги - подрібнення і порушення правильної округлої форми смарагдових "куль" цієї водорості.

Бурхливий розвиток інших синьо-зелених водоростей, наприклад, осцилятор - хороший індикатор небезпечного забруднення води органічними сполуками.

Кращий індикатор небезпечних забруднень - прибережне обростання, що розташовується на поверхневих предметах у кромки води. У чистих водоймах ці обростання яскраво-зеленого кольору або мають бурий відтінок. При надлишку у воді органічних речовин і підвищення загальної мінералізації обростання набувають синьо-зелений колір, тому що складаються в основному з синьо-зелених водоростей.

Хороші результати дає аналіз бентосних (придонних) безхребетних. Оцінка чистоти водойм робиться за переважанням, або відсутності тих чи інших таксонів. Фітопланктон найбільш поширена і добре вивчена з усіх екологічних груп водоростей. Склад фітопланктону має велику видову насиченість. Аналіз видового складу, достатку і кількісного розвитку видів фітопланктону входять у всі програми екологічного моніторингу водойм.

Вивчення фітопланктону водойм проводиться шляхом збору проб на встановлених станціях. Для визначення видового складу фітопланктону з проби на предметне скло наноситься крапля матеріалу, закривається покривним склом і аналізується під мікроскопом. Ідентифікація видів здійснюється за допомогою визначника.

Синьо-зелені водорості - прокаріотів, зустрічаються повсюдно і можуть мешкати в таких екстремальних біотопах, як гарячі джерела і кам'яністі пустелі.

Діатомові водорості - мікроскопічні організми, зустрічаються у всіх видах вод. Утворюють основну масу складу продуцентів у водоймі, вони є початком харчового ланцюга. Їх поїдають безхребетні тварини, деякі риби. Масове розвиток деяких діатомових водоростей може мати і негативні наслідки (впливають на якість води, викликають загибель личинок риб, забиваючи їм зябра). Багато діатомеї можна використовувати як індикатори якості води водойми.

Зелені водорості - один із самих великих відділів водоростей. Евгленові водорості - поширені виключно в прісних водоймищах, багаті органічними речовинами, в клітинах містять численні криваво-червоні гранули. При масовому розвитку ці види утворюють на поверхні води червоний наліт, деякі види викликають "цвітіння" води, фарбуючи її в коричневий колір.

Золотисті водорості - переважно прісноводні водорості, найчастіше зустрічаються в чистих водоймах. Зазвичай вони розвиваються в холодну пору року.

Дінофітові водорості - існують у прісних водах і в морях. Серед них існують паразити які знищують личинок устриць, види які виробляють отруту, смертельну для риб. Крім, того розкладаючись після свого масового розвитку, так званих "червоних припливів", вони можуть отруювати воду на багато кілометрів шкідливими продуктами розпаду, впливаючи на риб та інших водних тварин.

Таблиця 2.3. - Види забруднюючих речовин у воді

Характер запаху води	Речовини, що забруднюють воду
Хімічний	Промислові стічні води, хімічна обробка води
Хлорний	Вільний хлор
Вуглеводневий (нафтовий)	Стоки нафтоочисних заводів, АЗС
Затхлий	Органічні речовини
Лікарський	Феноли і йодоформ
Неприємний або сильно виражений неприємний	Сірководень - показник сильного забруднення води гниючими тваринними залишками
Огірковий, квітковий	Ароматичні вуглеводи
Гнильний	Застояні стічні води, затхлий
Землистий, прілий, свіжозораної землі, глиняний	Сира земля
Рибний	Риба, риб'ячий жир
Дерев'яний	Деревної кори, мокрої шіпки
Невизначений	Не підходить до жодного із названих

Підкреслюючи всю важливість методів біоіндикації як дослідження, необхідно відзначити, що біоіндикація передбачає виявлення забруднення навколишнього середовища, що вже відбулося або відбувається, по функціональних характеристиках особин і екологічних характеристиках співтовариств організмів. Поступові ж зміни видового складу формуються в результаті тривалого отруєння водойми, і явними вони стають у випадку у разі далеко йдучих змін. Для річок і струмків найбільш точні результати дає вивчення донних організмів (бентоса) і мешканців укорінених на дні водних рослин (перифітона), які, не переміщаючись разом з потоком, краще відображають загальну якість води, що протікає над ними. У стоячих водоймах разом з бентосом перспективне використання організмів - мешканців товщі води (планктону).

Для біоіндикації можуть використовуватися показники біосистем всіх рангів. Зазвичай, чим нижчий ранг біосистеми, використовуваної як біоіндикатор, тим більше точними можуть бути виводи про вплив чинників середовища і навпаки.

Для біоіндикації найбільш показові наступні характеристики

- * хімічний склад клітин;
- * склад, структура і ступінь функціональної активності феноменів;
- * структурно-функціональні характеристики клітинних органів;
- * розміри клітин, їх морфологічні характеристики, рівень активності;
- * гістологічні показники;
- * концентрації поллютантів в тканинах і органах;
- * частота і характер мутацій, канцерогенезу, потворності.

Найбільш зручним для неспеціаліста об'єктом біоіндикації є, мабуть, макрзообентос - макроскопічні (завдовжки більше 2 мм) безхребетні тварини, що мешкають на дні водойм і в заростях водних рослин. Це, головним чином, водні личинки і імаго комах, молюски, п'явки, малощетинкові черв'яки і вищі ракоподібні. Для їх збору в природі потрібний простий бентосний сачок з вічком 0,5-1 мм (можна застосовувати господарське сито з капроною сіткою) і пінцетом; визначення у ряді випадків ведеться неозброєним оком, в решті випадків застосовується застосування бінокюляра типу МБС.

Методи біологічної оцінки якості води

Індекс сапробності. Як приклад приведемо індекс сапробності в модифікації Сладечека, один з найбільш популярних в гідробіології і прийнятий на озброєння в Гідрометслужбі України:

$$\text{Ind } S = \sum (Sh) / \sum h.$$

де *h* - велика кількість кожного виду за 9-бальною шкалою, *K* - сапробність цього виду за 4-бальною шкалою (приведена в спеціальних довідниках). Як індикаторні види можуть використовуватися організми як бентоса, так і планктону.

Індекс Гуднайта-Уїтлея. Цей показник обчислюється дуже просто, якщо є кількісні дані по макробентосу. Він дорівнює відношенню, в %, чисельності малоцетинкових черв'яків (олігохет) до чисельності всього макробентоса. Вважається, що частка олігохет тим більша, чим сильніше забруднена вода і дно (більше органічних речовин). Індекс задовільно працює лише на м'яких ґрунтах (мулах і пісках), де взагалі можуть жити олігохети, і взагалі дуже чутливий до типу ґрунту.

Метод і індекс Вудвісса. Для біологічного аналізу забруднених вод по складу донних тварин найбільш простим і достатньо зручним представляється метод Вудвісса (1977), розроблений для р. Трент (Англія). Він заснований на зменшенні різноманітності фауни в умовах забруднення і на характерній послідовності зникнення з водойми різних груп тварин у міру збільшення забруднення. Цей метод припускає збір тільки якісних проб, без урахування великої кількості тварин, і допускає визначення тварин до рівня підрядів і родин.

Таблиця 1. - Обчислення індексу Вудвісса

Знайдені групи	Всього знайдено груп				
	0-1	2-5	6-10	11-15	>15
веснянки > 1 вида	-	7	8	9	10
1 вид	-	6	7	8	9
поденки > 1 вида	-	6	7	8	9
1 вид	-	5	6	7	8
ручайники > 1 вида	-	5	6	7	8
1 вид	4	4	5	6	7
бокоплав	3	4	5	6	7
водяний віслючок	2	3	4	5	6
трубочник або мотиль	1	2	3	4	-
види с повітряним диханням	0	1	2	-	-

Список груп Вудвісса:

планарії Tricladida (кожен вид), малоцетинкові черв'яки Oligochaeta, п'явки Hirudinea, молюски Mollusca, вищі ракоподібні Malacostraca, веснянки Plecoptera, поденки Ephemeroptera, ручейники Trichoptera (кожне сімейство), вислокрилка Sialis, личинки хірономід Chironomidae, личинки мошок Simuliidae, інші личинки двокрилих Diptera, водні жуки Coleoptera, водні клопи Heteroptera, водні кліщі Hydracarina.

Крім того, за окремі групи Вудвісс запропонував вважати олігохету Nais, поденку Baetis rhodani і хірономіду Chironomus thummi; проте, визначити ці таксони для неспеціаліста важко.

Значення індексу Вудвісса змінюється від 0 (найбільш забруднена вода) до 10 (вода вищої якості). Для обчислення індексу потрібно знайти відповідний рядок в таблиці 1 (рухаючись по ній зверху вниз - тобто саму верхню з відповідних рядків). Потім підрахувати загальне число знайдених груп із списку, що додається, і по правій частині таблиці знайти значення індексу.

Наприклад, в пробі не зустрінито личинок веснянок, але зустрінито 1 вид личинок поденок. Значить, нас цікавить 4-й зверху рядок в таблиці. Допустимо, крім того в пробі знайдені п'явки, равлики, водяний ослик, 2 сімейства ручейників і хірономіди - всього (рахуючи поденку) 7 груп. Відповідно, індекс Вудвісса дорівнює 6.

Загальне число груп Вудвісса потенційно досить велике (за рахунок необмеженого числа видів планарій і великого числа сімейств ручейників. На практиці, проте, число цих груп в пробі рідко перевищує 15. При неможливості визначення сімейств ручейників і видів планарій можна рахувати окремо кожен їх нову форму (зокрема, планарій різних кольорів і ручейників з різними типами хаток). Метод досить чутливий до об'єму проби (у загальному випадку рекомендується виловити не менше 50 тварин, інакше значення індексу може бути занижене).

Метод і індекс Вудвісса призначений для річок, проте застосовується для оцінки сапробності самих різних водойм, для яких не розроблено адекватніших показників. Слід враховувати: у стоячих водоймах значення індексу нижче, ніж в протічних, а на м'яких ґрунтах (мулі, піску) в тому ж водоймі набагато нижчий, ніж на каменях, корчах і макрофітах. Індекс порівняно непогано відображає рівень сильних і дуже сильних забруднень, але малочутливий до слабких і середніх забруднень, особливо на жорстких ґрунтах. Так, для швидкої річки з кам'янистим дном в індекс Вудвісса коливається від 7 до 9 навіть при значних органічних забрудненнях. Це зв'язано, насамперед, з наявністю стійких до забруднення видів навіть серед личинок веснянок (*Nemoura cinerea*, *Nemurella pictetii*) і поденок (*Baetis vernus*, *Heptagenia sulphurea*).

Метод Ніколаєва. Для малих і середніх річок відома шкала і метод оцінки якості вод Ніколаєва (1992). Він є, по суті, спрощеним варіантом оцінки сапробності по Пантле-Букку. Цей метод припускає збір якісних даних зі всіх донних субстратів річки, і визначення безхребетних до родів або сімейств. По Ніколаєву, річкові води діляться на 6 класів за якістю (приблизно відповідні градаціям сапробності):

- 1 - дуже чисті (ксеносапробні)
- 2 - чисті (олігосапробні)
- 3 - помірно забруднені (β-мезосапробні)
- 4 - забруднені (α-мезосапробні)
- 5 - брудні (β-полісапробні)
- 6 - дуже брудні (α-полісапробні).

Таблиця 2. - Визначення класів якості вод по Ніколаєву

	Класи якості вод					
Таксони	1	2	3	4	5	
Ручайник <i>Rhyacophila</i>	*	*				
Веснянки, крім <i>Nemoura</i>	*	*				
Личинка мухи <i>Atherix</i>	*	*				
Бокоплави <i>Gammarus</i>	*	*	*			
Губки		*	*			
Беззубки (<i>Anodonta</i> , <i>Pseudoanodonta</i>)		*	*			

Зяброві равлики (<i>Viviparus, Bithynia, Valvata</i>)		*	*			
Річкові раки (<i>Astacus, Pontastacus</i>)		*	*			
Ручайники: <i>Neureclipsis, Molanna, Brachycentrus</i>		*	*			
Бабки: <i>Calopteryx, Plathycnemis</i>		*	*			
Одноденки: <i>Ephemera, Polymitarcys</i>		*	*			
П'явки: <i>Glossiphoniidae</i>		*	*	*		
Перловиці (<i>Unio, Crassiana</i>)		*	*	*		
Водяні клопи		*	*	*		
Одноденки: <i>Heptageniidae</i>		*	*	*		
Вислокрилка <i>Sialis</i>		*	*	*		
Мошки <i>Simuliidae</i>		*	*	*		
Ручайники: <i>Hydropsyche, Anabolia</i>			*	*		
Бабки: <i>Gomphidae</i>			*	*		
П'явки: <i>Erpobdella, Haemopis, Piscicola</i>			*	*		
Горошинки та шарівки (<i>Pisidiidae</i>)			*	*		
Водяний ослик <i>Asellus aquaticus</i>			*	*	*	
Трубочник (<i>Tubificidae</i>), в масі				*	*	
Мотиль (<i>Chironomus</i>), в масі				*	*	
Личинка мухи <i>Eristalis</i> (криска)				*	*	
Значимість кожного таксону	25	6	5	7	20	

При оцінці за методом Ніколаєва потрібно для кожного класу якості вод в таблиці 2 підрахувати число знайдених таксонів; помножити його на значущість таксона (останній рядок таблиці 2); вибрати клас якості вод, що набрав найбільше число балів. Осібно стоїть 6-й клас якості вод, в якому макробентос не повинен зустрічатися взагалі (що і є критерієм приналежності до цього класу).

Метод Ніколаєва задовільно працює для річок шириною 7-10 і більше метрів (тобто окрім найменших), для середніх і сильних забруднень. До слабких забруднень він малочутливий. Не рекомендується застосовувати його і для стоячих водойм, в яких більшість використаних таксонів-індикаторів не зустрічаються взагалі.

Метод оцінки забруднення по літореофілам

Спеціально для оцінки низьких рівнів забруднення струмків і малих річок (шириною від 1 до 10 метрів) пропонується наступний метод і індекс. Він також припускає збір якісних даних по макробентосу, причому з щільних субстратів (переважно каменів, у гіршому разі корчів і листового опаду). Ці субстрати населяють **літореофіли** - види, найбільш вимогливі до вмісту кисню у воді і чутливі до замулювання. Визначення потрібно

вести до сімейств або родів. Як індикаторні таксони використовуються личинки комах (веснянок, поденок і ручейників) і деякі п'явки. Індикаторні таксони розбиті на дві групи (таблиця 3): А (чутливі до забруднення і нестачі кисню) і В (стійкі до нестачі кисню і збільшуючі велику кількість при органічному забрудненні і замулюванні).

Таблиця 3. - Літореофіли - індикатори забруднення

Чутливі таксони (група А)	Стойкі таксони (група В)
Веснянки: сім. <i>Perlodidae</i>	Веснянки: <i>Nemoura</i> (<i>Nemuridae</i>)
сім. <i>Capniidae</i>	Одноденки: сім. <i>Baetidae</i>
сім. <i>Leuctridae</i>	сім. <i>Caenidae</i>
Одноденки: <i>Ecdyonurus</i> (<i>Heptageniidae</i>)	<i>Heptagenia</i> (<i>Heptageniidae</i>)
<i>Habrophlebia</i> (<i>Leptophlebiidae</i>)	Ручайники: сім. <i>Leptoceridae</i>
Ручайники: сім. <i>Rhyacophilidae</i>	<i>Hydropsyche</i> (<i>Hydropsychidae</i>)
сім. <i>Goeridae</i>	<i>Neureclipsis</i> (<i>Polycentropodidae</i>)
сім. <i>Glossosomatidae</i>	<i>Limnephilus</i> (<i>Limnephilidae</i>)
<i>Polycentropus</i> (<i>Polycentropodidae</i>)	П'явки: <i>Erpobdella</i> (<i>Erpobdellidae</i>)
<i>Potamophylax</i> (<i>Limnephilidae</i>)	сім. <i>Glossiphoniidae</i>

Для визначення індексу потрібно підрахувати в пробі число чутливих до забруднення таксонів (А) і стійких (В).

Якщо $A+B = 5$ або більше, оцінюємо А/В.

А/В дорівнює 5 і більше: водойма дуже бідна органічною речовиною сама по собі, і без слідів забруднення людиною. У середній смузі такі зустрічаються у край рідко.

3-5: водойма незабруднена, така, що несе природний "фон" органічної речовини. Такі більшість швидких річок і струмків середньої смуги в лісових масивах без населених пунктів.

2-3: водойма несе слабе, зазвичай непряме антропогенне забруднення, або природний "фон" органіки підвищений (вирубки в оточуючому лісі, часткове заболочування долини, боброві запруди і тому подібне).

1-2: у наявності помітне, але не сильне антропогенне забруднення.

0.5-1: забруднення середньої сили.

0-0.5: сильне забруднення, з великою вірогідністю має промисловий характер; починаючи з цього рівня рекомендується використовувати інші методи.

Відповідність різних показників

Оскільки всі приведені вище індекси і методи покликані вимірювати одне і те ж, їх величини повинні відповідати один одній, що і показане в таблиці 4. На практиці, через складність природи і недосконалості будь-якої з описаних методик, ця відповідність спостерігається далеко не завжди. Порівнювати оцінки, отримані за допомогою різних методів, потрібно з великою обережністю.

Таблиця 4. - Відповідність різних індексів якості води

Клас вод по Ніколаєву	Характеристика сапробності	індекс Пантле-Букка	Індекс Гуднайта-Уїггеля, %	індекс Вудвісса*	індекс літореофілів

1 - дуже чисті	Ксеносапробні	< 1.0	0-20	8-10	> 3
2 - чисті	Олігосапробні	1-1.5	21-35	5-7	2-3
3 - помірно забруднені	б-мезосапробні	1.5-2.5	36-50	3-4	1-2
4 - забруднені	а-мезосапробні	2.5-3.5	51-65	1-2	0-1
5 - брудні	б-полісапробні	3.5-4.0	66-85	0-1	-
6 - дуже брудні	А-полісапробні	> 4.0**	86-100**	0**	-

* - для м'яких ґрунтів (для твердих істотно вище).

** - макробентос може бути відсутнім взагалі.

Тема 8. Біоіндикація стану ґрунтів

План

Зміна кислотності ґрунтів, рослини-індикатори кислотності і багатства ґрунтів.

Механічний склад ґрунтів, літоіндикатори.

Показники та індикатори ґрунтової родючості.

Індикація засоленості ґрунтів.

Індикація типів ґрунтів.

Ґрунт – це особливе органо-мінеральне природне утворення, яке виникло як внаслідок пливу живих організмів на мінеральний субстрат і розкладу мертвих організмів, так і за рахунок впливу природних вод і атмосферного повітря на поверхневі горизонти гірських порід у різних умовах клімату і рельєфу в гравітаційному полі Землі.

З іншого боку, ґрунт – це найбільш малорухоме природне середовище порівняно, наприклад, з атмосферою або поверхневими водами. Міграція забруднювальних речовин в ґрунті протікає відносно повільно. Як наслідок цього, високі рівні забруднення ґрунтів деякими речовинами локалізуються в місцях їх викиду у зовнішнє середовище.

Окрім того, можлива поступова зміна хімічного складу ґрунтів, порушення єдності геохімічного середовища та живих організмів.

Найбільш інтенсивним шляхом переносу забруднень, які потрапляють на ґрунт, може бути перенесення з атмосферним повітрям у випадку потрапляння забруднень з ґрунту в атмосферу через випаровування або разом з пилом. Іншим відносно швидким шляхом розповсюдження забруднювачів є змив їх стічними водами. Але далеко не всі ці механізми переносу грають суттєву роль у забрудненні ґрунтів. Під впливом фізико-хімічних факторів і, головним чином, в результаті діяльності мікроорганізмів, відбувається розкладання забруднювальних речовин органічного складу. У ряді випадків (забруднення ґрунтів бенз(а)піреном, пестицидами та іншими речовинами) можливе навіть встановлення рівноваги між надходженням на ґрунт та їх розкладанням у ґрунті.

Загальне **оцінювання ступеня забруднення** ґрунтового покриву можна проводити за критеріями, які виділяють *слабко-*, *середньо-* і *сильно* забруднені ґрунти.

У *слабкозабруднених ґрунтах* вміст забруднюючих речовин (ЗР) не перевищує ГДК або фонове значення. У *середньозабруднених* – перевищення ГДК (фону) незначне і не призводить до істотних змін властивостей ґрунтів. У *сильно забруднених ґрунтах* вміст ЗР у кілька разів перевищує ГДК (фон), що істотно позначається як на властивостях ґрунтів, так і на якості сільськогосподарської продукції.

Іноді проводять оцінювання за ступенем забруднення окремими ЗР (важкими металами, нафтою і нафтопродуктами, бенз(а)піреном тощо).

Нафтопродукти. Ґрунти вважаються забрудненими, коли концентрація нафтопродуктів (НП) у них досягає такої величини, при якій починаються негативні екологічні зміни в НПС: порушується екологічна рівновага в ґрунті, гине ґрунтова біота, падає продуктивність чи настає загибель рослин, відбувається зміна морфології, водно-фізичних властивостей ґрунтів, падає їх родючість, створюється небезпека забруднення підземних і поверхневих вод. Небезпечним рівнем забруднення ґрунту вважається рівень, що перевищує межу **потенціалу самоочищення**.

У деяких країнах прийнято вважати верхнім безпечним рівнем (*H*) вміст НП у ґрунті 1 – 3 г/кг; початок серйозної екологічної шкоди (*K*) – при вмісті 20 г/кг і вище.

З огляду на фізико-географічні умови України (а також характер землекористування), що впливають на процеси самоочищення при забрудненні природного середовища НП, для практики проведення робіт з детоксикації НП у ґрунті доцільно прийняти такі ступені градації забруднення ґрунтів НП (з урахуванням кларку):

- *незабруднені ґрунти* – до 1,5 г/кг;
- *слабке* забруднення – від 1,5 до 5 г/кг;
- *середнє* забруднення – від 5 до 13 г/кг;
- *сильне* забруднення – від 13 до 25 г/кг;

– дуже сильне забруднення – більше 25 г/кг.

Слабке забруднення може бути ліквідоване в процесі самоочищення ґрунту в найближчі 2-3 роки, середнє – протягом 4-5 років. Початком серйозної екологічної шкоди є забруднення ґрунту НП у концентраціях, що перевищують 13 г/кг, при цих концентраціях починається міграція НП у підґрунтові води, істотно порушується екологічна рівновага в ґрунтовому біоценозі. Вважається, що концентрації, менші 5 г/кг, відповідають зоні екологічної норми (Н), 5-13 г/кг – ризику (Р), 13-15 г/кг – кризи (К) і більш 25 г/кг – зоні лиха (Л).

Слід зазначити, що ступінь забруднення ґрунтового покриву НП не завжди відбивається на їх транслокації (відповідно і на якості сільськогосподарської продукції), що, очевидно, пов'язано з гідрофобністю більшості вуглеводних і неуглеводних фракцій.

Рослинні тест-системи (Н.Р. Джюра, 2011) є досить надійними та зручними у встановленні ступеня токсичності певних забруднювачів, також вони дають змогу оцінити сумарний ефект дії різних видів забруднювачів, у тому числі для оцінки ступеня деградації ґрунтових екосистем, що зазнають різнопланово антропогенного впливу. Найбільш інформативними даними щодо екологічної небезпеки **нафтопродуктів** для ґрунтової екосистеми є визначення **фітотоксичності** – здатності ґрунту чинити пригнічувальний вплив на рослини, що призводить до порушення фізіологічних процесів, погіршення якості рослинної продукції.

Вплив нафтового забруднення на рослинні організми відбувається двома шляхами: безпосередньо (внаслідок проникнення компонентів нафти через кореневу систему або продихи листків і включення їх у метаболізм) і опосередковано (через зміни фізико-хімічного складу ґрунту та порушення його біотичних властивостей).

Безпосередній вплив нафти на рослинний покрив виявляється в тому, що сповільнюється ріст рослин, порушуються функції фотосинтезу і дихання, відзначаються різні морфологічні порушення, сильно страждають коренева система, листки, стебла та репродуктивні органи.

Для діагностування й оцінки токсичності нафтозабруднених ґрунтів зазвичай враховуються такі показники, як висота рослин, кількість, довжина і ширина листків, довжина черешків, кількість і довжина пагонів, кількість квіток, розміри частин оцвітини, кількість плодів і насінин у плоді, загальна маса рослини і маса окремих її частин тощо. Фізіолого-біохімічні та цитогенетичні параметри рослинних тест-систем є придатними для кількісної оцінки дії факторів в умовах техногенного забруднення. Біоіндикацію нафтозабруднених ґрунтів у агроекосистемах проводять на основі реакцій сільськогосподарських рослин із різною чутливістю до даного фактора.

Наприклад, стійкими до забруднення ґрунту нафтою є осока шорстковолосиста (*Carex hirta*) та біб кінський або біб звичайний (*Faba bona* або *Vicia faba* L.). Дослідженнями виявлено вплив нафти на характер опушення верхньої частини листків *C. hirta*: на забруднених нафтою площах спостерігали форми з гладенькими неопушеними листками та блискучою поверхнею, а на контрольних ділянках – листки опушені, мали матову поверхню; у дослідних рослин *C. hirta* спостерігали аномалії при утворенні продихів (злиття двох-трьох продихів). За дії нафтового забруднення ґрунту (50 г/кг) збільшувалася кількість продихів на листовій поверхні дослідних рослин, зокрема у *V. faba* майже на 43%, у *C. hirta* – на 13% щодо контролю. Проте за дії сильного нафтового забруднення (100 г/кг ґрунту) спостерігали зменшення кількості продихів на одиницю площі листка: у *V. faba* на 18%, у *C. hirta* – на 15% щодо контролю.

Тест-реакції фіторемедіантів (табл. 1) є чутливими до дії нафти, тому їх доцільно використовувати як тест-системи при фітоіндикації нафтозабруднених територій, а рослини *C. hirta* і *V. faba* – для відновлення нафтозабруднених ґрунтів.

Оперативну інформацію про фітотоксичність забрудненого ґрунту можна отримати, використовуючи як тест-об'єкти насіння та проростки рослин. Тест-функції, що використовують у біотестуванні, досить різноманітні: динаміка проростання насіння, відсоток схожості, довжина головного і бічних коренів, довжина пагона тощо. На їх основі визначають **фітотоксичний ефект** ґрунту.

Для порівняння токсичності за ростовим тестом фітоіндикатора розроблена шкала рівнів токсичності ґрунтів (табл. 2).

Таблиця 1. Рослинні тест-системи *Carex hirta* L. та *Faba bona* Medic. (*Vicia faba* L.) в умовах забруднення ґрунту нафтою

Тест-системи	Морфологічні та біометричні параметри
Насіння <i>V. faba</i>	Схожість насіння за дії різних концентрацій нафти і нафтопродуктів
Цілісна рослина <i>C. hirta</i> і <i>V. faba</i>	□□біомаса рослин; □□виживаність рослин у польових та лабораторних умовах
Вегетативні органи рослин	□□довжина кореневищ <i>C. hirta</i> ; □□висота пагонів рослин <i>C. hirta</i> і <i>V. faba</i>
Листки рослин <i>C. hirta</i> і <i>V. faba</i>	□□довжина і ширина листкової пластинки; □□кількість продихів на одиницю поверхні листка; □□вміст фотосинтетичних пігментів; □□наявність хлорозів, некрозів тощо; □□характер опушення листкової пластинки <i>C. hirta</i>

Таблиця 2. Шкала рівнів токсичності ґрунтів

Рівні пригнічення ростових процесів (фітотоксичний ефект), %	Рівень токсичності
0–20	Відсутність або слабкий рівень токсичності
20,1–40	Середній рівень
40,1–60	Вище середнього рівня
60,1–80	Високий рівень
80,1–100	Максимальний рівень

У біотестуванні основним параметром оцінки забруднення виступає не концентрація поллютанта, а реакція та відповідь живого організму. Перевагою біотестування токсичності забрудненого середовища є врахування впливу антагоністичних і синергічних взаємодій поллютантів, оцінка сумісної біологічної активності впливу фізико-хімічних факторів на біоту.

Проведено оцінку токсичності нафтозабруднених ґрунтів методами фітотестування. Встановлено залежність „концентрація-ефект” між пригніченням росту коренів і пагонів досліджуваних фітотестів – льону звичайного (*Linum usitatissimum* L.) і соняшника однорічного (*Helianthus annuus* L.) та ступенем нафтового забруднення на проміжку 5–15% нафти (рис. 1). Виявлено специфічність і чутливість даних фітотестів, що вказує на можливість їх використання для біомоніторингу нафтозабруднених ґрунтів.

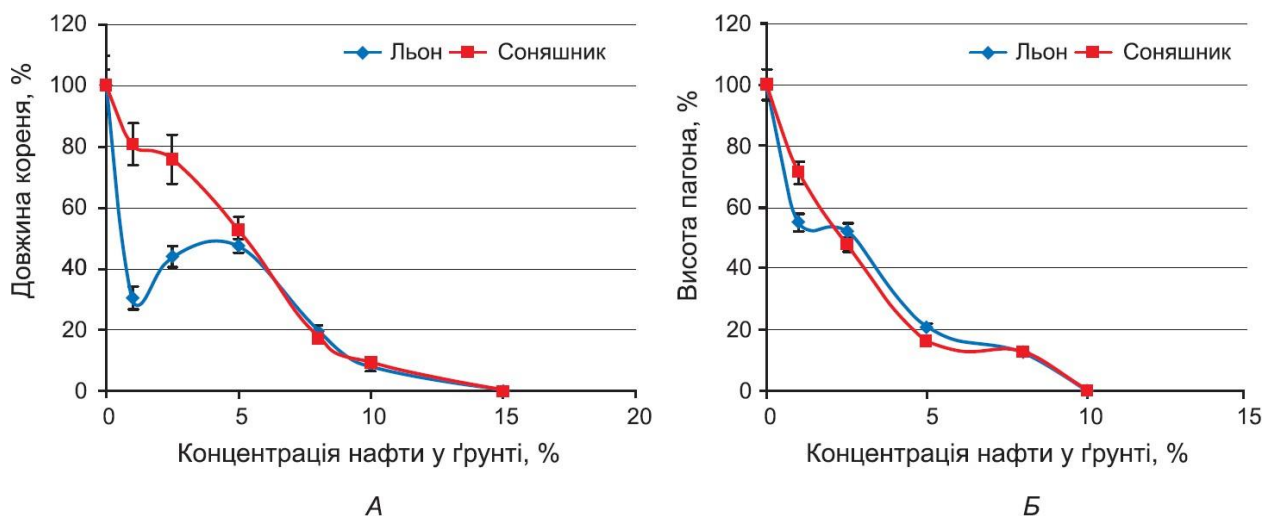


Рис. 1. Залежність довжини коренів (А) і висоти пагонів (Б) *Linum usitatissimum* L. та *Helianthus annuus* L. від концентрації нафти у ґрунті [11]

Біомоніторинг ґрунтів

На основі екологічної характеристики організмів, тобто їх реакцій на вплив факторів середовища, виокремлюють *еврибіонти* - види з широкою адаптаційною здатністю, які можуть жити при різних значеннях фактору, і *стенобіонти* - види з низькою адаптаційною здатністю, життєдіяльність яких обмежена вузьким діапазоном змін певного фактора. Саме стенобіонти (організми або їх угруповання), життєві функції яких тісно корелюють з певними чинниками середовища використовують для біоіндикації ґрунту.

На основі дослідження рослинного покриву можна визначити основні складові ґрунтів (рухомі сполуки основних елементів живлення рослин Ca, N, P, S, K, Mg), оскільки певні види рослин домінують у місцевостях з відповідним складом ґрунту. Наприклад, *нітрофіти* (азотолюби) можна вважати надійними індикаторами ґрунту, збагаченого азотом, до них відносять берест, черемху, бузину, бруслину європейську. Найбільше їх росте на землях з підвищеним вмістом нітратів, дуже рідко вони трапляються на бідних азотом землях. Домінування різних *рослин-галофітів* (солестійких) пов'язано з засоленістю ґрунтів різними йонами. Певні види рослин відображають якісний склад катіонів у поглинаючому комплексі ґрунту.

Фітоіндикацію широко застосовують при визначенні кислотності ґрунтів. Так, на дуже кислих ґрунтах (рН = 3- 4,5) ростуть крайні ацидофіли (надають перевагу кислим ґрунтам), до яких належать сфагнум, плавун булавовидний; на кислих ґрунтах (рН 4,5-6,0) - помірні ацидофіли (калюжниця болотна, їдкий і повзучий жовтець); на слабо кислих ґрунтах (рН 5,0-6,7) - слабкі ацидофіли (медунка, купина багатоквіткова, анемона жовтецева).

Теоретичною передумовою застосування ґрунтов-зоологічного методу з метою діагностики ґрунтів сформульоване М.С. Гиляровим у 1949 р.

Тварини – індикатори забруднення ґрунту

Популяції та комплекси видів ґрунтових тварин відзначаються стабільністю і стійкістю навіть за дуже несприятливих змін в екосистемі, тому на землях, активно використовуваних людиною, ґрунтові тварини лишаються останньою групою, за якою оцінюють ступінь впливу людини на біоту. Цьому сприяють особливості ґрунту як середовища існування.

Різноманіття ґрунтових тварин дуже велике, тому вибір об'єктів серед них повинен бути обмеженим. Якщо це стосується видів, то до них ставиться цілий ряд вимог. Перевага віддається великим ґрунтовим безхребетним, багато з яких мешкає в досить широкому діапазоні екологічних умов. Середовище існування представників цієї групи - не найменше скупчення ґрунтової вологи, не порожнини і ходи в ґрунті, а весь ґрунт як середовище. Тому зв'язок зі змінами ґрунтових умов, хімізму ґрунтових розчинів, гумусу у великих ґрунтових тварин набагато тісніший, ніж у дрібних. Ареали багатьох видів добре відомі, і їх популяції на протязі всього ареалу мають досить високу чисельність. Важливе й те, що серед великих безхребетних багато видів-поліфагів, слабо пов'язаних із певною групою рослин чи тварин у своєму живленні. Серед них для моніторингу найбільш зручні представники таких груп: дощові черв'яки, ковалики та їх личинки, великі хижі туруни, деякі види мокриць і диплоподів.

Високий ступінь осілості цих груп, широка харчова база, достатня вивченість особливостей екології, розподілу, розміри ареалів, висока чисельність у різних місцях уможливають використання видів із цих груп як основних об'єктів екологічного моніторингу.

Популяції ґрунтових тварин чутливі до змін, які відбуваються в екосистемах і ґрунтовій біоті, і реагують в основному зменшенням кількості видів, чисельності та біомаси популяцій, зникненням характерних для екосистем видів і появою еврибіонтних форм. У сильно пошкоджених екосистемах популяції ґрунтових тварин, у першу чергу мікроартроподів, залишаються останнім «уламком» тваринного світу, що колись існував. Водночас у результаті господарської діяльності людини виникає велика кількість екосистем, у яких немає багатьох груп ґрунтової фауни, головним чином ґрунтоутворювачів, таких як дощові черв'яки, ківсяки, мокриці. Такі зміни в комплексах помітні на ділянках, що на них людина безпосередньо здійснює господарську діяльність.

Рослини – індикатори родючості ґрунтів

Повний аналіз ґрунту вимагає багато часу та праці. Однак багато особливостей ґрунту, в тому числі і родючість, можна визначити за рослинами-індикаторами, які його ростуть в ньому. Так наприклад, про високу родючість свідчать такі рослини: малина, кропива, іван-чай, таволга, снить, чистотіл, копитняк, кислиця, валеріана.

Індикатори помірної (середньої) родючості: медунка, дудник, грушанка, гравілат річковий, вівсяниця лугова, купальниця, вероніка довголиста. Про низьку родючість свідчать сфагнові (торф'яні) мохи, наземні лишайники, котяча лапка, брусниця, журавлина, ситник ниткоподібний, запашний колосок. Байдужі до ґрунтової родючості жовтець їдкий, пастуша сумка. Маловимоглива до ґрунтової родючості сосна звичайна.

Таблиця 3.7. - Біоіндикатори родючості ґрунтів

рівень родючості	Біоіндикатори	
	на луках	в лісах
Дуже високий	Чина лучна, стоколос безостий, таволга, осока лисяча	Малина, кропива, іван-чай, таволга, чистотіл, копитняк, кислиця, валеріана
Помірний (середній)	Костриця лучна, лисохвіст луговий, щучка дерниста, купальниця, вероніка довголиста	Майник дволистий, медунка, дудник, грушанка, купальниця, гравілат річковий
Низький	Білоус, ситник нитковидний, запашний колосок, котяча лапка	Сфагнові мохи, наземні лишайники, чорниця, брусниця, журавлина

Рослини – індикатори забезпеченості ґрунту певними елементами

Про високий вміст азоту свідчать рослини-нітрофіли - іванчай, малина, кропива; на луках і ріллі - розростання пирію, споришу (горця пташиного). При хорошому забезпеченні азотом рослини мають інтенсивно-зелене забарвлення.

Навпаки, нестача азоту проявляється блідо-зеленим забарвленням рослин, зменшенням гіллястості і числа листя. Високу забезпеченість кальцієм показують кальцієфіли: багато бобових (наприклад люцерна серповидна), модрина сибірська. При нестачі кальцію панують кальцієфоби - рослини кислих ґрунтів: щучка (луговик дернистий), квас, сфагнум та ін. Ці рослини стійкі до шкідливої дії іонів заліза, марганцю, алюмінію.

Таблиця 3.2. - Зовнішні ознаки хвороб рослин при нестачі або надлишку поживних речовин

Речовин	Недостача	Надлишок
Азот (N)	Уповільнення росту. Пожовтіння, побуріння й засихання листя. Одеревіння стебел. Зменшення розміру квіток.	Побуріння листя (обпалені краї) і їх загибель Скорочення періоду вегетації
Калій (K)	Поява «крайового опіку» нижнього листя. Ослаблення рослин. Блакитно-зелене листя плодкових і ягідних культур	Утворення на плодах гіркого слизу
Фосфор (P)	Бурі плями між жилками листя Засихання листя. Ослаблення росту. Фіолетово-червоне забарвлення стебла, гілок і нижньої сторони листя Загинання листя вгору Квітки дрібні, опадаючі	Зменшення вегетаційного періоду Зниження врожаю
Кальцій (Ca)	Припинення росту й розвитку коріння. Верхнє листя білясте, нижнє - зелене. Відмирання вегетаційних точок росту.	Стимуляція розвитку не тільки корисних, але й шкідливих мікроорганізмів
Магній (Mg)		Листя злегка темніє і трохи зменшується; іноді спостерігається згортання й зморщування молодих листочків, на пізніх стадіях росту кінці їх втягуються і відмирають, особливо при ясній погоді
Хлор (Cl ₂)		Загальне огрубіння рослин, листя маленьке, тьмяно-зелене, стебла тверді, у деяких рослин на більш старому листі з'являються пурпурно-коричневі плями, що викликає його опадання
Сірка(S)		Загальне огрубіння рослин, листя маленьке, тьмяно-зелене, стебла тверді, пізніше листя може скручуватися всередину й покривається наростами, краї його стають коричневими, потім блідо-жовтими

Таблиця 3.1. - Зовнішні ознаки хвороб рослин при надлишку мікроелементів

М/елемент	Зовнішні ознаки хвороб рослин
Залізо (Fe)	Тканина без некрозів; хлороз розвивається між жилками молодих листочків, жилки залишаються зеленими, пізніше весь листок стає жовтим або білуватим, що подібно з голодуванням
Марганець (Mn)	Перші ознаки з'являються на молодих рослинах, ураження місцеве. Тканина некротична, хлороз розвивається між жилками молодих листочків, перетворюючи їх у жовті або білуваті з темно-коричневими або майже білими некротичними плямами, листя викривляється й зморщується (у цьому основна відмінність від голодування)
Кобальт (Co)	У деяких рослин уздовж основних жилок листя з'являються прозорі, наповнені водою ділянки; між жилками розвивається некроз; пізніше листя стає коричневим й обпадає
Цинк (Zn)	Тканина некротична, хлороз листя, молоді листочки жовтіють; верхівкові бруньки відмирають, більш старе листя може обпадати без зів'янення, жилки знебарвлюються в червоний або чорний кольори (на ранніх стадіях ушкодження подібно з дефіцитом заліза). Перші ознаки з'являються на молодих рослинах, при цьому уражується вся рослина
Мідь (Cu)	Слабкий розвиток коріння, хлороз молодого листя, жилки залишаються зеленими
Бор (B)	Хлороз кінців і країв листя, що поширюється всередину, особливо між жилками, поки все листя не стає блідо-жовтим або білуватим; опіки країв листя і некроз із закручуванням країв, опадання листя

Рослини – індикатори водного режиму ґрунтів

Індикаторами різного водного режиму ґрунтів є рослини-гігрофіти, мезофіти, ксерофіти.

Вологолюбні рослини (гігрофіти) - мешканці вологих, іноді заболочених ґрунтів: лохина, багно, морощка, білозір, калюжниця, герань лугова, очерет лісовий, шабельник болотний, горець зміїний, м'ята польова, чистець болотний.

Таблиця 3.4. - Біоіндикатори вологості ґрунтів

Місцеперебування	Біоіндикатори
Сухе місце існування	Ксерофіти (сухлюбиві) котяча лапка, ястребинка волосиста, очиток, материнка, рокитник, сон-трава, мучниця, наземні лишайники, мітлиця біла
Забезпечені вологою місця, але не сирі і не заболочені	Мезофіти - велика частина лугових трав: тимофіївка, лисохвіст луговий, пирій повзучий, конюшина лугова, копитняк, плаун, дрібні зелені мохи, кислиця, золота різка, брусниця, костяниця
Вологі, іноді сирі та заболочені ґрунти	Гігрофіти (вологолюбиві) - білозір, калюжниця, комиш лісовий, шабельник болотний, м'ята польова, чистець болотний, багно, лохина, росичка, сфагнум, очерет

Рослини досить забезпечених вологою місць, але не сиріх і не заболочених - мезофіти. Це велика частина лугових трав: тимофіївка, лисохвіст луговий, пирій повзучий, конюшина лучна, горошок мишачий, волошка фрігійська. У лісі це брусниця, костяниця, копитняк, золота різка, плауни.

Рослини сухих середовищ (ксерофіти): котяча лапка, нечуйвітер волосистий, ковила пірчаста, мучниця, мітлиця біла, наземні лишайники.

Рослини – індикатори глибини залягання ґрунтових вод

Встановлення показників глибини залягання ґрунтових вод має значення для уточнення властивостей ґрунтів і для вироблення рекомендацій щодо їх меліорації. Для індикації глибини залягання ґрунтових вод можна використовувати групи видів трав'янистих рослин (індикаторні групи). Для лугових ґрунтів виділяється 5 груп індикаторних видів.

Крім названих груп рослин, є перехідні види, які можуть виконувати індикаторні функції, наприклад мятлик луговий може бути включений як в першу, так і в другу групи. Він вказує залягання води на глибині від 100 до понад 150 см. Хвощ болотний - від 10 до 100 см і калужниця болотна - від 0 до 50 см.

Глибина ґрунтових вод:

- I. Конюшина лучна, подорожник великий, пирій повзучий - більше 150 см.
- II. Мітлиця біла, костриця лучна, горошок мишачий - 100-150 см.
- III. Таволга в'язолиста, канаркова трава - 50-100 см.
- IV. Осока лисяча, осока гостра, куничник Лангсдорфа - 10-50 см;
- V. Осока дерниста, осока пухирчаста - 0-10 см.

Таблиця 3.5. - Біоіндикатори глибини залягання ґрунтових вод

Глибина ґрунтових вод, см	Біоіндикатори
010	Осока дерниста, осока пухирчаста, очерет
1050	Осока лисяча, осока гостра, куничник Лангсдорфа
50100	Таволга в'язолиста, канаркові трави
100150	Мітлиця біла, костриця лучна, горошок мишачий, чина лугова
Більше 150	Стоколос безостий, конюшина лугова, подорожник великий, пирій повзучий

Рослини – індикатори кислотності ґрунтів

Таблиця 3.6. - Біоіндикатори кислотності ґрунтів

ґрунти	Біоіндикатор
Кислі (рН менше 5,0)	Білоус, запашний колосок, щавель малий, хвощ, журавлина, лохина, сфагнум, верес, зелені мохи, сфагнум плаун
Слабокислі (рН 5,1-5,5)	Ромашка непахуча, манжетка, метлиця польова, куничник ланцетний, шучка, жовтець їдкий
Нейтральні, близькі до нейтральних (рН 5,5-7,0)	Лисохвіст луговий, цикорій, костриця лугова, тонконіг луговий, борщівник сибірський, тимофіївка лучна, конюшина лугова, яглиця європейська, мильнянка лікарська
Лужні (рН більше 7,0)	Бересклет бородавчастий, бузина сибірська, піщанка, мати-й-мачуха, очиток їдкий, гірчиця

Кислотність – одна з характерних властивостей ґрунту лісової зони. Підвищена кислотність негативно позначається на рості і розвитку ряду видів рослин. Це відбувається через появу в кислих ґрунтах шкідливих для рослин речовин, наприклад розчинного алюмінію або надлишку марганцю. Вони порушують вуглеводний і білковий обмін в рослинах, затримують утворення генеративних органів і призводять до порушення насінневого розмноження, а іноді викликають загибель рослин. Підвищена кислотність ґрунтів пригнічує життєдіяльність ґрунтових бактерій, що беруть участь в розкладанні органіки і вивільненні поживних речовин, необхідних рослинам.

У лабораторних умовах кислотність ґрунтів можна визначити універсальним індикаторним папером, набором Алямовського, рН-метром, а в польових умовах - за допомогою рослин-індикаторів. У процесі еволюції сформувалися три групи рослин: ацидофіли - рослини кислих ґрунтів, нейтрофіли - мешканці нейтральних ґрунтів, базифіли - ростуть на лужних ґрунтах. Знаючи рослини кожної групи, в польових умовах можна приблизно визначити кислотність ґрунту.

Група біоіндикаторів рН ґрунту

Виражені ацидофіли: сфагнум, зелені мохи – гілокоміум, дікранум, плавун булавовидний, плавун річний, плавун сплюснутий, пухівка піхвова, підбіл багатolistий (андромеда), котяча лапка, касандра, цетрарія, щучка дерниста, хвощ польовий, квас малий – рН 3,0-4,5.

Помірні ацидофіли: чорниця, брусниця, багно, калюжниця болотна, сухоцвіт, жовтець отруйний, мучниця, білозір болотний, фіалка собача, сердечник луговий, куничник наземний – рН 4,5-6,0.

Слабкі ацидофіли: папороть чоловічий, медунка неясна, зеленчук, дзвіночок кропивolistий, дзвіночок широколистий, бор розлогий, осока волосиста, осока рання, малина, смородина чорна, вероніка довголиста, горець зміїний, орляк, кисличка заяча – рН 5,0-6, 7.

Ацидофільно-нейтральні: зелені мохи – гілокоміум, плеврозіум, верба козяча – рН 4,5-7,0.

Нейтрофільні: яглиця європейська, полуниця зелена, лисохвіст луговий, конюшина гірська, конюшина лучна, мильнянка лікарська, борщівник сибірський, цикорій – рН 6,0-7,3.

Нейтрально-базифільні: мати-й-мачуха, люцерна серповидна, келерія, осока волохата, лядвенець рогатий, гусяча лапка – рН 6,7-7,8.

Базифільні: бузина сибірська, в'яз шорсткий – рН 7,8-9,0.

Існує класифікація певних груп рослин-індикаторів по відношенню до ґрунтового зволоження:

1. Фреатофіти - рослини, пов'язані з водоносними горизонтами у яких добре розвинена коренева система (до 5-30 м). Наприклад, середньоазіатські тамариски мають кореневу систему до 7 м, а чорний саксаул - 25 м.

2. Омброфіти - рослини, що існують за рахунок атмосферних опадів. Вони мають сильно розгалужену систему поверхневих коренів, які здатні швидко всмоктувати вологу під час опадів.

3. Трихогідрофіти - життя цих рослин, насамперед, пов'язане з капілярною вологою ґрунтових вод. Вони часто поєднують риси фреатофітів і омброфітів і мають кореневі системи універсального типу.

По відношенню до механічного складу ґрунтів і материнських порід рослини поділяють на:

1. Псамофіти - ростуть на пісках.
2. Пелитофіти - на глині.
3. Алевритофіти - на суглинистих або супісчаних ґрунтах.
4. Хасмофіти - на кам'янистих ґрунтах.
5. Петрофіти або літофіти - на скалах.

По відношенню до засолення ґрунту, досить умовно, виділяють дві великі групи рослин-індикаторів:

- галофіти - мешканці засоленних ґрунтів (за перевагою аніонів розрізняють галофіти хлоридного типу, або власно галофіти та сульфатно - кальцієвого типу, або гіпсофіти; та

- глікофіти - рослини, що мешкають на ґрунтах, які не містять зайвої кількості солей.

За пристосуванням до надлишкового вмісту солей рослини поділяють на:

- еугалофіти, або власно галофіти, які накопичують солі у великих кількостях в тканинах рослини і мають соковиті і м'ясисті стебла;

- кріногалофіти - рослини які здатні виділяти надлишок солей у вигляді краплин розсолу крізь особливі залози (їх іноді називають фільтруючими галофітами) і мають характерний сольовий наліт;

- глікогалофіти - рослини, що мають кореневий бар'єр, тобто систему анатомічних і фізіологічних пристосувань, які захищають рослину від зайвого надходження солей до тканин рослини.

По відношенню до умов зволоження ґрунтів виділяють рослини:

- ксерофіти - види посушливих місцезростань, для них характерні вузколистість, опушення листків, жорсткі стебла та видозміни листків (колючки);

- мезофіти - рослини помірно зволожених районів;

- гідрофіти - рослини-індикатори надлишкового зволоження;
- гідрофіти - рослини мілководь та прибережних смуг водойм, мають темно-зелене листя та товсті соковиті стебла.

За однією з основних характеристик ґрунтів, їх кислотністю, рослини поділяють на дві великі групи:

Ацидофіли - рослини кислих ґрунтів (вереск, пушиця, білоус та ін.) та базифіли, або ацидофоби - рослини лужних ґрунтів (бузина, крушина, бересклет та ін.).

Ще В.Л. Комаров писав “Потрібно добитися того, щоб за змінами рослинного покриву можна було б безпомилково судити про ґрунт”. Сьогодні знання про індикацію ґрунтів значно розширилися. Існує багато рослин, за показниками яких можна безпомилково визначити механічний, хімічний, сольовий, водний та інші показники ґрунтів.

Тема 9. Біотестування якості об'єктів навколишнього природного середовища та основні підходи при виборі методів

План

Поняття біотестування.

Завдання і прийоми біотестування якості середовища

Суть методології біотестування

Вимоги до методів біотестування

Основні підходи біотестування. Біохімічний підхід.

Генетичний підхід.

Біотестування

Біотестування – використання організмів або угруповань організмів, чий вміст певних елементів або сполук, а також морфологічна, гістологічна або клітинна структура, метаболічні й біохімічні процеси, поведінка та популяційна організація дають інформацію щодо кількісної оцінки якості навколишнього середовища або змін цього середовища.

Тест-об'єкт - організм або угруповання організмів, за ступенем впливу на які судять про якість (наприклад, токсичність) середовища.

Тест-реакція - фізіологічний або поведінковий відгук організму на зміну якості середовища.

Типові тест-об'єкти й тест-реакції, що використовуються під час біотестування, наведено в табл. 1.

Таблиця 1. - Типові тест-об'єкти і тест-реакції, що використовуються під час біотестування

Тест-об'єкт	Тест-реакція
Бактерії <i>Bacillus cereus</i> <i>Beneckea harveyi</i>	Інтенсивність розмноження, біоломінесценція, активність окислювальних ферментів, проникність мембрани, механічна міцність
Гриби й актиноміцети <i>Aspergillus niger</i> <i>Streptomyces otivaceus</i>	Реакція росту
Водорості <i>Scenedesmus quadricuada</i> <i>Sc. acuminates</i> <i>Chlorella vulgaris</i> <i>Euglena gracilis</i> <i>Dunaliella salina</i> <i>D. viridis</i> <i>Nitela flexilis</i> <i>Phaedactylum tricornuctum</i> <i>Cladophora Fracta</i>	Інтенсивність розмноження, рухлива активність, іммобілізація клітин, біоелектричні реакції, фотосинтетична активність клітин, імпеданс суспензії, проникність мембрани, активний транспорт
Найпростіші <i>Tetrahymena pyroformus</i> <i>Spirostomun ambiguum</i> <i>Euplotes sp.</i>	Інтенсивність розмноження, рухлива активність, морфологічні зміни тіла, інтенсивність дихання, активний транспорт
Безхребетні <i>Daphnia magna</i> <i>Hydra attenuate</i> <i>Hirudo medicinales</i> <i>Unio tumidus</i> <i>Eulimnogammarus verecosus</i> <i>Muzuchopecten yessoensis</i>	Вживання, інтенсивність дихання та серцебиття, поведінкова реакція

Риби <i>Perca fluviatilis</i> (окунь звичайний) <i>Phoxinus phoxinus</i> (мересниця річкова) <i>Suaprinus carpio</i> (короп)	Поведінкова реакція, рухлива активність, інтенсивність дихання та серцебиття, зміна пігментації шкіри
--	---

Завдання і прийоми біотестування якості середовища

У виявленні антропогенного забруднення середовища поряд з хіміко-аналітичними методами знаходять застосування прийоми, засновані на оцінці стану окремих особин, які піддаються впливу забрудненого середовища, а також їх органів, тканин і клітин. Їх застосування викликано технічною ускладненістю і обмеженістю інформації, яку можуть надавати хімічні методи. Крім того, хіміко-аналітичні методи можуть виявитися неефективними через недостатньо високу їх чутливість. Живі організми здатні сприймати більш низькі концентрації речовин, ніж будь-який аналітичний датчик, в зв'язку з чим біота може піддаватися токсичному впливу, що не реєструється технічними засобами.

Біоіндикація передбачає виявлення забруднення по індикаторним видам живих організмів і екологічним характеристикам співтовариств організмів. Але пильна увага нині приділяється і прийомам **біотестування**, тобто використання в контрольованих умовах біологічних об'єктів в якості засіб виявлення сумарної токсичності середовища.

Біотестування є методичний прийом, заснований на оцінці дії фактору середовища, в тому числі й токсичного, на організм, його окрему функцію або систему органів і тканин. Крім вибору біотеста істотну роль грає вибір тест реакції - того параметра організму, який вимірюється при тестуванні.

Найбільш інформативними є інтегральні параметри, які характеризують загальний стан живої системи відповідного рівня. Для окремих організмів до інтегральних параметрів зазвичай відносять характеристики виживання, зростання, плодовитості, тоді як фізіологічні, біохімічні, гістологічні та інші параметри відносять до конкретних. Для популяцій інтегральними параметрами є чисельність і біомаса, а для екосистем - характеристики видового складу, активності продукції і деструкції органічної речовини.

Зі збільшенням інтегральності тест-реакції підвищується «екологічний реалізм» тесту, але зазвичай знижуються його оперативність і чутливість. Функціональні параметри є більш лабільними, ніж структурні, а параметри клітинного і молекулярного рівнів програють щодо екологічної інформативності, але виграють щодо чутливості, оперативності та відтворюваності.

Суть методології біотестування

Пропонована система біомоніторингу є комплексом різних підходів для оцінки стану різних організмів, які перебувають під впливом комплексу як природних, так і антропогенних факторів. Фундаментальним показником їх стану є ефективність фізіологічних процесів, які забезпечують нормальний розвиток організму. В оптимальних умовах організм реагує на вплив середовища за допомогою складної фізіологічної системи буферних гомеостатичних механізмів. Ці механізми підтримують оптимальний перебіг процесів розвитку. Під впливом несприятливих умов механізми підтримки гомеостазу можуть бути порушені, що призводить до стану стресу. Такі порушення можуть відбуватися до появи змін звичайно використовуваних параметрів життєздатності. Таким чином, методологія біотестування заснована на дослідженні ефективності гомеостатичних механізмів і дозволяє вловити присутність стресового впливу раніше, ніж інші зазвичай використовувемі методи.

Вимоги до методів біотестування

Для того щоб бути придатними для вирішення комплексу поточних завдань, методи біотестування, які використовуються для оцінки середовища, повинні відповідати таким вимогам:

- бути застосовними для оцінки будь-яких екологічних змін середовища проживання живих організмів;
- характеризувати найбільш загальні й важливі параметри життєдіяльності біоти;
- бути достатньо чутливими для виявлення навіть початкових зворотніх екологічних змін;
- бути адекватними для будь-якого виду живих істот і будь-якого типу впливу;
- бути зручним не тільки для лабораторного моделювання, але також і для досліджень в природі;
- бути досить простими і не дуже дорогими для широкого використання.

Одним з найбільш важливих вимог при оцінці стану середовища є чутливість застосовуваних методів. Потреба в таких методах особливо зростає в даний час, коли в силу підвищеної уваги до проблем охорони природи і в зв'язку з розвитком природоохоронних заходів стає необхідним оцінювати не тільки і не стільки істотні, як правило, вже незворотні зміни в середовищі, але й початкові незначні відхилення, коли ще можливо повернути систему в попередній нормальний стан.

Інша важлива вимога - універсальність як по відношенню до фізичного, хімічного або біологічного параметру оцінки впливу, так і типу екосистем і виду живих істот, по відношенню до яких така оцінка проводиться. Причому, це необхідно як щодо окремих агентів, так і кумулятивного впливу будь-якого їх поєднання (включаючи весь комплекс як антропогенних, так і природних факторів).

Система повинна бути відносно простою і доступною, придатною для широкого використання. В даний час існує ряд сучасних молекулярно-біологічних тестів якості середовища, але в силу високої технологічної складності і вартості їх застосування виявляється обмеженим. При цьому виникає питання: чи потрібно вдаватися до таких складних методів при рішенні загальної справи моніторингу стану середовища і чи не можна отримати подібну інформацію більш доступним способом.

Перевагами методів біотестування є висока чутливість, швидкодія, надійність, економічність, можливість створення автоматизованих систем збирання та обробки інформації.

До **недоліків** можна віднести відсутність кількісної оцінки всіх токсичних речовин, присутніх у середовищі, та можливої взаємодії окремих компонентів токсичних сполук, що містяться в суміші.

Якщо організми використовуються в природних умовах, методи біоіндикації або біотестування називають **пасивними**, якщо в лабораторних - **активними**.

Риби як тест-об'єкти. Забруднення водойм безпосередньо впливає на іхтіофауну. На стан і поведінку риб впливають суспендовані у воді речовини, рН середовища, хімічні сполуки, важкі метали, пестициди, поверхнево-активні речовини. Вплив токсикантів на риб залежить від тривалості дії, типу токсиканта, показників якості води, видів риб та стадій їх життєвого циклу. Основні методи біотестування з рибами як тест-об'єктами ґрунтуються на реєстрації таких тест-реакцій як поведінка, рухова активність, інтенсивність серцебиття та дихання, зміна рівня пігментації, порушення активності ферментів тощо.

Основні підходи біотестування. Біохімічний підхід

«Підходом» можна умовно назвати групу методів, що характеризують подібні процеси, які відбуваються з тест-об'єктами під впливом антропогенних факторів.

Стресовий вплив середовища можна оцінювати по ефективності біохімічних реакцій, рівню ферментативної активності і накопиченню певних продуктів обміну. Зміни вмісту в організмі певних біохімічних з'єднань (наприклад, терпеноїдів), показників базових біохімічних процесів (наприклад, концентрації хлорофілу у фотосинтезуючих рослин) і структури ДНК в результаті біохімічних реакцій (наприклад, при оксидантному стресі) можуть забезпечити необхідну інформацію про реакцію організму у відповідь на стресовий вплив.

Вимірювання адаптаційного стресу. Кожен фізіологічний процес вимагає певних витрат енергії, тому будь-яка зміна фізіологічного стану негайно позначається на енергетичному обміні. Біоенергетичні показники живих систем дозволяють виявляти наслідки стресового впливу середовища до настання незворотних змін в організмі. Кількість енергії, необхідна організму в одиницю часу для забезпечення всіх фізіологічних процесів, характеризує інтенсивність енергетичного обміну. На реалізацію одного й того ж фізіологічного процесу в несприятливих умовах організму потрібно більше енергії, ніж в оптимальних, через необхідність компенсації несприятливих впливів середовища.

У процесі життєдіяльності всіх аеробних організмів в ході нормальних реакцій кисневого метаболізму утворюються вільні радикали (ВР) супероксид і інші форми активного кисню. У нормі рівень ВР регулюється системою антиоксидантного захисту клітини, так як ці радикали і продукти їх перетворення становлять серйозну загрозу: пригнічують активність ферментів, руйнують нуклеїнові кислоти, викликають деградацію біополімерів, змінюють проникність мембран. Високий рівень утворення супероксидних радикалів токсичний і може викликати загибель організму. Рівень їх утворення, який незначно перевищує базовий, може стимулювати ріст клітин і грає важливу роль в процесі канцерогенезу. Одним з універсальних механізмів стресу є розвиток окислювальних ВР-реакцій. Під дією окисного стресу може відбуватися пошкодження ДНК. Один з механізмів такого пошкодження включає пряме окислення нуклеїнових кислот, інший - перетравлювання ДНК. Рівень супероксидних радикалів зростає при різних видах опроміненнь, зміні парціального тиску кисню під впливом ксенобіотиків і при інших впливах.

Метаболічні вільні радикали - це велика група високоактивних інтермедіатів, що грають важливу роль в окисно-відновлювальних біохімічних реакціях. У клітинах тварин загальновізнано участь СР-реакцій при дії окиснювальних ферментів в системах цитохромів і інших гемопротеїдів, НАД, флвопротеїдів, убихінона, здійснюваних за допомогою коферментів-переносників електронів. Вільнорадикальні стани виникають також у процесах аутоокиснення біологічно важливих сполук, особливо ліпідів. В останньому випадку найчастіше має місце утворення ліпідних гідроперексидів, розпад яких також призводить до утворення активних радикалів. Особливо схильні до такого аутоокиснення ненасичені жирні кислоти - компоненти ліпідів біологічних мембран. Поява ВР-станів в ліпідах клітинної мембрани призводить до модифікації її фізико-хімічного стану і активності мембрано-пов'язаних ферментів. За пошкоджуючих впливів на клітину процеси перекисного окиснення ліпідів розвиваються тим більше активно, чим вище ступінь пошкодження клітини. При цьому перекисні радикали можуть взаємодіяти з молекулами білків або нуклеїнових кислот, які зв'язані з мембраною, змінюючи біологічні властивості цих молекул і клітини в цілому.

Стрессова реакція біотестов може бути виміряна за зміною в них рівня вільних радикалів у порівнянні з контролем. Відомо, що швидкі зміни інтенсивності ВР-реакцій в живих об'єктах типові для початкових стадій різних патологічних станів, в тому числі для первинних процесів променевого ураження. Значною мірою це залежить від розвитку перекисного окиснення ліпідів мембран і визначає неспецифічний окислювальний стрес клітини. При цьому порушується гомеостатична рівновага, клітини входять в нестійкий стан, підвищується їх реактивність.

Дослідження ферментативної активності ґрунтового мікроценозу. Різні види антропогенного впливу на ґрунт можуть змінювати умови існування ґрунтових мікроорганізмів, порушувати нормальний перебіг в ґрунтах процесів мікробної трансформації і, отже, відображаються на процесах трансформації речовин в біосфері. Ґрунтові мікроорганізми беруть участь в циклах життєво-важливих елементів, таких як *N*, *P*, *S*, *Fe*, *Mn* та ін. Їм належить унікальна роль в очищенні біосфери від забруднень, так як саме мікроорганізми володіють високою здатністю до адаптації і можуть швидко трансформувати забруднюючі речовини, як природні для біосфери, так і чужорідні.

Вивчення сукцесій і особливостей функціонування мікробних комплексів в техногенних екосистемах являє великий науковий і практичний інтерес. Такі екосистеми

можуть служити моделлю для дослідження швидкості і напряму мікробіологічних і біохімічних процесів.

Методи ензимології широко застосовуються при вирішенні екологічних задач. Вони дозволяють оцінити біохімічну активність ґрунтового мікроценоза. Ферменти, що виділяються мікроорганізми в результаті їх життєдіяльності, здатні іммобілізуватися і накопичуватися в ґрунті в активному стані і в відповідних умовах проявляти специфічні біокаталітичні функції.

До теперішнього часу розроблені методи визначення активності великої кількості ферментів, що беруть участь в різноманітних ґрунтових біохімічних процесах. За типом каталізуємих реакцій всі відомі ферменти розділені на шість класів: *оксидоредуктази*, що каталізують окисно-відновні реакції; *гідролази*, каталізують реакції гідролітичного розщеплення внутрішньо молекулярних зв'язків в різних сполуках; *трансферази*, каталізують реакції міжмолекулярної або внутрішньо молекулярного перенесення хімічної групи і залишків з одночасним перенесенням енергії, накопиченої в хімічних зв'язках; *лігази* (синтетази), каталізують реакції з'єднання двох молекул, пов'язані з розщепленням пірофосфатних зв'язків АТФ або іншого аналогічного трифосфату; *ліази*, що каталізують реакції негідролітичного відщеплення або приєднання різних хімічних груп органічних сполук по подвійних зв'язках; *ізомерази*, що каталізують реакції перетворення органічних сполук в їх ізомери.

У ґрунті поширені і досить докладно вивчені *оксидоредуктази* і *гідролази*, що мають дуже велике значення в ґрунтовій біодинаміці.

Генетичний підхід

Наявність і ступінь прояву генетичних змін характеризують мутагенну активність середовища, а можливість збереження генетичних змін в популяціях відображає ефективність функціонування імунної системи організмів. У нормі більшість генетичних порушень розпізнаються і елімінуються клітиною, наприклад шляхом апоптозу за рахунок внутрішньоклітинних систем або за допомогою імунної системи. Достовірне перевищення спонтанного рівня таких порушень являється індикатором стресу. Генетичні зміни можуть виявлятися на генному, хромосомному і геномному рівнях. Прийнято виділяти такі типи мутацій. *Генні*, або точкові, - їх ділять на дві групи: заміни основ в ДНК і вставки або випадання нуклеотидів, що призводять до зсуву рамки зчитування генетичного коду. Генні мутації ділять також на прямі і зворотні (реверсії).

Хромосомні перебудови (аберації) полягають в різних порушеннях структури хромосом. *Геномні* мутації - зміна кількості хромосом в ядрі.

Порівняно прості, добре відтворювані і високочутливі генетичні тести, які ґрунтуються на оцінці змін хромосом в соматичних клітинах (зміни каріотипу, хромосомні аберації, сестринські хроматидні обміни, мікро ядра і ін.).

Для виявлення *канцерогенів* і *мутагенів* застосовуються короткотермінові генетичні тести. Вже давно відомо, що деякі хімічні речовини здатні викликати рак у людини. Відносно недавно прийшло і постійно шириться розуміння того, що хімічні речовини здатні викликати мутації в статевих клітинах людини, які підвищують частоту генетичних або спадкових захворювань. Багато тисяч хімічних речовин, включаючи фармакологічні препарати, побутові хімічні речовини і харчові добавки, пестициди і нафтопродукти, вже присутні в навколишньому середовищі, і кожен рік в нього надходять все нові і нові хімічні сполуки. Крім цього існують і природні хімічні речовини, щодо яких відомо, що вони володіють мутагенною і/або канцерогенною активністю (наприклад, мікотоксини, що можуть міститися в харчових продуктах). Тому важливо, щоб хімічні речовини, впливу яких люди піддається навмисно (наприклад, під час терапевтичних процедур), в повсякденному житті (це, зокрема, відноситься до побутових хімічних речовин, косметичних засобів і т. п.), через недогляд або недбалість (як у випадку з пестицидами), випробовувалися на здатність викликати рак і генетичні порушення (мутації).

Відносно небагато хімічних речовини ідентифіковано в якості канцерогенів завдяки встановленому зв'язку цих речовин з виникненням раку у людини. Однак канцерогенна активність зазвичай визначається на підставі здатності певної речовини викликати пухлину

у лабораторних тварин в результаті впливу на протязі життя. Дослідження такого роду можуть тривати протягом двох або трьох років і потребують дефіцитних реактивів і висококваліфікованих фахівців. Ця обставина привела до пошуку альтернативних шляхів виявлення хімічних речовин, що володіють канцерогенними властивостями, в результаті чого був розроблений ряд порівняно недорогих тестів, у багатьох з яких замість цільного організму ссавців використовуються інші біологічні системи. Оскільки на проведення тестів йде значно менше часу, ніж на класичні довгострокові дослідження на гризунах, їх стали називати **короткостроковими тестами**.

Відомо, що генетичні дефекти є причиною значної частки захворювань у людини, проте до цих пір не ясно, якою мірою присутні в навколишньому середовищі хімічні речовини обумовлюють генетичні хвороби. Це не дивно, оскільки ймовірність такої небезпеки для здоров'я визначається на протязі життя щонайменше одного з поколінь.

Мутагенні хімічні речовини взаємодіють з ДНК, викликаючи зміни в її структурі. Ці процеси можуть приводити до втрати, збільшення або заміни основ, змінюючи тим самим їх розташування в ДНК і впливаючи на точність переданої генетичної інформації.

Майже всі короткострокові методи, що дозволяють отримати результати протягом максимум кількох тижнів, засновані на демонстрації хромосомних пошкоджень, генних мутацій або ушкодження ДНК, при цьому багато хто з них є тестами *in vitro* (тобто проводяться на експериментальних біологічних системах без використання цілісних живих організмів). У цих тестах застосовується дуже широкий спектр організмів - від бактерій і дріжджів до комах, рослин і культивованих клітин ссавців. Існують також короткострокові тести, в яких лабораторні тварини піддаються впливу досліджуваної хімічної речовини протягом періодів від декількох годин до тижнів.

Найчастіше для виявлення мутагенних хімічних речовин застосовуються тести з використанням бактерій; ця група тестів в цілому й найбільш апробована. На відміну від еукаріотичних організмів, у яких ДНК організована в складні хромосомні структури, у бактерій є лише одна кільцева молекула ДНК, яка легкодоступна для хімічних речовин, що проникають крізь клітинну стінку. Бактеріальні тести мають також ту перевагу, що в одному досліді може бути отримана популяція, що складається з багатьох мільйонів клітин з відносно коротким періодом розмноження. У класичному варіанті використовуються штами бактерій, які вже мають мутації за певними генами. Мутації, індуковані тестуємою речовиною, так звані зворотні мутації, виявляють в результаті росту таких «ревертантних» бактерій з утворенням колоній у відповідному селективному середовищі. Бактеріальні тести можуть бути використані для виявлення мутагенних метаболітів в біологічних рідинах (наприклад, в сечі, цільній крові, плазмі) тварин або людей, які зазнали дії хімічних факторів.

Найбільш часто вживаним в оцінці ступеня мутагенності середовища тестом є **тест Еймса**. Для створення тест-системи Б. Н. Еймсом і його співробітниками були сконструйовані спеціальні штами бактерій. Всі штами походять від лабораторного штаму *Salmonella typhimurium* LT2, у якого були виділені ауксотрофні по гістидину (незамінна амінокислота) мутанти his G-46 (мутація заміни основи в his G-гені гістидинового оперона) і his D-3052 (мутації типу зсуву рамки зчитування в гені D).

На основі штамів сальмонели були створені напівкількісні та кількісні тести для оцінки мутагенної активності. Кількісні тести доцільно використовувати в цілях визначення частоти мутацій, а також в тих випадках, коли досліджуємі речовини є високотоксичними і викликають загибель більшості клітин тест-об'єкта. Тому найбільшого поширення набув і став класичним напівкількісний тест Еймса з метаболічною активацією *in vitro* (або, як його іноді ще називають, **тест Еймса сальмонела / мікросоми**).

Непрямим доказом пошкодження ДНК в клітинах ссавців може служити прояв **репараційної активності ДНК**. Репарація ДНК може бути виявлена за допомогою простого тесту на культивованих клітинах ссавців, оснований на вимірі «репараційного», або «позапланового», синтезу ДНК. В його основі лежить таке явище: тимідин включається в ДНК в процесі як нормального, так і репараційного синтезу. Клітини, які зазнали впливу можливого хімічного мутагену, обробляють тимідин-міченим радіоактивним ізотопом (третієм), на такій стадії клітинного циклу, коли нормального синтезу ДНК не відбувається

або він пригнічений. Кількість міченого тимідину, виявленого в ДНК, є показником репараційного синтезу і, відповідно, відображає ступінь первинного ушкодження ДНК.

Хімічні речовини можна оцінити в відношенні їх здатності індукувати хромосомні пошкодження у рослин, комах і ссавців. Для ссавців звичайної тест-системою є культура клітин, можна використовувати будь-яку перещеплювану клітинну лінію або культуру лімфоцитів людини. Для вивчення пошкодження хромосом добре розроблено метод аналізу метафазних хромосом в клітинах кісткового мозку щурів, мишей або хом'яків. Крім того, хромосомні фрагменти в деяких клітинах кісткового мозку та інших тканин можна ідентифікувати у вигляді мікроядер: так званий мікроядерний тест зарекомендував себе як порівняно простий метод виявлення хімічних речовин, здатних індукувати хромосомні пошкодження.

Завдяки успіхам, досягнутим в області застосування в генетичній токсикології тестів з використанням мікроорганізмів і клітин ссавців, рослинні об'єкти стали застосовуватися в таких дослідженнях значно рідше, ніж раніше. Однак деякі рослини, наприклад кінські боби, цибуля, традесканція, кукурудза, ячмінь, соя, можуть мати істотні переваги в порівнянні з іншими тест-системами, зокрема при скринінгу хімічних речовин на мутагенність (їх роль до кінця поки не з'ясована).

Дослідження генетичних змін як на генному, так і на хромосомному рівні можна проводити на рослинах без використання складного лабораторного обладнання, необхідного для постановки інших тестів, що при деяких обставинах може виявитися великою перевагою. Можливим недоліком цих тестів є велика різниця метаболізму рослин і ссавців. Отже, в даний час ще рано ставити питання про можливість достовірної екстраполяції на людину результатів, отриманих в експериментах на рослинах.

Тема 10. Біотестування ґрунту

План

Біотестування як найбільш доцільний метод визначення інтегральної токсичності ґрунту.
Біодіагностика техногенного забруднення ґрунтів.

Біотестування як найбільш доцільний метод визначення інтегральної токсичності ґрунту

Гранично допустима концентрація отруйних речовин (ГДК) у воді, ґрунті, продуктах харчування в даний час є основою моніторингу шкідливих речовин в навколишньому середовищі. Однак слід зазначити, що перевищення ГДК хімічних речовин у досліджуваних субструктура служить лише непрямим показником їх токсичності. Не завжди вдається встановити пряму залежність між вмістом забруднювача в середовищі і її придатністю для проживання живих організмів. Ґрунт може бути сильно забрудненим, але нетоксичним або слаботоксичним і, навпаки, слабо забрудненим, але сильно токсичним. Токсична дія одних компонентів може бути нейтралізовано або посилено присутністю інших, тому токсичність ґрунту не визначається токсичністю окремих сполук, що містяться в ній. Необхідно оцінювати інтегральну токсичність ґрунту, яка відображатиме вплив всього комплексу.

Найбільш доцільним методом визначення інтегральної токсичності ґрунту є біотестування. Показником ступеня токсичності при біотестуванні служить зміна обраної тест-функції біоіндикаторні організму при його взаємодії з пробою середовища. Успішне застосування біотестування для діагностики стану екосистеми багато в чому залежить від правильного підбору тест-об'єкта.

В якості біоіндикаторів можуть бути використані тварини, рослини, мікроорганізми. Рівень організації тестованої біологічної системи може варіювати від доклітинний (макромолекули) до надорганізмовий (співтовариства). Більшість дослідників вважає, що застосування єдиного біологічного параметром для цілей біотестування ненадійно через різноманітних механізмів відгуку тест-організму на різні антропогенні забруднення. Найбільш повний аналіз інтегральної токсичності досягається при застосуванні набору біотестів з використанням різних тест-організмів при контролі їх біологічних параметрів.

Найбільш очевидними критеріями вибору тест-організмів є простота роботи і точність одержуваних в результаті тестування даних. Під простотою розуміється легкість виділення тест-організму з природних джерел, його зберігання, розмноження, постановки проби на токсичність, обробки та інтерпретації отриманих результатів. Точність в даному випадку - це наявність однозначних, яскраво виражених змін тестованої функції індикаторного організму в результаті впливу цікавить забруднювача.

Під деяких випадках для оцінки токсичності ґрунту необхідно в якості тест-об'єктів брати мікроорганізми. Переваги мікробіологічних тестів обумовлені наступними причинами. Завдяки невеликим розмірам мікробні клітини мають відносно велику поверхню контакту з навколишнім середовищем, що визначає їх високу чутливість до змін в ньому. Високі швидкості росту і розмноження мікроорганізмів дають можливість за порівняно короткий термін простежити за впливом будь-якого несприятливого чинника протягом десятків і навіть сотень поколінь. До того ж вони компактні і в більшості випадків не вимагають значних матеріальних витрат для підтримки життєдіяльності. Застосування мікроорганізмів для оцінки інтегральної токсичності ґрунту і створення на їх основі комплексної системи чутливих, достовірних і економічних біотестів є перспективною областю досліджень.

До недоліків мікробіологічних тестів слід віднести досить високу здатність мікроорганізмів до утворення стійких мутантних штамів, що може в деяких випадках приводити до отримання недостовірних результатів.

Один з простих у виконанні та інформативних способів оцінки мікробіотоксичності забруднених ґрунтів - це облік чисельності мікроорганізмів, яка, як правило, досить легко відображає мікробіологічну активність ґрунту, швидкість розкладання органічних речовин і кругообігу мінеральних елементів. Так, наприклад, у разі забруднення ґрунту нафтою на

основі даного показника можна не лише судити про ступінь забрудненості, а й про потенційну можливість ґрунту до восстановлення. Але визначення загальної чисельності бактерій в цьому випадку в якості показника токсичності може бути рекомендовано для сильно забруднених ґрунтів, так як в залежності від своєї концентрації, нафта здатна як стимулювати, так і пригнічувати розвиток мікроорганізмів.

У природних екосистемах мікроартроподи, що є ґрунтовими безхребетними, широко використовуються для моніторингу на рівні комплексу видів. На території з інтенсивною антропогенним навантаженням вони часто залишаються єдиною групою, за якою можна судити про ступінь впливу на ґрунт. Ґрунтові ногохвостики (коллемболи) дуже чутливі до впливу органічних речовин, тому їх можна з успіхом застосовувати при визначенні інтегральної токсичності забруднених ґрунтів, зокрема тест-показником може служити відсоток особин коллембол які вижили, тривалість їх життя, поведінкові реакції.

Описані вище тести доступні і прості у виконанні, не вимагають складного лабораторного устаткування і можуть бути рекомендовані дослідникам різних рівнів підготовки. Їх перевага є також та обставина, що роботи ведуться з об'єктами, типовими для ґрунтової середовища проживання в природних умовах. Набір тест-об'єктів з насіння рослин, мікроорганізмів, ґрунтових безхребетних і ферментів можна використовувати як у повному обсязі, так і частково в залежності від цільового призначення досліджень. Якщо проби з ґрунтовими ногохвостками і активність ферментів дають хорошу кількісну характеристику токсичності ґрунту при низькому і середньому ступенях його забруднення, то мікробіологічні тести зручні для опису стану сильно забруднених високотоксичних ґрунтів.

Біодіагностика техногенного забруднення ґрунтів

Висока чутливість ґрунту до будь-яких негативних і позитивних впливів дозволяє використовувати біологічні показники в якості параметрів біомоніторингу.

Біологічна активність - похідна сукупності абіотичних, біотичних та антропогенних чинників ґрунтоутворення. У ґрунті зоо- і мікробоценоз об'єднуються в єдину систему з продуктами їх життєдіяльності-позаклітинними і внутрішньоклітинними ферментами, а також з абіотичними компонентами ґрунту.

Основні положення пропонованої методології наступні:

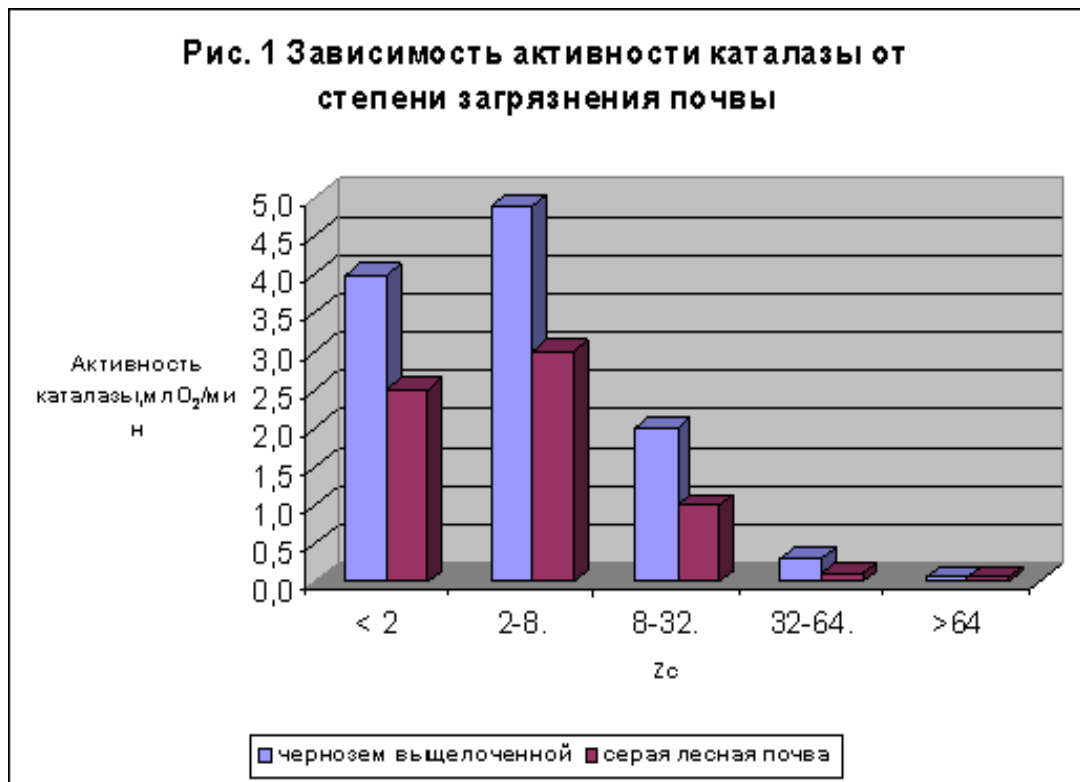
- Одночасне вивчення показників біологічної активності ґрунту;
- Виявлення найбільш інформативних еколого-біологічних показників та можливого інтегрального показника екологічного стану ґрунту;
- Облік просторової і часової мінливості біологічних властивостей ґрунту;
- Використання порівняльно-географічного та профільно-генетичного підходів для оцінки стану ґрунту.

Дослідження стану деградованих ґрунтів буде найбільш повним в тому випадку, якщо буде визначено:

- прямі показники забруднення важкими металами та нафтопродуктами (валовий вміст важких металів, вміст їх рухомих форм, вміст нафтопродуктів, потужність забрудненого шару);
- показники стійкості до забруднення важкими металами та нафтопродуктами (ємність катіонного обміну, ступінь насиченості основами, вміст гумусу, реакція середовища);
- біологічні показники зміни властивостей ґрунту під впливом металів-забруднювачів та нафтопродуктів (активність ґрунтових ферментів, наприклад інвертази, каталази, інтенсивність виділення вуглекислого газу, целюлозо розкладаюча здатність, загальна чисельність ґрунтових мікроорганізмів, структура мікробоценозів та ін.).

Для практичних цілей визначення всього комплексу показників досить трудомістким і вимагає дорогого устаткування. Більш доцільно визначати показники, об'єктивно відображають рівень і наслідки забруднення.

Загальні закономірності зміни властивостей ґрунту в міру зростання вмісту забруднюючих речовин можуть бути сформульовані лише на основі експериментальних матеріалів. У результаті багаторічних досліджень встановлено найбільш інформативні показники біологічної активності ґрунту для біодіагностики і біомоніторингу. До них відносяться, перш за все, біохімічні показники, оскільки вони краще корелюють з рівнем забруднення і мають менше варіювання в просторі і в часі в порівнянні з мікробіологічними. З вивчених рекомендується використовувати ферментативну активність каталази, яка є одним з показників стабілізації ґрунтових умов. Її зміна пов'язана із забрудненістю та буферної здатністю ґрунту (рис. 1).



При слабкому забрудненні відбувається стимуляція окисно-відновних процесів. Наприклад, у проведених дослідженнях активність каталази була максимальною при коефіцієнті Z_c концентрація забруднюючих речовин, що дорівнює 2-8, при $Z_c = 32$ і більше вона практично не виявлялася. При коефіцієнті Z_c рівному 2-8, рівень забруднення є допустимим, при 8-32 - середнім, при 32-64 - високим, при $Z_c > 64$ - дуже високим.

З усіх вивчених ферментів каталаза найбільш чутлива, тому її активність може бути використана в якості критерію оцінки відновлення функцій ґрунтів.

Було встановлено, що найбільш інформативним показником екологічного стану техногенно забруднених ґрунтів є інтегральний показник біологічного стану (ІПБС). При розрахунку ІПБС максимальне значення кожного показника у вибірці приймається за 100% і по відношенню до нього у відсотках виражається значення цього ж показника в інших пробах, тобто відносний показник

$$B_1 = B / B_{\max} \cdot 100\%,$$

де b - значення показника в пробі; B_{\max} - Максимальне значення показника.

Потім визначається середнє значення показника

$$B_{\text{cp}} = (B_1 + B_2 + B_3 + \dots + B_n) / n,$$

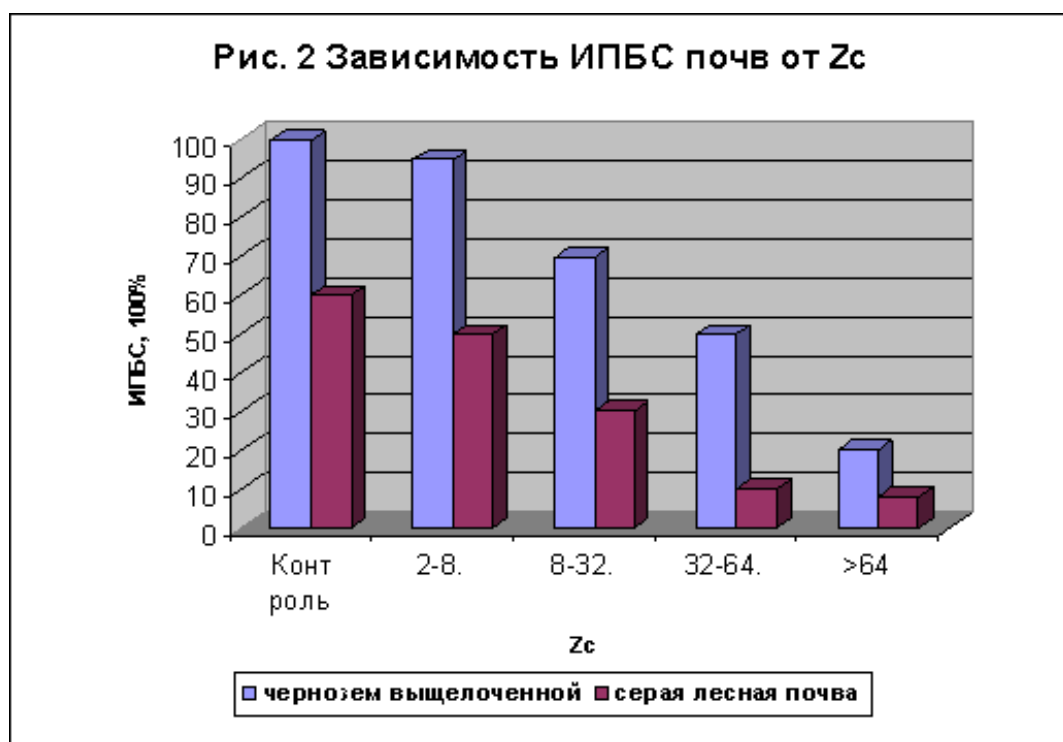
де n - кількість показників.

Інтегральний показник біологічної активності розраховується за формулою

$$\text{ІПБС} = (B_{\text{cp}} / B_{\text{cp max}}) \cdot 100\%,$$

При діагностиці за 100% приймається значення кожного показника в незабрудненій ґрунті.

Інтегральний показник біологічного стану ґрунту для всіх рівнів забруднення знаходиться в прямій залежності від вмісту в ній важких металів (рис. 2).



Вплив рівня забруднення на біологічні процеси в ґрунті доцільно визначати за відхиленням активності позаклітинних біологічних процесів від контролю згідно екотоксикологічних нормативів: < 10% - мало небезпечний, 25-50 - небезпечний і > 50% - дуже небезпечний рівень впливу.

Різні типи ґрунтів при однаковому характері і ступеню забруднення проявляють різну стійкість. Для сірої лісового ґрунту середній рівень забруднення вже дуже небезпечний, в цьому випадку відновлення біоценотичних функцій ускладнене або практично неможливо. У чорноземі вилуженої зниження ИПБС на 50% відбувається тільки при високому рівні забруднення.

Результати біомоніторингу техногенно забруднених ґрунтів можуть широко застосовуватися при оцінці впливу на навколишнє середовище, екологічному нормуванні забруднення ґрунтів, прогнозуванні екологічних наслідків будь-якої господарської діяльності на даній території, проведення екологічної експертизи, аудиту та сертифікації підприємств.

Висновок. Ґрунти забруднюються різними шкідливими хімічними речовинами, пестицидами, відходами сільського господарства, промислового виробництва та комунально-побутових підприємств. Вступники в ґрунт хімічні сполуки накопичуються і призводять до поступового зміни хімічних і фізичних властивостей ґрунту, знижують чисельність живих організмів, погіршують її родючість. У зв'язку з тим, що ґрунт є невід'ємною ланкою біосфери і грає найважливішу роль в житті суспільства всієї планети надзвичайно важливим є вивчення її сучасного стану й зміни під впливом антропогенної діяльності.

Таким чином, в даний час необхідно мати такі методи оцінки забруднення ґрунтів, які могли б дати об'єктивне уявлення про стан ґрунту, тобто про те, наскільки вона здатна виконувати відведені їй функції. Розглянуті методи, такі як біотестування і Біодіагностика забруднених ґрунтів виконують вимоги сучасності з дослідження забруднених ґрунтів.

Біотестування є найбільш доцільним методом визначення інтегральної токсичності ґрунтів. Він доступний і простий у застосуванні, не вимагає складного лабораторного обладнання і може бути рекомендований дослідникам різних рівнів підготовки. У свою чергу і Біодіагностика техногенного забруднення ґрунтів є досить простим методом, який

здатний дати реальну оцінку стану ґрунтів. Це стало можливим після довгих років досліджень, коли були виявлені найбільш інформативні показники, об'єктивно відображають рівень і наслідки забруднення і не вимагають для свого визначення дорогого устаткування. У теперішній же час, коли загострене протиріччя між економікою та екологією, важливо, щоб методи оцінки забруднення ґрунтів могли не лише давати об'єктивне уявлення про стан ґрунтів, але, і були доступні в матеріальному плані.

ПИТАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Екологічні фактори і їхня класифікація в біоіндикації.
2. Що таке границя витривалості? Схематичне представлення «закону мінімуму» Ю. Лібиха, «закону толерантності» Шелфорда, «закону оптимуму».
3. Які види називають еври- і стенобіонтними? Які з них є кращими біоіндикаторами?
4. Чим визначається індикаторна цінність виду?
5. Поняття «стрес». Види стресу. Хід адаптації і стійкість до стресу.
6. Визначте переваги методів біоіндикації перед інструментальними методами оцінки стану природного середовища.
7. З'ясуйте сутність біоіндикації. Основні методи біоіндикації.
8. Форми біоіндикації.
9. Сформулюйте основні принципи біоіндикації.
10. Які показники можна використовувати як абсолютні стандарти в біоіндикації?
11. Які показники можна використовувати як відносні стандарти в біоіндикації?
12. Можливі варіанти зміни вихідних параметрів біологічних систем на антропогенний вплив.
13. Специфічна і неспецифічна індикація.
14. Рівні біоіндикації, їхня характеристика – об'єкти, показники.
15. Критерії при виборі біоіндикаційних показників.
16. Можливості і практичне значення біоіндикації.
17. Біоіндикація і шість основних груп біологічних дисциплін.
18. Поняття «біоіндикатор», класифікація біоіндикаторів.
19. Пряма і непряма біоіндикація. Приклади.
20. Позитивні і негативні біоіндикатори. Приклади.
21. Типи чутливості біоіндикаторів. Рання й акумулятивна біоіндикація.
22. Вірогідність біоіндикації. Групи індикаторів за ступенем вірогідності результатів, приклади.
23. Вимоги до біоіндикаторів, критерії добору біоіндикаторів. Приклади.
24. Критерії щодо вибору біоіндикаторів при фітоіндикаційних дослідженнях
25. У чому відмінність по чутливості до стресорів біологічних систем на субклітинному, клітинному, організмовому і екосистемному рівнях?
26. У чому складається діагностична цінність біоіндикації на біохімічному і фізіологічному рівні?
27. У чому полягає перевага біоіндикації на молекулярному рівні?
28. Які основні етапи обміну речовин піддаються впливові стресорів і спостереження за якими має вирішальне значення для біоіндикації?
29. Які з індикаційних ознак на фізіолого-біохімічному рівні придатні для ранньої біоіндикації?
30. Показові ушкодження молекулярного рівня як біоіндикаційні показники, приклади.
31. Показові ушкодження клітинного рівня як біоіндикаційні показники.
32. Критерії добору біоіндикаційних показників тканевого й організмового рівнів.
33. Показові ознаки пошкодження на тканевому рівні, приклади.
34. Характеристика і типи некрозів у рослин.
35. Характеристика стандартних тест-рослин для біоіндикації на тканевому рівні.
36. Показові патологічні прояви несприятливого зовнішнього впливу у тварин як біоіндикаційні показники, приклади.
37. Показові ушкодження організмового рівня в рослин, приклади.
38. Зміна фарбування листів у рослин і тіла у тварин як біоіндикаційні показники, приклади.
39. Зміна розмірів і продуктивності рослин і тварин як біоіндикаційні ознаки.
40. Екобіоморфні ознаки як біоіндикаційні показники, приклади.
41. Добір показових видів на популяційному рівні біоіндикації
42. Показники популяційного рівня біоіндикації.
43. Вплив антропогенних стресорів на динаміку рослинних популяцій

44. Вплив антропогенних стресорів на характер поширення рослин
45. Показові ознаки екосистемного рівня
46. Метод комплексної біоіндикації, його етапи і переваги
47. Екологічні індекси, використовувані в методі комплексної індикації (індекс Шеннона, індекс домінантності, індекс подібності)
48. Фітоїдикаційні методи дослідження екологічного стану природного середовища.
49. Показники стану рослинності як індикатора екологічного стану території
50. Класифікація фітоїдикаційних ознак
51. Методи біоїдикації за структурою і будовою рослинних співтовариств
52. Метод дендроїдикації
53. Метод бріоїдикації
54. Метод ліхеноїдикації
55. Біоїдикаційні показники ліхеноїдикації (показник достатку-щільності, індекс чистоти атмосфери, індекс чистоти повітря).
56. Методи біотестування, їхні переваги і достоїнства.
57. Тест-об'єкти, стандартні і найбільше часто використовувані в практиці.
58. Розрахунок загальноприйнятих статистичних параметрів у біоїдикації – вибіркоче середнє, вибіркова дисперсія, коефіцієнт варіації, критерій Стьюдента, критерій Фішера
59. Оцінка подібності-розходження (коефіцієнт Сьєренсена, коефіцієнт Жаккара, процентна подібність, індекс Шеннона, індекс Сімпсона, розмаїтість і багатство видів).
60. Зміна кислотності ґрунтів, рослини-індикатори кислотності і багатства ґрунтів.
61. Механічний склад ґрунтів, літо індикатори.
62. Показники й індикатори ґрунтової родючості.
63. Індикація засоленості ґрунтів – постійні, перемінні, негативні індикатори.
64. Індикація типів ґрунтів.

ТЕСТОВІ ЗАВДАННЯ ДЛЯ САМОКОНТРОЛЮ

1. Біоіндикація – це

- А. вивчення впливу людини на екосистеми;
- Б. індикація абіотичних та біотичних факторів ;
- В. виявлення змін оточуючого середовища під дією радіаційного випромінювання;
- Г. виявлення змін оточуючого середовища під дією промислового комплексу;

2. Біоіндикатори – це:

- А. живі організми, які мешкають в районах техногенного забруднення;
- Б. живі організми, які змінюються морфологічно в умовах техногенного забруднення;
- В. живі організми, які реагують на зміну сапробності води;
- Г. живі організми, яких використовують для вияву забруднення оточуючого середовища;

3. Найбільш ефективні методи очищення:

- А. механічний;
- Б. хімічний;
- В. біохімічний;
- Г. фізико-хімічний;

4. Перспективними біоіндикаторами є види:

- А. з вузькою амплітудою толерантності до антропогенних умов;
- Б. з широкою амплітудою толерантності до антропогенних умов;
- В. з низькою екологічною валентністю;
- Г. з низьким адаптивним потенціалом;

5. Індикатором ступеню чистоти атмосфери є:

- А. гриби;
- Б. лишайники;
- В. водорості;
- Г. -комахи ;

6. Найкращий метод очищення води від забруднення органічними речовинами:

- А. Механічний;
- Б. хімічний ;
- В. біологічний ;
- Г. фізичний.

7. Біологічний метод очистки води від забруднення заснований на використанні:

- А. риб ;
- Б. рослин ;
- В. мікроорганізмів;
- Г. торфу;

8. Біоіндикаційні дослідження неможна проводити на рівнях:

- А. субклітинному;
- Б. клітинному;
- В. видовому;
- Г. міжвидовому;

9. Води річок відновлюються:

- А. Через добу;
- Б. Через місяць;

- В. Приблизно через 10-12 діб;
- Г. Через рік;

10. Особливості стану популяції визначають також такі її показники:

- А. віковий спектр;
- Б. стійкість;
- В. індекс чисельності;
- Г. інерційність популяційної системи;

11. Живі системи рахуються відкритими, тому що вони:

- А. побудовані з тих самих хімічних елементів, що і неживі;
- Б. обмінюються речовиною, енергією та інформацією з навколишнім середовищем;
- В. володіють здатністю до адаптації;
- Г. здатні розмножуватися;

12. Масова загибель риби при розливанні нафти у водоймах пов'язана зі зменшенням у воді:

- А. світлової енергії;
- Б. кисню;
- В. вуглекислого газу;
- Г. солоності.

13. За який час розкладається половина нафти, вилитої в море:

- А. за тиждень;
- Б. за місяць;
- В. за рік;
- Г. за десять років.

14. Гомеостаз – це:

- А. захист організму від антигенів ;
- Б. підтримка відносної стабільності внутрішнього середовища організму;
- В. зміна біологічних ритмів ;
- Г. зміна біоценозів;

15. Шкіра у сільських жителів старіє швидше, ніж у міських внаслідок прояву мінливості:

- А. мутаційної;
- Б. модифікаційної;
- В. комбінативної;
- Г. співвідносної ;

16. Основна задача біоіндикації

- А. розробка системи контролю за станом навколишнього середовища;
- Б. розробка методів та критеріїв, які адекватно відображають рівень антропогенних впливів з урахуванням характеру забруднення;
- В. розробка системи спостережень за станом навколишнього середовища ;
- Г. виявлення характеру впливу зовнішніх факторів на живі організми;

17. Використання методів біоіндикації дозволяє вирішувати завдання:

- А. екологічного моніторингу;
- Б. фенологічного моніторингу;
- В. географічного моніторингу;
- Г. антропогенного моніторингу;

18. Термін "екологія" запропонований Ернстом Геккелем в:

- А. 1900 р.;
- Б. 1866 р.;
- В. 1953 р.;
- Г. 1859 р.;

19. Для захисту навколишнього середовища від забруднення:

- А. створюють заповідники;
- Б. охороняють окремі природні співтовариства;
- В. обмежують видобування біологічних ресурсів;
- Г. впроваджують маловідходні і безвідходні технології;

20. Організми, які здатні мешкати у вузькому діапазоні екологічної валентності:

- А. евритопні;
- Б. космополіти;
- В. стенотопні;
- Г. полу космополіти;

21. Опосередковано діючий екологічний фактор – це:

- А. рельєф;
- Б. температура;
- В. світло;
- Г. вода;

22. Вчення про лімітуючі фактори розробив:

- А. В.І. Сукачов;
- Б. Ю. Лібих;
- В. В.І. Вернадський;
- Г. Е. Зюсс;

23. Рослини, які зростають на помірно зволжених луках:

- А. Ксерофіти;
- Б. Гігрофіти;
- В. Гідрофіти;
- Г. Мезофіти;

24. Пустельні кактуси відносяться до групи

- А. Укулентів;
- Б. Склерофітів;
- В. Сциофітів;
- Г. Гігрофітів;

25. Чотири «закони», які є обов'язковими для раціонального природокористування, запропонував:

- А. Ч. Дарвін;
- Б. К. Линней;
- В. К. Мальтус;
- Г. Б. Коммонер;

26. Світло, температура, вологість, тиск відносяться до факторів:

- А. Біотичних;
- Б. Абіотичних;
- В. Антропогенних;
- Г. Екзогенних.

Література

1. Алексеенко Л. Н. Водный режим луговых растений в связи с условиями среды / Л.Н. Алексеенко. – Л.: Изд-во Ленинград. ун-та, 1976. – 198 с.
2. Аніскіна-Левчук Р. В. Оцінка стану атмосферного повітря по наявності, густоті та видовому різноманіттю лишайників // Матеріали I міжнародної науково-практичної конференції «На шляху до сталого розвитку регіонів», Полтава, 18-19 листопада 2004 р, С.163-166.
3. Антропогенные изменения, охрана растительности болот и прилегающих территорий: материалы VI Всесоюзного совещания, 5-7 сентября 1979 г. – Минск: Наука и техника, 1981. – 255 с.
4. Артамонов В. И. Зеленые оракулы. — М.: Мысль, 1989.
5. Артамонов В. И. Растения и чистота природной среды. - М.: Наука, 1986.
6. Бабьева, И. П. Биология почв / И. П. Бабьева, Г. М. Зенова ; под ред. Д.Г. Звягинцева. – М. : Изд-во МГУ, 1989. – 336 с.
7. Безуглая Э. Ю. Мониторинг состояния загрязнения атмосферы в городах.- Л.: Гидрометеиздат, 1989.
8. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / Под ред. Р. Шуберта.М., 1988.с.165
9. Биоиндикация и биомониторинг /Отв. Ред. Д.А. Криволицкий.М.,1991. с.214.
10. Биоиндикация состояния окружающей среды Москвы и Подмосквья / отв. ред. Д.А. Криволицкий. – М.: Наука, 1982. – 144 с.
11. Биологические методы оценки качества объектов окружающей среды : учеб. пособие. В 2 ч. Ч. 1. Методы биоиндикации / С. М. Чеснокова ; Владим. гос. ун-т. – Владимир : Издво Владим. гос. ун-та, 2007. – 84 с.
12. Биотестирование как метод оценки природной среды / А.Н. Мисюра, Ю.Б. Смирнов, В.Я. Гасов // Проблемы фундаментальної та прикладної екології: матеріали II Всеукраїнської конференції 9-10 грудня 1997 р. – Кривий Ріг, 1997. – Ч.1. – С. 42-43.
13. Білявський Г.О., Бутченко Л.І. Основи екології: теорія та практикум. Навч. посібник. – К.: Либідь, 2004.– 368 с.
14. Бурдин, К.С. Основы биологического мониторинга / К.С. Бурдин. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1985. – 158 с.
15. Гарибова Л. В. Водоросли, лишайники и мохообразные СССР / Л. В. Гарибова [и др.]. — М.: Мысль, 1978.
16. Гідроекологічна токсиметрія та біоіндикація забруднень: Теорія, методи, практика використання / за ред. И.Т. Олексієва, Л.П. Брагинського. - Львів: Світ, 1995. -С.7-39.
17. Горова А.І. Методологічні аспекти оцінки генетичних наслідків техногенезу Зб. наук. праць «Екологія і природокористування». Вип.3, Дніпропетровськ, 2001. – С. 143-152.
18. ГОСТ 12071-2000 Грунты. Відбір, упакування, транспортування і зберігання зразків.
19. ГОСТ 17.2.3.01-86 Охрана природы. Атмосфера. Правила контроля качества воздуха населенных пунктов.
20. ГОСТ 17.2.6.01-86 Охрана природы. Атмосфера. Приборы для отбора проб воздуха населенных пунктов.
21. Гриб Й.В., Клименко М.О., Сондак В.В. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління). - Рівне: ППФ «Волинські береги», 1999.- Т.І, II,
22. Дідух Я.П. Фітоіндикація екологічних режимів рослинних угруповань урочища Холодний Яр // Ботанічний журнал. – 1992. – № 1. – С. 17-22.
23. Дідух Я.П. Фітоіндикація екотопів верхів'я Західного Бугу / Я.П. Дідух // Ботанічний журнал. – 1994. – № 2-3. – С. 57-67.
24. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М., 1988. с. 305.
25. Долина Л.Ф. Мониторинг окружающей среды и инженерные методы охраны биосферы.– Днепропетровск: Изд-во «Континент», 2002.– 208 с.
26. ДСТУ ISO 5667-6-2001 Якість води. Відбір проб. Частина 6. Настанови щодо відбору проб води з річок та інших водотоків.

27. Жизнь растений. Т. 3. Водоросли, лишайники. — М.: Просвещение, 1977.
28. Захаров В.М., Чубинишвили А.Т., Дмитриев С.Г., Баранов А.С. и др.
29. Здоровье среды: практика оценки. М.: Изд. Центра экол. политики России, 2000. — 318 с.
30. Калінін М.І., Єлісеєв В.В. Біометрія: Підручник для студентів вузів біологічних та екологічних напрямків. — Миколаїв: Вид-во МФ НаУКМА, 2000. — 204 с.
31. Клименко М.О., Гріховина Ю.Р. Оцінка екологічного стану водних систем річок басейну Прип'ять за вищими водними рослинами. - Рівне: НУВГП, 2005.
32. Клименко М.О., Залеський І.І. Екологія людини: Навч. пос. - Рівне: УДУВГП, 2004.
33. Клименко М.О., Прищепа А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля. — К.: Академія, 2006. — 360 с.
34. Кравкина И.М. Влияние атмосферных загрязнений на структуру хвои / И.М. Кравкина // Растения и промышленная среда: научная конференция: тезисы докладов. — Днепропетровск, 1990. — С. 102-103.
35. Криволицкий Д.А. Биоиндикация радиационных загрязнений. М., 1999. с. 128.
36. Криволицкий Д.А. Экологическое нормирование на примере радиоактивного загрязнения экосистем // Методы биоиндикации окружающей среды в районах АЭС. — М.: Наука, 1988.
37. Криволицкий, Д.А. Биоиндикация и биомониторинг / Д.А. Криволицкий. — М.: Наука, 1991. — 288 с.
38. Кряжева Н.Г., Чистякова Е.К., Захаров В.М. Анализ стабильности развития берёзы повислой в условиях химического загрязнения // Экология, 1996. - №6. - С. 441-444.
39. Кубланов С.Х., Шпаківський Р.В. Моніторинг довкілля: Навч.-метод. пос. - К., 1998.
40. Лебедева Н.В. Биологическое разнообразие: учебное пособие / Н.В. Лебедева, Н.Н. Дроздов, Д.А. Криволицкий. — М.: Гуманит. изд. центр ВЛАДОС, 2004. — 432 с.
41. Лесные травянистые растения. Биология и охрана: справочник / Ю.Е. Алексеев, М.Г. Важрамеєва, Л.В. Денисова, С.В. Никитина. — М.: Агропромиздат, 1988. — 233 с.
42. Лисенко Г.М. Фітоіндикаційна оцінка провідних екологічних факторів «Хомутовського степу» (Донецька область) / Г.М. Лисенко // Український ботанічний журнал. — 1992.— № 5. — С. 50-54.
43. Меннинг У. Дж., Федер У. А. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений / Под ред. Л.М. Филипповой. - Л.: Гидрометеиздат, 1985.
44. Методики биологических исследований по водной токсикологии / Сборник, Наука, М.: Гидрометеиздат — 1971. — 300 с.
45. Методическими рекомендациями по выполнению оценки качества среды по состоянию живых существ (оценка стабильности развития живых организмов по уровню асимметрии морфологических структур). Утверждено Распоряжением Росэкологии от 16.10.2003 № 460-р. — 28 с.
46. Методичні рекомендації «Обстеження та районування території за ступенем впливу антропогенних чинників на стан об'єктів довкілля з використанням цитогенетичних методів» для студентів напряму підготовки 6.040106 / А.І. Горова, С.А. Риженко, Т.В. Скворцова та ін. Д.:НГУ, 2007. - 25 с.
47. Методы биоиндикации и биотестирования природных вод. — Сб. научн. трудов. Л.: Гидрометеиздат, 1987. - 212 с.
48. Мусієнко М.М. Екологія. Охорона природи: словник-довідник / М.М. Мусієнко, В.В. Серебряков. — К.: Знання, 2007. — 624 с.
49. Мусієнко М.М. Фітоіндикація та фітомоніторинг / М.М.Мусієнко // Екологія рослин: підручник / М.М.Мусієнко. — К., 2006. — С. 344-404.
50. Мэннинг У.Дж., Фредер У.А. Биомониторинг атмосферы с помощью растений.— Л.: Гидрометеиздат, 1985.—144 с.
51. Николаевский В.С. Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методом фитоиндикации. М., 1998. с.97
52. Опекунова М.Г. Биоиндикация загрязнений. Изд-во С.-Петербургского университета, 2004. с. 266
53. Паушева З.П. Практикум по цитологии растений. М.: Агропромиздат, 1988. — 271 с.

54. Последствия Чернобыльской катастрофы: Здоровье среды / под ред. В. М. Захарова, Е.Ю. Крысанова. — М.: Моск. отд. Международного фонда «Биотест», 1996.
55. Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. Т. VIII. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — 289 с.
56. Прогнозирование экологических процессов / Л.Я.Ащепкова, А.Е.Кузьмина, Л.М. Мамонтова и др. — Новосибирск: Наука, 1986. — 216 с.
57. Реймес Н.Ф. Экологический мониторинг / Н.Ф. Реймес // География в школе. — 2000. — № 3. — С. 31-35.
58. Руденко С.С., Костишин С.С., Морозова Т.В. Загальна екологія: практичний курс. Частина 1. Чернівці.: Рута, 2003. — 320 с.
59. Сафранов Т.А. Екологічні основи природокористування: навч. посіб. для студ. вищ.навч. заклад. / Т.А. Сафранов. — Львів: Новий Світ-2000, 2003. — 248 с.
60. Скиба Ю. Вплив урбанізації на зміни в рослинному покриві / Ю. Скиба // Біологія і хімія в школі. — 1999. — № 6. — С. 44-46.
61. Сметана О.М. Зооіндикація антропогенного навантаження на степові біоценози Криворіжжя / О.М. Сметана, Н.М. Сметана // Еколого-біологічні дослідження: наукова конференція. — Кривий Ріг, 2002. — С. 390-396.
62. Сніжко СІ. Оцінка та прогнозування якості природних вод. - К.: Ніка-центр, 2001.
63. Сынзыныс Б. И. Экологическая диагностика качества атмосферного воздуха с помощью лишайников / Б. И. Сынзыныс, Е. И. Егорова. — М.: Русполиграф, 1997.
64. Тихомиров Ф.А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. — М.: Атомиздат, 1972
65. Трасс Х.Х. Классы полеотолерантности лишайников и экологический мониторинг // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. — Л.: Гидрометеиздат, 1985. — Т.7.
66. Унифицированные методы исследования качества вод. Часть 3. Москва. — 1983. — 372 с.
67. Федоренко О.І. Моніторинг навколишнього середовища / О.І.Федоренко, О.І.Бондар, А.В.Кудін // Основи екології: підручник / О.І. Федоренко, О.І. Бондар, А.В. Кудін. — К., 2006. — С. 306-318.
68. Фёдорова А.И. Практикум по экологии и охране окружающей среды: учеб. пособ. для студ. высш. учеб.завед. / А.И.Фёдорова, А.Н.Никольская. — М.: Гуманитарный издательский центр ВЛАДОС, 2001. — 288 с.
69. Федорова А.И., Никольская А.Н. Практикум по экологии и охране окружающей среды: Учебное пособие. — Воронеж: Воронеж. гос. ун-т, 1997. — 305 с.
70. Шарыгин С.А. Живые индикаторы и геохимическая экология / С.А.Шарыгин // Человек и стихия: сборник за 1990 г. — Л., 1989. — С. 212-213.
71. Шевчук В.Я. та ін. Екологічне управління: Підручник. - К.: Либідь, 2004.
72. Школьный экологический мониторинг: учебно-методическое пособие / под ред. Т.Я. Ашихминой. — М.: АГАР, 2000. — 386 с.

Навчально-методичне видання

Лисиця Андрій Валерійович

**«Біоіндикація і біотестування
забруднених територій»
МЕТОДИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ
*ДО САМОСТІЙНОГО ВИВЧЕННЯ
ДИСЦИПЛІНИ***

Видавництво «Дока-центр»

33000, м. Рівне, вул. Ст. Бандери, 20
телефон: (0362)63-54-02
моб. телефон:(096) 515-22-26
e-mail:dokarivne@gmail.co

Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи
До Державного реєстру видавців, виробників
і розповсюджувачів видавничої продукції
Серія РВ № 54 від 9 вересня 2011 р.

Підписано до друку 16.02.2018.
Умовних друк. аркушів - 6.
Тираж 100 прим.