

Вона має бути узгоджена з використанням біологічних елементів якості, для надання їй більшої репрезентативності.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Михайлов В.Н., Добровольский А.Д. Общая гидрология: Уч. – М., 1991. – С. 140.
2. А.А. Соколов "Гидрография СССР", Гидрометеиздат, Л., 1952.
3. Водний кодекс України із змінами і доповненнями, внесеними Законом України від 21 вересня 2000 року за № 1990-III, – 38с.
4. Паламарчук М.М., Ревера О.З. Нове життя малих річок. – К.: Урожай, 1991.
5. Антимонов Н. А. Исследования малых рек. — Л.: Гидрометеиздат, 1950. — 128 с.
6. Ободовський О.Г., Онищук В.В., Розлач З.В., Яцюк М.В. Гідроекологічна безпека урбанізованих заплавлених територій у басейні р.Лімниця / Картографія та вища школа, вип. 10. 2005. – с.140-147.
7. Ободовський О.Г., Ярошевич О.Є. Гідроморфологічна оцінка якості річок басейну Верхньої Тиси / За ред.. О.Г.Ободовського.-К.:Інтертехнодрок, 2006.-70с.
8. Впровадити методику гідроморфологічної оцінки якості річок басейну Ужа для прийняття оптимальних водогосподарських рішень. Зал. Звіт по НДР №д.р.0106U006718. КНУ імені Тараса Шевченка.-2006р. -200с.
9. Оценка гидроморфологического качества рек бассейна Припяти. – Киев, Минск, 2007. – с3-11.
10. Совместная стратегия внедрения Водной Рамочной Директивы (2000/60/ЕС) Реки и озера – типология, референсные условия и системы классификации. Руководство № 10. Рим, 2003. – с.15-22.
11. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т.9. Закавказье и Дагестан. Гидрографические описания. Л.: Гидрометеиздат, 1974. 578 с.
12. Природные ресурсы Грузинской ССР, т.VI. Гидроэнергетические ресурсы., М., 1965г.
13. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення.– Київ 2006. – 240 с.
14. И.М. Буачидзе. Геологическое районирование территории Грузии. Труды Грузинского политехнического института им. С.М.Кирова, 1955г.
15. Геология СССР. Грузинская ССР. Том X. (Часть I. Геологическое описание), - М.; Изд. Недра, 1964г.
16. Особенности геологии горных областей на примере Грузинской ССР. Кварцхава Л.Ф. Обзорная серия Гидрология и инженерная геология, №15, ВИЭМС, 58с.

УДК 574.64

Клименко О.М., Петрук А.М. (Україна, Рівне)

БІОІНДИКАЦІЙНА ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ОСНОВІ МОДЕЛЮВАННЯ ГРАНИЧНО – ДОПУСТИМИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ ІОНІВ СУЛЬФАТУ МІДІ

Постановка проблеми. На території України проведені успішні біоіндикаційні дослідження А.І. Горовою, В.П. Бессоновою, І.І. Коршиковим та ін.

Методи біоіндикації застосовуються для визначення рівнів токсико-мутагенної активності об'єктів навколишнього середовища (води, ґрунтів, атмосферного повітря, відходів) та ґрунтуються на встановленні різниці між значеннями цитогенетичних показників (рівень стерильності пилку індикаторних рослин, мітотичний індекс та частота аберантних хромосом у кореневій меристемі, частота клітин з мікроядрами в епітеліоцитах ротової порожнини дітей дошкільного віку) у тест-об'єктах, що аналізуються (дослід), та аналогічними показниками в екологічно чистих умовах [7].

Так, доведена інформативність та універсальність таких тест-об'єктів як цибуля звичайна (*Allium sera*) [8] та салат посівний (*Lactuca sativa*) [7], які дозволяють кількісно оцінювати багатofакторні навантаження на прісноводні екосистеми за затримкою росту корінців. Зокрема, при дослідженні різних типів вод на *Allium sera*, отримали можливість поділити водні зразки на класи за рівнем забрудненості. Найзабрудненіша вода (побутова і промислова) виявила гострий токсичний ефект, про що свідчили затримка кореневого росту *A. sera* понад 50%. Також, пригнічення росту корінців цибулі на 50% відбувалось вже на четверту добу після дії харчових барвників, лікарських засобів, пестицидів і важких металів, що знаходились у водному середовищі [8]. Отже, застосування подібних біотестів, дає можливість оцінити шкідливість антропогенних факторів на навколишнє природне середовище і є ефективним засобом при визначенні токсичного впливу широкого спектра хімічних речовин на природні екосистеми.

При підозрі токсикації водойм важкими металами (ВМ) – для проведення експрес-оцінки якості їх вод необхідні доступні та чутливі методи кількісного визначення забруднюючих речовин. Як правило, проведення подібних визначень базується на біологічних тестах (біотестуванні). В якості тест-об'єктів використовують типові водні організми, які являють собою різні життєві форми (ракоподібні, олігохети, коловертки), успішно застосовують оцінку токсичності вод за пігментними характеристиками фітопланктону та за ступенем розвитку вищих водних рослин (з використанням салату посівного та цибулі звичайної). За визначенням Л.П. Брагинського [1], тест-об'єкти – "...замінники складних хімічних аналізів, що дозволяють оперативно встановити факт токсичності (отруйності, шкідливості) водного середовища ("так" чи "ні") незалежно від того, чи обумовлена вона наявністю однієї речовини, або цілого комплексу речовин".

Щоправда, деякі автори підкреслюють, що тлумачити отримані результати досліджень нерідко буває досить складно і важко, оскільки в реальності має місце поєднання дії кількох антропогенних факторів з дією безлічі природних чинників і розмежувати їх наслідки буває проблематично, а іноді неможливо.

Багатьма дослідниками відмічалась і невідповідність результатів оцінки за біологічними показниками з результатами хімічних аналізів, а деколи і приведення до зовсім неправильних висновків.

Метою нашої роботи було проаналізувати вплив різних концентрацій іонів сульфату міді на проростання насіння цибулі звичайної *Allium cepa* та салату посівного *Lactuca sativa* - для встановлення залежностей реакції тест-об'єктів на зміну концентрацій даного елемента у воді та підтвердження допустимих рибогосподарських рівнів у водних об'єктах.

Метою постановки нашого модельного досліду було виявити в які саме сезони року методи біоіндикаційних досліджень водних екосистем є найбільш вдалимими та інформативними. Результати біотестування на проростання насіння цибулі звичайної *Allium cepa* та насіння салату посівного *Lactuca sativa* у воді водойм, відібраної в різні сезони року.

Обраний для дослідження елемент, обумовлений тим, що іони міді є одними з найпоширеніших компонентів природних вод. Так, вміст міді у незабруднених прісних водах становить від 2 до 30 мкг/л, у морських водах – від 0,5 до 3,5 мкг/л. ГДК у рибогосподарських водоймах 0,01 мг/л. Токсичний вплив сильніше проявляється у м'якій воді ніж у жорсткій, де утворюється карбонат або гідрокарбонат міді. Вступає в синергізм з цинком та кадмієм. Порогові концентрації для риб становлять 0,08-0,8 мг/л; для інших водних тварин 0,08-10 мг/л. Надзвичайно стійкі до солей міді личинки комах: витримують концентрації 25-250 мг/л міді протягом багатьох днів. Найпростіші гинуть при концентрації 0,5; прісноводні поліпи – 0,0004 мг/л міді. Крім того, до водойм мідь надходить зі стічними водами більшості підприємств, альдегідними реагентами, що використовуються для знищення водоростей та поверхневим стоком.

Результати досліджень Для аналізу було підготовлено 5 проб води, що відповідали за вмістом сульфату міді 1, 2, 5 та 10 рибогосподарським ГДК, а також контрольний зразок – дистильована вода.

Для проведення тесту на цибулі звичайній, цибулинка садили у пробірки із пробами води (5-6 штук на кожен варіант). Через чотири доби проводилися виміри довжини корінчиків у пучках, а також їх кількість на цибулинках. Далі визначалась середня довжина корінців для кожної проби.

Біо-тест на токсичність за зміною довжини корінця у салату посівного проводили у чашках Петрі із фільтрами, зволоженими пробами води, куди розміщували по 25 насінин. Чашки закривались і через 4 доби визначалась довжина корінця від потовщення вузлика до їх кінчиків. За отриманими даними визначалась частка росту корінців по відношенню до контролю.

При проведенні модельних дослідів притримувались принципу єдиної відмінності: варіанти відрізнялись лише за концентрацією хімічної речовини, в той час, як всі інші фактори лишались незмінними.

На основі отриманих даних в ході експерименту, ми розрахували індекс токсичності для варіантів досліду, за формулою:

$$T = \frac{I_k - I_o}{I_k} \cdot 100, \% \quad (1)$$

де: T – індекс токсичності проби досліджуваної води;

I_k – величина тест-реакції у контрольній пробі;

I_o – величина тест-реакції у досліджуваній пробі.

Таблиця 1. – Результати біотестування на проростання насіння цибулі звичайної *Allium cepa*

Варіант	Загальна кількість корінців, (n)	Середня довжина корінців, (M)	Середньо-квадратичне відхилення, (±m)	Коефіцієнт варіації, (Cv)	Відношення до контролю, %	Індекс токсичності (T)
Контроль	88	13,7	0,72	49,08	100	-
1 ГДК	99	9,63	0,34	35,84	70,26	29
2 ГДК	71	8,83	0,41	38,42	64,43	36
5 ГДК	81	5,04	0,24	44,22	36,75	63
10 ГДК	34	4,76	0,19	38,69	42,06	57

Таблиця 2. – Результати біотестування на проростання насіння салату посівного *Lactuca sativa*

Варіант	Загальна кількість корінців, (n)	Середня довжина корінців, (M)	Середньо-квадратичне відхилення, (±m)	Коефіцієнт варіації, (Cv)	Відношення до контролю, %	Індекс токсичності (T)
Контроль	25	9,8	0,72	36,2	100	-
1 ГДК	25	8,24	0,65	24,11	95,1	5
2 ГДК	25	6,72	0,44	31,72	68,57	31
5 ГДК	25	5,2	0,26	24,83	53,06	47
10 ГДК	25	3,69	0,26	32,99	40,4	49

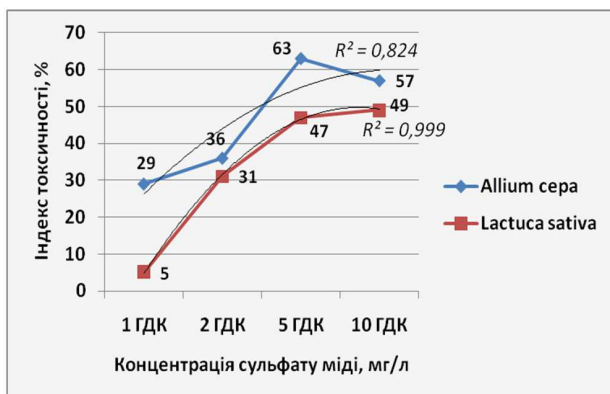


Рис. 1. Зміна індексу токсичності водного середовища при різних концентраціях CuSO_4

Індекс токсичності зростає зі збільшенням концентрацій іонів сульфату міді. Щоправда, у варіанті із цибулею звичайною, обрахунок виявив зменшення токсичності води при концентрації 10 ГДК. Це, вочевидь, пояснюється похибкою вимірювань довжини і кількості корінців на насінні. Повністю чітку картину закономірної зміни індексу токсичності проявив тест-об'єкт – салат посівний. Для обох тест-об'єктів, зміна індексу токсичності відносно ГДК проявила достатньо високі значення величини апроксимації: цибуля звичайна 0,8; салат посівний 0,9. Якщо порівнювати значення індексів токсичності у варіантах обох дослідів, то більш реально відображає рівень забруднення води тест-об'єкт цибуля звичайна, де індекс перевищує 50% при концентрації 5 ГДК. Індекс токсичності по салату посівному не перевищував 50% навіть при 10 ГДК.



Рис. 2. Зображення проведення дослідів

сульфату міді виявили токсичну дію на рівні 5 ГДК, що може стати підставою для перегляду допустимих концентрацій елемента у водних об'єктах; для біоіндикаційної оцінки токсичності водного середовища необхідно використовувати мінімум 2 тест-об'єкти.

Висновок

Виявлено, що проростання корінців салату посівного має більш чітку закономірність, порівняно з цибулею звичайною, більш чутливою до зміни концентрацій іонів сульфату міді у воді, виявилась саме тест-реакція цибулі звичайної. Спираючись на наведені висновки, ми наводимо наступні рекомендації: рибогосподарські ГДК

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Метелев В.В и др.. Водная токсикология. М., «Колос», 1971,-247 с.
2. Брагинский Л.П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии./ Гидробиологический журнал, 1988.- № 3 – с.78-83.
3. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління). Том І. Гриб Й.В., Клименко М.О., Сондак В.В. – Рівне: Волинські обереги. – 1999, - 348 с
4. Брагинский Л.П. Интегральная токсичность водной среды и ее оценка с помощью методов биотестирования // Гидробиол. журн. - 1978. - №1. - С.77-83.
5. М.О. Клименко, С.С. Трушева., Ю.Р. Гроховська „Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління)”. Том ІІІ, - Рівне 2004р., 211ст.
6. Коротун І.М., Коротун Л.К. „Географія Рівненської області”, Рівне – 1996р., 274ст.
8. Слободян В.О. Біоіндикація: навчальний посібник. Івано-Франківськ: Видавництво “Полум'я”. 2004. – 196 с.
9. Журнал „Найчистіші водойми України”, Десна №8.
10. А.С. Константинов. Общая гидробиология. Москва. Высшая школа, 1979. - 480с.

УДК 504.064

Косовець О.О., Колісник І.А. (Україна, Київ)

СТАН ЗАБРУДНЕННЯ ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ ЗА ДАНИМИ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ОРГАНІЗАЦІЙ ДЕРЖАВНОЇ ГІДРОМЕТСЛУЖБИ У 2010 РОЦІ

Моніторинг за станом забруднення навколишнього природного середовища на території України проводиться оперативно - виробничими організаціями національної гідрометслужби з 60-х років ХХ століття.

Спостереження за станом хімічного забруднення **атмосферного повітря** на сьогоднішній час проводяться у 53 містах на 163 стаціонарних постах та 2-х маршрутних постах. Всього проаналізовано блтзько 833 тис.проб.

У 2010 р. за індексом забруднення атмосфери (ІЗА) в 9% міст рівень забруднення повітря оцінювався, як дуже високий (у 2009 р. – 7,5%) - це Маріуполь, Макіївка, Дніпродзержинськ, Лисичанськ, Донецьк. У 37,7% міст рівень забруднення оцінювався, як високий (рис.1). У 17,0 % міст рівень забруднення оцінювався, як підвищений, у 35,8% міст - як низький. Забруднення повітря обумовлено, в основному, високими