

**Клименко О.М., к.т.н., доц., Бедункова О.О., к.с-г.н., доц., Петрук А.М., ст. викл.** (Національний університет водного господарства та природокористування, м. Рівне)

### **ОЦІНКА ТОКСИЧНОСТІ ШТУЧНИХ ВОДОЙМ З ВИКОРИСТАННЯМ ТЕСТ-ОБ'ЄКТІВ ALLIUM CERA L. (ЦИБУЛЯ ЗВИЧАЙНА) ТА LACTUCA SATIVA (САЛАТУ ПОСІВНОГО)**

**Наведено результати проведення біоіндикаційної оцінки індексу токсичності води з використанням тест-об'єктів Allium cepa L. (цибуля звичайна) та Lactuca sativa (салату посівного)**

**Ключові слова:** водна екосистема, тест-об'єкт, індекс токсичності.

**The results of the evaluation index bioindykatsiynoyi water toxicity using the test facilities Allium cepa L. (common onion) and Lactuca sativa (lettuce seeds).**

**Key words:** water ecosystem, the test object, the index of toxicity.

**Приведены результаты проведения биоиндикационных оценки индекса токсичности воды с использованием тест-объектов Allium cepa L. (лук обычная) и Lactuca sativa (салата посевного).**

**Ключевые слова:** водная экосистема, тест-объект, индекс токсичности.

**Вступ.** На сучасному етапі урбанізаційних процесів водні ресурси зазнають значних дегресивних змін. Велику цінність для міст та населених пунктів мають акваторії усіх типів, в тому числі і штучні водойми, адже вони впливають на місцевий клімат, служать своєрідними екологічними магістралями, володіють значним рекреаційним потенціалом. Для міст із незначними гідрологічними ресурсами, до яких належить м. Рівне, проблема оптимізації екологічного стану водних екосистем має винятково важливе значення. Передовсім цю проблему слід розглядати як складову частину ефективного функціонування не тільки водних, але й усіх інших екосистем, в контексті збалансованого розвитку всієї соціоекосистеми міста.

Крім того, в сучасних дослідженнях водних екосистем, з метою відкидання таких чинників, як течія та перемішування мас води, що значно впливають на результат, все частіше вдаються до використання в якості модельних (еталонних) водних екосистем – малі штучні водойми. Це дозволяє простежити

вплив окремих факторів на дослідні процеси та явища, а також отримати певні узагальнення, відносно поставлених завдань.

**Аналіз попередніх досліджень.** В світовій практиці досить поширеною є оцінка якості природного середовища – на основі екологічного моніторингу, найважливішою частиною якого є біологічний моніторинг. При здійсненні останнього використовується широкий набір методичних засобів, серед яких більшість дослідників віддає перевагу біоіндикації, яка заснована на вивченні рівня антропогенного впливу за реакцією тест-об'єктів [1-3].

На території України проведені успішні біоіндикаційні дослідження А.І. Горовою [2], В.П. Бессоновою, І.І. Коршиковим та ще багатьма вченими.

Методи біоіндикації застосовуються для визначення рівнів токсикомутагенної 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 [3].

Так, доведена інформативність та універсальність таких тест-об'єктів, як цибуля звичайна (*Allium sera*) [2] та салат посівний (*Lactuca sativa*) [3], 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.

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 невідповідність результатів оцінки за біологічними показниками з результатами хімічних аналізів, що призводить до зовсім неправильних висновків.

**Мета роботи.** Метою нашої роботи було оцінити токсичність штучних водойм міста Рівне та її сезонну динаміку з використанням тест-об'єктів *Allium sera* L. (цибуля звичайна) та *Lactuca sativa* (салату посівного), а також

проаналізувати вплив різних концентрацій іонів сульфату міді на проростання насіння цибулі звичайної *Allium* сера 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.

**Матеріал і результати дослідження.** Для проведення серії досліджень, ми відбирали зразки води зі штучних водойм міста Рівне впродовж трьох місяців: квітень, липень та вересень 2010 року на таких об'єктах: 1 – оз. Басів Кут (дамба); 2 – оз. Басів Кут (зона купання); 3 – оз. Басів Кут (забудова); 4 – Гідропарк (Лебедине озеро); 5 – Гідропарк (котеджи); 6 – Гідропарк (рекреація 1); 7 – Гідропарк (рекреація 2); 8 – Гідропарк (район ринку).

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.

Біотест на токсичність за зміною довжини корінця у салату посівного проводили у чашках Петрі із фільтрами, зволженими 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 відносно 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:

$$T = \frac{I_k - I_o}{I_k} \cdot 100 ,$$

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 води штучних водойм та розрахунків індексу токсичності

Варіант	М	+/- m	с	Віднош.до контр.,%	Т	Варіант	М	+/- m	с	Віднош.до контр.,%	Т
<b>квітень</b>											
Allium sera L (Цибуля звичайна)						Lactuca sativa (Салат посівний)					
Контр-оль	<b>17,34</b>	<b>0,99</b>	<b>53,39</b>	<b>100,00</b>	<b>0,00</b>	Контроль	<b>11,80</b>	<b>1,05</b>	<b>43,42</b>	<b>100,00</b>	<b>0,00</b>
В-1	23,37	0,99	38,87	74,19	25,81	В-1	7,72	0,77	48,83	53,00	46,98
В-2	26,23	0,99	39,49	66,10	33,90	В-2	7,80	1,20	75,58	53,00	46,43
В-3	26,13	1,18	39,10	66,36	33,64	В-3	5,48	0,72	64,75	37,00	62,36
В-4	23,22	1,08	36,61	74,67	25,33	В-4	6,96	0,96	67,71	47,00	52,20
В-5	20,10	1,04	55,74	81,28	18,72	В-5	10,22	0,89	47,68	52,4	47,6
В-6	18,21	1,14	54,17	95,22	4,78	В-6	11,80	1,05	43,42	81,00	18,96
В-7	22,22	1,47	56,26	78,04	21,96	В-7	9,16	1,00	53,36	62,00	37,09
В-8	12,98	1,46	89,73	74,88	25,12	В-8	11,56	1,06	44,89	79,00	20,60
<b>липень</b>											
Allium sera L (Цибуля звичайна)						Lactuca sativa (Салат посівний)					
Контр-оль	<b>17,75</b>	<b>1,39</b>	<b>55,96</b>	<b>100,00</b>	<b>0,00</b>	Контроль	<b>14,56</b>	<b>2,21</b>	<b>74,40</b>	<b>100,00</b>	<b>0,00</b>
В-1	19,24	1,16	44,38	92,00	7,73	В-1	12,40	1,86	73,54	85,00	14,84
В-2	23,60	1,05	31,86	75,00	24,78	В-2	18,76	2,74	71,55	77,00	22,39
В-3	17,85	0,82	35,63	96,00	3,93	В-3	9,60	1,35	68,77	65,00	34,07

продовження табл. 1

В-4	5,58	1,11	44,48	87,00	12,25	В-4	12,52	2,50	89,33	86,00	13,98
В-5	23,30	1,46	41,96	76,00	23,83	В-5	26,96	2,32	42,23	54,00	45,99
В-6	12,70	0,95	60,22	71,00	28,70	В-6	22,68	1,40	30,17	64,00	35,80
В-7	14,34	0,88	46,36	80,00	19,18	В-7	16,92	2,29	66,25	86,00	13,95
В-8	21,14	1,58	47,91	83,00	16,05	В-8	14,16	1,83	63,29	97,00	2,75
<b>вересень</b>											
Allium sera L (Цибуля звичайна)						Lactuca sativa (Салат посівний)					
Контроль	<b>13,07</b>	<b>0,91</b>	<b>49,12</b>	<b>100,00</b>	<b>0,00</b>	Контроль	<b>3,92</b>	<b>0,46</b>	<b>57,94</b>	<b>100,00</b>	<b>0,00</b>
В-1	9,44	1,20	83,88	72,24	0,28	В-1	3,31	0,66	52,87	84,50	0,15
В-2	0,75	0,12	89,81	5,72	0,94	В-2	2,73	0,38	43,67	69,57	0,30
В-3	7,38	0,81	58,10	56,46	0,44	В-3	3,48	0,44	57,59	88,70	0,11
В-4	12,82	0,91	61,95	98,09	0,02	В-4	3,36	0,53	77,74	85,71	0,14
В-5	13,22	1,16	73,79	101,16	-0,01	В-5	2,10	0,47	89,34	53,57	0,46
В-6	12,44	0,80	41,22	95,20	0,05	В-6	1,06	0,16	39,27	27,10	0,73
В-7	10,88	1,14	59,29	83,23	0,17	В-7	4,16	0,52	60,77	106,12	-0,06
В-8	13,70	1,16	54,78	104,80	-0,05	В-8	2,67	0,57	79,76	68,02	0,32

Цей інтегральний (експресний) показник якості води рекомендується розраховувати за результатами біологічних тестів (біотестування), при підозрі забруднення вододжерел невідомими токсичними сполуками або хімічними речовинами, для визначення яких немає доступних та чутливих методів. Індекс токсичності води, яка не містить неіндифікованих компонентів, не має перевищувати 50% незалежно від використовуваних тест-об'єктів [4].

Результати біотестування води штучних водойм та розрахунок індексу токсичності середовища зведено у табл. 1.

З табл. 1 можна помітити, що впродовж трьох місяців спостережень за величиною індексів токсичності (Т) досліджуваних об'єктів спостерігались відчутні зміни. Так, мінімальні значення були характерні для вересневого досліду. Крім того, тут було встановлено навіть від'ємні значення індексу Т, що ми пояснюємо як випадкову похибку вимірювань, яка має місце при постановці експерименту. Величини індексу токсичності в цьому місяці для обох тест-об'єктів знаходились в межах від 0,05 до 0,94%.

Найвищими виявились значення індексу токсичності у квітні. Так, для тест-об'єкту *Allium sera* L.(цибуля звичайна) його величини знаходились в межах 4,78-33,90%. Для *Lactuca sativa* (салат посівний) – в межах 18,96-62,36 %.

Серед трьох сезонних вимірювань, середніми значеннями індексів токсичності характеризувались зразки води, відібрані у липні. Для *Allium sera* L.(цибуля звичайна) вони знаходились в межах 3,93-28,70%. Для *Lactuca sativa* (салат посівний) 2,75-45,99%.

Необхідно зазначити, що найбільшого впливу на екосистеми дослідних штучних водойм зазнають об'єкти, відмічені у таблиці як В-2, В-3 та В-5, В-6. Для спрощення сприйняття отриманих результатів ми побудували графіки, що відображають величини індексів токсичності водного середовища у дослідних водоймах (рис. 1).

Представлені графіки дозволяють наглядно простежити сезонну динаміку змін індексу токсичності води дослідних штучних водойм. Якщо відокремити результати вересневих досліджень, які для обох тест-об'єктів виявились не інформативними, можна стверджувати, що найбільш чітко величини індексів токсичності виявились за результатами липневих дослідів, що вочевидь, може бути пояснено особливостями температурного режиму водойм.

За результатами показаних досліджень дещо важко зрозуміти, який з двох тест-об'єктів проявив найбільшу чутливість до змін токсичності водного середовища. Цей факт доводить, що при біоіндикаційних дослідженнях, дійсно, діє безліч чинників, які важко відокремити один від одного і виявити їхнє походження.

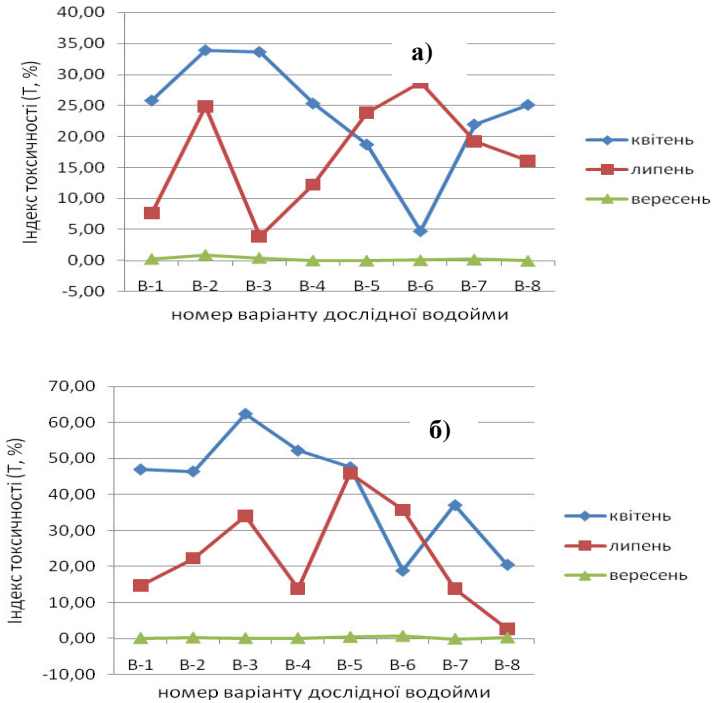


Рис. 1. Зміна індексів токсичності водного середовища, встановлених за допомогою тест-об'єктів:  
а) *Lactuca sativa* б) *Allium cepa*

Іншими словами, це підтверджує узагальнення опрацьованих нами літературних джерел і дозволяє зробити висновки про необхідність більш детального вивчення впливу окремих забруднювачів на біоіндикаційні тест-об'єкти для можливості відокремлення множини факторів, що є можливим лише в умовах експерименту.

Поставлену задачу ми вирішували шляхом постановки модельного дослідження з різними концентраціями іонів міді відносно рибогосподарських ГДК. Обраний для дослідження токсичний елемент, був 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 кад-

мієм. 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 впродовж 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.

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. Методика закладання досліду для проростання насіння тест-об'єктів була аналогічна попередньому.

Результати проведених досліджень наведені у вигляді таблиць 2, 3.

Таблиця 2

Результати біотестування на проростання насіння цибулі звичайної *Allium* *sepa*

Варіант	Загальна кількість корінців, (n)	Середня довжина корінців, (М)	Середньоквадратичне відхилення, ( $\pm m$ )	Коефіцієнт варіації, (Cv)	Відношення до контролю, %	Індекс токсичності (Т)
Контр.	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 3

Результати біотестування на проростання насіння салату посівного *Lactuca sativa*

Варіант	Загальна кількість корінців, (n)	Середня довжина корінців, (М)	Середньоквадратичне відхилення, ( $\pm m$ )	Коефіцієнт варіації, (Cv)	Відношення до контролю, %	Індекс токсичності (Т)
Контр.	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



Наведені таблиці показують як відбувався ріст корінців тест-об'єктів у водному середовищі з відомими концентраціями токсичного елемента, а саме – сульфату міді ( $\text{CuSO}_4$ ). За результатами математичного обробітку експериментального матеріалу, можна стверджувати, що середньоквадратичне відхилення ( $\pm m$ ) довжини корінців було майже ідентичним для обох тест-об'єктів і знаходилось в межах 0,19-0,72.

Коефіцієнт варіації для *Allium cepa* L.(цибуля звичайна) та *Lactuca sativa* (салат посівний) не перевищував 50%, що свідчить про середню варіабельність ознаки і доводить чутливість до токсичної речовини обох тест-об'єктів. Для відстеження змін індексів токсичності дослідних варіантів ми побудували графік, зображений на рис. 2.

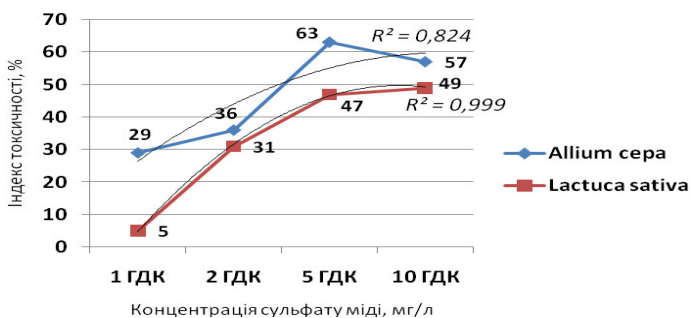


Рис. 2. Зміна індексу токсичності водного середовища при різних концентраціях  $\text{CuSO}_4$

Отже, аналіз наведеного графіка, дозволяє помітити, що 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.

Отже, у проведених нами дослідженнях, ми одержали наочну загальну картину реакції тест-об'єктів на токсичність проб. В загальному результаті було виявлено, що проростання корінців салату посівного має більш чітку закономірність, порівняно з цибулею звичайною. Проте, більш чутливою до зміни

концентрацій іонів сульфату міді у воді, виявилась саме тест-реакція цибулі звичайної.

**Висновки.** Спираючись на наведені результати досліджень, ми дійшли наступних висновків:

1. При проведенні біоіндикаційних досліджень на водних об'єктах, необхідно враховувати пору року та особливості її температурного режиму.

2. Рибогосподарські ГДК сульфату міді виявили токсичну дію на рівні 5 ГДК, що може стати підставою для перегляду допустимих концентрацій елементу у водних об'єктах.

3. Для біоіндикаційної оцінки токсичності водного середовища необхідно використовувати мінімум 2 тест-об'єкти.

В перспективі – продовження досліджень та проведення серії дослідів на інших тест-об'єктах тваринного і рослинного походження різних трофічних рівнів водойм з метою розробки більш повної оцінки якості води (або донних відкладень), що дозволила б не лише виявити забруднення, але й виявити його причину та природу забруднювачів.

1. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем / под. ред. Р. Шуберта; пер. с нем.– М.: Мир, 1988. – 350 с. 2. Горвая А.И. Оценка экологической напряженности территории по цитогенетическим показателям растений-биоиндикаторов / А.И. Горвая и др. // Проблемы и опыт охраны окружающей среды в республике: Международная конф. – Днепропетровск, 1990. – Т.2. – С. 18-19. 3. Державні санітарні правила і норми: Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого водопостачання від 23 грудня 1996 р. 4. Метелев В.В и др. Водная токсикология. – М., «Колос», 1971. – 247 с. 5. Брагинский Л.П. Биопродукционные аспекты водной токсикологии // Гидробиологический журнал, 1988. – № 3 – С.78-83. 6. Клименко М.О., Трушева С.С., Гроховська Ю.Р. Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем (гідрохімія, гідробіологія, гідрологія, управління). – Рівне, 2004. – Том III.– 211 с.

Рецензент: д.с-г.н., професор Клименко М.О. (НУВГП)