

**ЦИТОЛОГІЧНІ ЗМІНИ *ELODEA CANADENSIS* ЗА УМОВ БІОТЕСТУВАННІ
ХРОНІЧНОЇ ТОКСИЧНОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД
ПРАВОБЕРЕЖНИХ ПРИТОК РІЧКИ ПРИП'ЯТЬ**

О. О. БЄДУНКОВА, кандидат сільськогосподарських наук,
доцент кафедри екології

**Національний університет водного господарства та
природокористування**

E-mail: bedunkovaolga@mail.ru

Анотація. Подано результати обліку цитологічних змін листків акваріумного макрофіту *Elodea canadensis* за різної тривалості експозиції (7, 14, 21 добу) при оцінюванні хронічної токсичності поверхневих вод річок у різні гідрологічні сезони. За кожної серії експериментів загальна кількість цитологічних змін *E. canadensis* була вищою в літній період порівняно з зимовим. Результати біотестування зразків поверхневих вод у переважній більшості випадків були статистично достовірними відносно контролю за терміну експозиції 14 діб. При цьому найменш численними виявилися клітини у стані некрозу, дещо більшою була чисельність клітин у стані початкового некрозу та найчисленнішими виявилися клітини у стані ізотонічного плазмолізу. Кореляційний аналіз статистично достовірних результатів біотестування з гідрохімічними показниками якості води у відповідних репрезентативних створах засвідчив, що найбільш численні залежності із помірно тісним зв'язком характерні для загальної кількості цитологічних змін тест-об'єкта із завислими речовини ($r=0,67$), азотом амонійним ($r=0,56$), азотом нітритним ($r=0,59$), показником БСК₅ ($r=0,67$), вмістом розчиненого у воді кисню ($r=-0,60$), вмістом цинку ($r=0,52$) та марганцю ($r=0,61$). Як тест-параметр запропоновано використовувати коефіцієнт цитологічних змін *E. canadensis*, що зіставляє загальну кількість порушених клітин рослини з усіма проаналізованими з урахуванням тривалості хронічного експерименту.

Ключові слова: цитологічні зміни, токсичність, експозиція.

Актуальність. Сучасна гідроекологічна практика свідчить про широке та успішне застосування методів біотестування для визначення токсичних властивостей води та донних відкладів з урахуванням сукупної дії присутніх у них речовин. Це пояснюється тим, що чутливість тест-об'єктів до якісних змін середовища значно вища, ніж застосованих фізичних та хімічних методів [1].

Одним із традиційних рослинних тест-об'єктів при біотестуванні є лабораторна культура макрофіт елодея канадська (*Elodea canadensis* Michx. (1803)). При цьому як тест-параметри в експериментах *ex situ* або *in vivo* використовуються як клітини листової пластинки у складі цілого листка елодеї, так і загальні морфологічні характеристики пагону рослини [2].

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Біотестування з використанням *E. canadensis* проб донних відкладень р. Єнісей, які відрізнялись за вмістом техногенних радіонуклідів, виявило негативну залежність росту пагонів елодеї і позитивну залежність появи клітин із хромосомними порушеннями в апікальній меристемі коренів рослини від активності радіонуклідів у пробах донних відкладів [3].

Відомі результати з оцінки інтегральної токсичності водного середовища за відношенням електропровідності елодеї, що відображує відхилення виходу іонів з клітин рослини. При цьому відхилення у досліді від контролю в діапазоні 20-50% оцінюється як хронічна токсичність, від 50% та вище – як гостра токсичність [4].

У роботі [5] оцінювали вплив азотнокислої ртуті на фотосинтетичну активність елодеї канадської методом уповільненої флуоресценції (УФ). Добова експозиція елодеї у розчині азотнокислої ртуті за концентрації розчину 0,05мг/дм³ зменшувала фотосинтетичну активність рослини на 30%. Повне інгібування фотосинтетичної активності рослини відбувалося за концентрації розчину 2,5мг/дм³. Паралельно вплив азотнокислої ртуті на рослину оцінювали за приростом пагону в довжину протягом 3-6 діб. При цьому концентрація розчину 0,125-0,2мг/дм³ не мала значного впливу на ріст пагонів. Пригнічення росту на 20-25% наставало лише за концентрації азотнокислої ртуті 0,25-0,3мг/дм³.

У науковій літературі висвітлено чимало досліджень, які доводять, що більшу чутливість до виявлення токсичної дії середовища мають цитологічні зміни елодеї порівняно з її морфологічними ознаками [6]. Однак подібні роботи вимагають як вузької спеціалізації експерта, так і наявності відповідного обладнання.

Проведені нами дослідження доводять, що одним із чутливих і доступних методів оцінювання хронічної токсичності водного середовища є облік клітин листка елодеї на різних життєвих стадіях (некроз, початковий некроз, плазмоліз) [7]. Водночас лишається нез'ясованим питання, який вид цитологічних змін найбільш об'єктивно відображає токсичність водного середовища, адже індекси токсичності, розраховані за різними видами цитологічних змін, суттєво відрізняються між собою. Крім того, з огляду на специфіку проведення хронічного експерименту можна передбачити, що вплив на результати біотестування матиме і тривалість досліду.

Метою дослідження був аналіз цитологічних змін *Elodea canadensis* за різної тривалості експозиції при оцінюванні хронічної токсичності поверхневих вод річок у різні гідрологічні сезони.

Матеріали та методи дослідження. Дослідження проводили впродовж 2014-2015рр. В експериментах використовували зразки поверхневих вод правобережних приток р. Прип'ять на території Рівненської області України. Відбір води проводили в репрезентативних (з огляду антропогенного навантаження) створах (рис. 1) у періоди літньої та зимової межени згідно зі стандартизованими методиками [8].

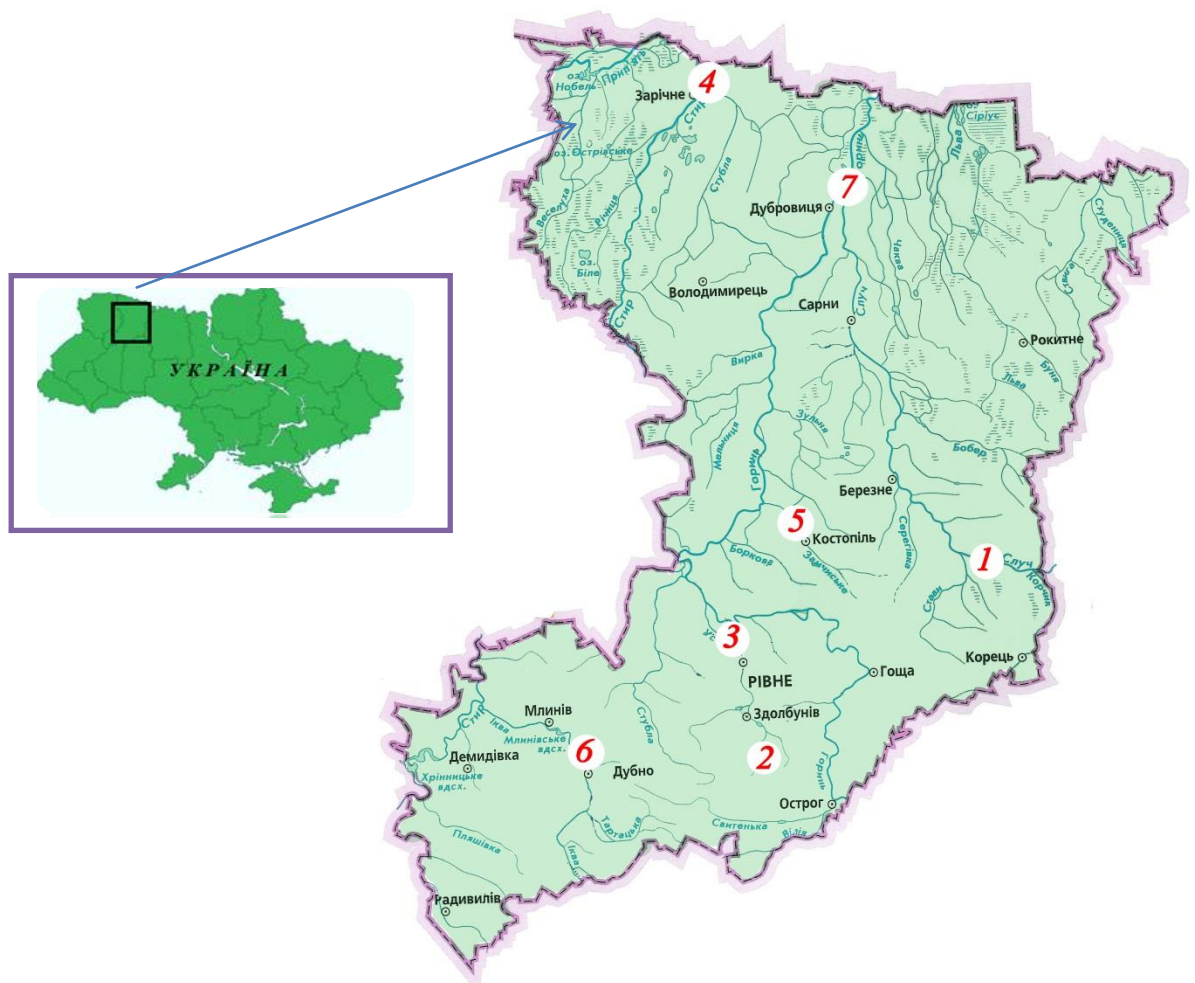


Рис. 1. Схема розміщення репрезентативних створів спостережень на правобережних притоках р. Прип'ять у межах Рівненської області:

1 – р. Случ, у межах с. Бистричі, вище скиду стічних вод о/с ДП «Комунальник», 94,5км від гирла; 2 – р. Устя, західна околиця с. Івачків, верхів'я річки, природний фон, 65км від гирла; 3 – р. Устя, у межах м. Рівне, 0,3км нижче скиду з о/с РОВКП ВКГ «Рівнеоблводоканал», 21км від гирла; 4 – р. Стир, у межах смт Зарічне, 0,5км нижче скиду з о/с ВКП «Зарічне», 75,8км від гирла; 5 – р. Замчисько, у межах м. Костопіль, нижче скиду з о/с «Костопільводоканал», нижче скиду меліоративного каналу, 11,9км від гирла; 6 – р. Іква, у межах с. Іванне Дубенського р-ну, 3,2км нижче скиду о/с КВП ВКГ «Дубноводоканал», 39,6км від гирла; 7 – р. Горинь, у межах с. Висоцьк Дубровицького р-ну, 77,5км від гирла.

Тривалість експозиції експериментів у обидва гідрологічні сезони становила 7, 14 та 21 добу, впродовж яких дотримувались однорідності умов освітлення та сталого температурного режиму приміщення (20-21°C). Варіанти досліду (зразки води з репрезентативних створів) і контролю (відстояна водопровідна вода) піддавали помірній примусовій аерації за допомогою мікрокомпресора. По закінченні експозиції при підрахунку кількості клітин елодеї на різних життєвих стадіях досліджували листки *E. canadensis*, розміщені на відстані 0,5-1,0см від зони наростання. Як барвник використовували розчин метиленового синього у фосфатному буфері: 200мг барвника на 1л буферного розчину [2].

Для аналізу готували тимчасові препарати з листків елодеї, які спостерігали в мікроскопі «Мікротон-400» при збільшенні 8×40. Під час

експерименту реєстрували мертві одиничні темно-сині клітини (некроз); незафарбовані світлі зелені клітини (живі); клітини блідо-блакитного забарвлення, що свідчило про збільшення проникності мембран унаслідок значних порушень клітин (початковий некроз). Стадії плазмолізу клітин листка рослини в різних варіантах досліді хронічного експерименту оцінювали візуально.

Підрахунки проводили у триразовій повторюваності для кожного варіанта досліді та в контролі після експозиції пагонів елодеї у зразках води протягом експерименту.

Гідрохімічний склад води у період спостережень аналізували за даними хіміко-аналітичного контролю рівненської екологічної інспекції.

Статистичне оброблення результатів експерименту виконували в межах програмного пакета Statistica 8.0.

Результати дослідження та їх обговорення. Показники якості води в репрезентативних створах подано у вигляді усереднених значень за максимальними та середніми концентраціями речовин, виявлених у періоди спостережень (табл. 2).

Так, у межах норми [9] перебували показники сольового складу води, уміст розчиненого у воді кисню та реакція середовища (рН). Водночас поверхневі води досліджуваного регіону забруднені фосфатами (PO_4^{3-}) та зваженими речовинами, іонами важких металів (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+}) та заліза (Fe^{2+}), фторидами (F_2) та групою азотних речовин (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-).

Аналіз отриманих результатів з біотестування води репрезентативних створів правобережних приток р. Прип'ять за тест-об'єктом *E. canadensis* показав, що загальна кількість цитологічних змін (ЦЗ) залежить як від гідрологічного сезону, так і від тривалості експозиції рослини в досліджуваних зразках.

Так, за тривалості експозиції 7 діб у період літньої межени загальна кількість ЦЗ у тест-об'єкті (у середньому за репрезентативними створами) становила $123,5 \pm 22,1\%$, а в період зимової межени – $48,35 \pm 15,67\%$ (рис. 2).

1. Показники якості води у репрезентативних створах правобережних приток р. Прип'ять (середнє за 2014-2015рр.)

Показники якості води	Номер репрезентативного створу						
	1	2	3	4	5	6	7
SO_4^{2-} , мг/дм ³	55,4	52,5	51,4	47,3	33,0	50,8	46,4
Cl^- , мг/дм ³	23,4	27,4	26,6	13,7	14,9	13,9	18,4
NH_4^+ , мг/дм ³	0,2	1,1	0,4	0,3	4,1	0,3	0,2
NO_3^- , мг/дм ³	0,5	9,1	7,2	2,9	1,1	4,0	3,2
NO_2^- , мг/дм ³	0,02	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1
PO_4^{3-} , мг/дм ³	0,1	0,6	0,3	9,2	1,2	0,4	1,1
Зважені речовини, мг/дм ³	10,9	12,3	14,0	7,9	13,1	10,1	9,0
Розчинений кисень, мгО ₂ /дм ³	10,6	10,1	9,8	6,9	7,5	7,1	10,9
рН	8,2	8,0	8,3	7,8	7,6	7,6	8,3
ХСК, мгО ₂ /дм ³	26,6	31,9	33,4	28,2	39,6	39,4	33,6
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	4,5	4,7	3,4	2,2	6,3	3,7	3,3
Fe^{2+} , мкг/дм ³	258	155	125	182	478	269	380
Cu^{2+} , мкг/дм ³	14,7	34,9	31,0	15,6	83,5	10,0	5,0

Zn ²⁺ , мкг/дм ³	8,3	40,9	58,5	17,9	14,0	84,0	26,0
Mn ²⁺ , мкг/дм ³	36,0	42,7	10,5	25,9	42,3	23,5	12
F ₂ , мкг/дм ³	26,7	315	300	70,2	289	137	597

Примітка: затінення позначає перевищення нормативів [9] якості води.

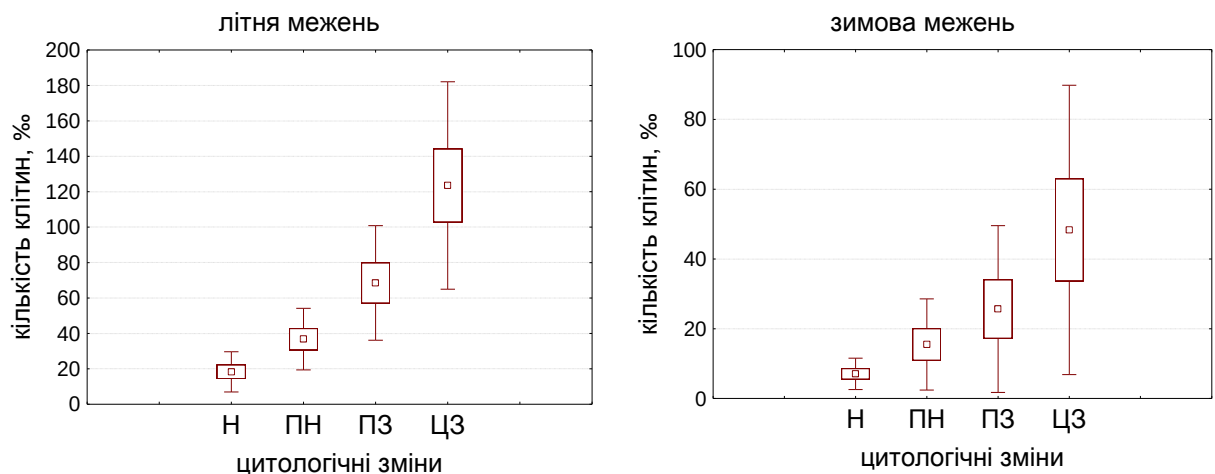


Рис. 2. Усереднені результати обліку цитологічних змін (%) *E. canadensis* при біотестуванні поверхневих вод правобережних приток р. Прип'ять за експозиції 7 діб: Н – некроз; ПН – початковий некроз; ПЗ – плазмоліз; ЦЗ – загальна кількість цитологічних змін.

Характер цитологічних порушень був подібним в обох періодах, причому найменш численними виявилися клітини в стані некрозу (Н), дещо більшою була чисельність клітин у стані початкового некрозу (ПН) та найбільше спостерігалось клітин у стані ізотонічного плазмолізу (ПЗ).

За тривалості експозиції 14 діб (рис. 3) розбіжність між загальною кількістю ЦЗ *E. canadensis* була не такою значною та становила $275,75 \pm 77,12\%$ у період літньої межени та $209,09 \pm 50,9\%$ у період зимової межени (у середньому за репрезентативними створами).

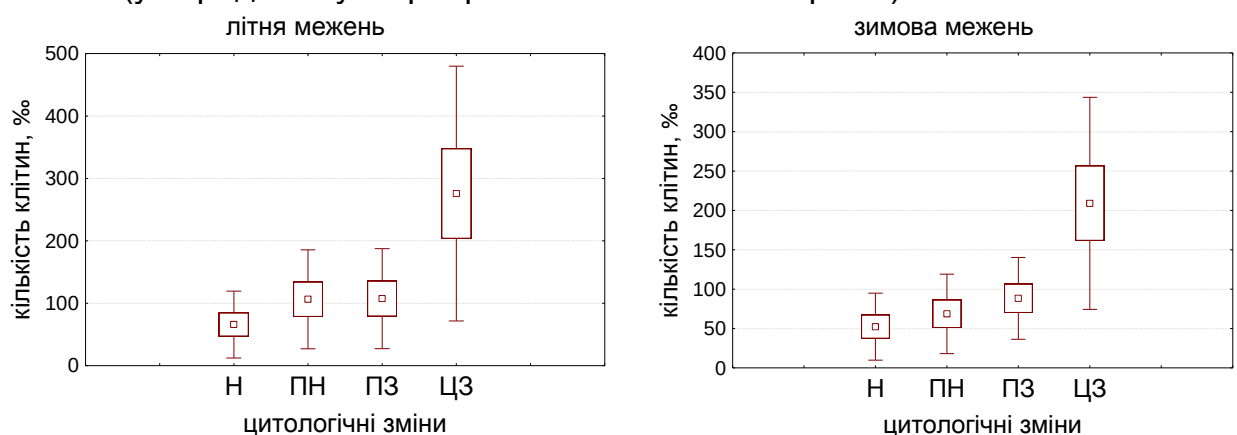


Рис. 3. Усереднені результати обліку цитологічних змін (%) *E. canadensis* при біотестуванні поверхневих вод правобережних приток р. Прип'ять за експозиції 14 діб: Н – некроз; ПН – початковий некроз; ПЗ – плазмоліз; ЦЗ – загальна кількість цитологічних змін.

В обох гідрологічних сезонах найменш численними знову виявилися клітини в стані некрозу, а розподіл клітин у стані ПН і ПЗ відрізнявся.

Зокрема, у період літньої межени їхня чисельність була майже однаковою, а в період зимової межени помітно переважали клітини у стані ПЗ.

За тривалості експозиції 21 добу загальна кількість ЦЗ у період літньої межени становила $263,7 \pm 41,9\%$, у період зимової межени – $223,98 \pm 55,2\%$ (у середньому за репрезентативними створами). Характер цитологічних порушень був подібним в обох періодах з найменшою чисельністю клітин у стані некрозу та найбільшою – у стані ПЗ. Чисельність клітин у стані ПН положення була середньою (рис. 4).

Важливо, що в кожній серії експериментів загальна кількість ЦЗ *E. canadensis* була вищою в літній період. Це пояснюється тим, що токсикологічна ситуація поверхневих вод є більш несприятливою саме о цій порі року. Водночас вплив тривалості експозиції на чисельність цитологічних змін доводить значущість часового чинника при біотестуванні хронічної токсичності поверхневих вод.

Відомо, що зі збільшенням терміну експозиції зростає ймовірність зміни хімічного складу поверхневих вод внаслідок розкладу наявних у них органічних сполук. Проте в біотестувальній практиці хронічні дослідження можуть тривати до 60 діб, що залежить від тест-об'єкта та чутливості його тест-реакцій.

Для з'ясування оптимального терміну експозиції було проведено статистичний аналіз за усередненими даними цитологічних порушень *E. canadensis* у обидва гідрологічні сезони (табл. 2).

Це дало змогу з'ясувати, що результати біотестування токсичності поверхневих вод репрезентативних створів у переважній більшості випадків статистично достовірні відносно контролю за терміну експозиції 14 діб. Виняток становили лише значення у варіанті з поверхневими водами зі створу №1. Очевидно, можна передбачити, що найбільш об'єктивні результати щодо токсичності водного середовища буде отримано за тривалості експозиції близько 14 діб.

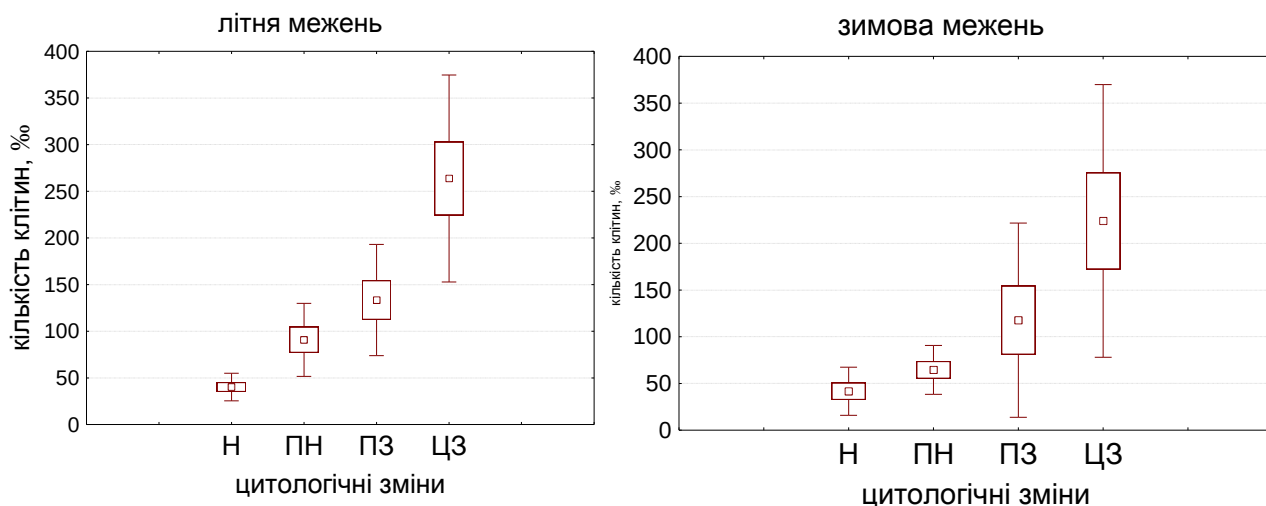


Рис. 4. Усереднені результати обліку цитологічних змін (%) *E. canadensis* при біотестуванні поверхневих вод правобережних приток р. Прип'ять за експозиції 21 добу: Н – некроз; ПН – початковий некроз; ПЗ – плазмоліз; ЦЗ – загальна кількість цитологічних змін.

Кореляційний аналіз статистично достовірних результатів біотестування з гідрохімічними показниками якості води у відповідних репрезентативних створах виявляє тісний зв'язок між кількістю клітин *E. canadensis*, що перебували у стані некрозу, і завислими речовинами ($r=0,80$), показником БСК₅ ($r=0,75$) та вмістом у воді марганцю ($r=0,78$).

Тісний обернений зв'язок був характерним для залежності кількості клітин у стадії ПН та загальної кількості ЦЗ із реакцією водного середовища рН ($r=-0,78$ та $r=-0,73$ відповідно).

Помірно тісний зв'язок виявлено в залежностях кількості клітин у стані некрозу із показником рН ($r=-0,64$), азотом амонійним ($r=0,66$), азотом нітритним ($r=0,67$), фосфатами ($r=0,54$), вмістом розчиненого у воді кисню ($r=-0,61$); кількості клітин у стані ПН – із завислими речовинами ($r=0,55$), показником БСК₅ ($r=0,61$), вмістом марганцю ($r=0,54$); кількістю клітин у стані ПЗ – із завислими речовинами ($r=0,58$), показником рН ($r=-0,60$), азотом нітритним ($r=0,56$), БСК₅ ($r=0,57$), вмістом у воді цинку ($r=0,53$).

Найбільш численні залежності із помірно тісним зв'язком характерні для загальної кількості ЦЗ тест-об'єкта із завислими речовинами ($r=0,67$), азотом амонійним ($r=0,56$), азотом нітритним ($r=0,59$), показником БСК₅ ($r=0,67$), вмістом розчиненого у воді кисню ($r=-0,60$), вмістом цинку ($r=0,52$) та марганцю ($r=0,61$). Усі зазначені коефіцієнти кореляції мали статистичну значущість на рівні $p \leq 0,05$ (табл. 2).

2. Перевірка статистичної достовірності результатів біотестування відносно контролю

Варіанти порівняння	Статистичні параметри				
	Valid N	Std.Dev.	Std.Dev.	F-ratio	p
тривалість експозиції 7 діб					
Контроль / створ №1	8	4,879539	39,3323	64,974	0,000016
Контроль / створ №2	8	4,879539	45,2521	86,004	0,000006
Контроль / створ №3	8	4,879539	58,5328	143,894	0,000001
Контроль / створ №4	8	4,879539	34,5964	50,270	0,000037
Контроль / створ №5	8	4,879539	390,3447	6399,397	0,000000
Контроль / створ №6	8	4,879539	54,8957	126,567	0,000002
Контроль / створ №7	8	4,879539	27,9140	32,726	0,000158
тривалість експозиції 14 діб					
Контроль / створ №1	8	11,01946	36,5348	10,9924	0,005277
Контроль / створ №2	8	11,01946	66,7994	36,7472	0,000107
Контроль / створ №3	8	11,01946	103,5737	88,3442	0,000005
Контроль / створ №4	8	11,01946	126,9680	132,7601	0,000001
Контроль / створ №5	8	11,01946	150,4084	186,3044	0,000000
Контроль / створ №6	8	11,01946	137,2380	155,1058	0,000001
Контроль / створ №7	8	11,01946	63,0034	32,6895	0,000158
тривалість експозиції 21 доба					
Контроль / створ №1	8	73,77374	68,7713	1,150772	0,857774
Контроль / створ №2	8	73,77374	59,8560	1,519108	0,594774
Контроль / створ №3	8	73,77374	168,6501	5,226004	0,044401
Контроль / створ №4	8	73,77374	60,6535	1,479423	0,618156

Контроль / створ №5	8	73,77374	142,6097	3,736753	0,103242
Контроль / створ №6	8	73,77374	119,7221	2,633569	0,224706
Контроль / створ №7	8	73,77374	75,5485	1,048694	0,951603

Отже, як узагальнений показник біотестування хронічної токсичності поверхневих вод за цитологічними змінами *E. canadensis* пропонується використовувати коефіцієнт цитологічних змін (КЦЗ) тест-об'єкта. Принцип розрахунку цього показника полягає в отриманні величини співвідношення загальної кількості виявлених цитологічних змін до чисельності непорушених клітин із загальної кількості проаналізованих (не менше ніж 1000 клітин). Для врахування часового чинника передбачено введення оберненої до тривалості експозиції величини. Для коректування ймовірних похибок вимірювання вводиться коефіцієнт вирівнювання результатів при кількості підрахунків більше ніж 100. Таким чином, формула розрахунку коефіцієнта цитологічних змін матиме вигляд:

$$\text{КЦЗ} = \frac{1}{t} \cdot \frac{(Н + ПН + ПЗ)}{1000 - (Н + ПН + ПЗ)} \cdot 1,385$$

де: КЦЗ – коефіцієнт цитологічних змін тест-об'єкта *E. canadensis* у хронічних експериментах з біотестування токсичності поверхневих вод; t – тривалість експозиції, діб; H – кількість клітин у стані некрозу, ‰; $ПН$ – кількість клітин у стані початкового некрозу, ‰; $ПЗ$ – кількість клітин у стані ізотонічного плазмолізу, ‰; 1000 – загальна кількість проаналізованих клітин тест-об'єкта; 1,385 – коефіцієнт вирівнювання результатів при кількості підрахунків >100.

Здебільшого у варіантах, які не мали статистично достовірної різниці з контролем, а отже не підтверджували хронічну токсичну дію, значення КЦЗ були на рівні 0,01. В окремих випадках, за відсутності достовірності, КЦЗ були на рівні 0,02. Проте це відбувалося за тривалості експозиції 7 та 21 добу, що не визнано оптимальним терміном хронічного експерименту. Отже, якщо вважати об'єктивними показниками результати біотестування за 14-добової експозиції, можна передбачити, що значення $\text{КЦЗ} \leq 0,01$ свідчать про відсутність хронічної токсичної дії поверхневих вод.

Необхідно зазначити, що використання запропонованого тест-параметра – КЦЗ *E. canadensis* буде виправданим лише для біотестування поверхневих вод правобережних приток р. Прип'ять, за умови статистично достовірної різниці результатів експерименту у варіанті досліджу та контролі.

Висновки. Найбільш показовою тест-реакцією *E. canadensis* виявилась загальна кількість цитологічних змін рослини у зразках води правобережних приток р. Прип'ять за експозиції тривалістю 14 діб. При цьому встановлено кореляційні залежності тест-реакції з такими показниками якості води, як завислі речовини ($r=0,67$), азот амонійний ($r=0,56$), азот нітритний ($r=0,59$), показник БСК₅ ($r=0,67$), уміст розчиненого у воді кисню ($r=-0,60$), у вміст цинку ($r=0,52$) та марганцю ($r=0,61$). Як тест-параметр при оцінюванні хронічної токсичної дії поверхневих вод регіону досліджень, доведеним є використання коефіцієнта цитологічних змін *E. canadensis*, що зіставляє суму клітин, які перебувають у стані некрозу,

початкового некрозу та ізотонічного плазмолізу до загальної кількості проаналізованих клітин, з урахуванням тривалості експозиції рослини в досліджуваних зразках води.

Список використаних джерел

1. Клименко М.О. Гідроекологія. Підручник. / М.О. Клименко, Ю.В. Пилипенко, Ю.Р. Гроховська, О.В. Лянзберг, О.О. Бедункова Херсон: в-во «ОЛДІ-плюс». – 2015 р. – 365 с.
2. Біотестування у природоохоронній практиці: [збірник] / Технічний комітет з стандартизації ТК 82 «Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання ресурсів України». Видання офіційне. Київ 1997. – 240 с.
3. Болсуновский А.Я. Радиоэкологический мониторинг реки Енисей и цитогенетические характеристики водного растения *Elodea canadensis*. / А.Я. Болсуновский, Е.Н. Муратова, А.Г. Суковатый и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. – №47(1). – С. 63–73.
4. Саксонов М.Н. Метод биотестирования по выходу электролитов из клеток элодеи / М.Н. Саксонов, Г.В. Трипузов, Д.И. Стом // Методы биотестирования вод. - Черногоровка, ОИХФ АН СССР –1988. – С. 96-97.
5. Гранин А.В. Влияние азотной кислоты ртути на фотосинтетическую активность *Elodea Canadensis*, определенной с помощью регистрации замедленной флуоресценции / А.В. Гранин, А.В. Шевченко // Бюллетень ВСНЦ СО РАМН, 2006, №2(48). – С. 20-21.
6. Костишин С.С. Морфологічні зміни *Lemna minor* та *Elodea canadensis* в умовах нафтового забруднення / С.С. Костишин, Н.С. Хорбут // Екологія та ноосферологія. – 2007.– Т. 18, №1-2. – С. 68-76.
7. Бедункова О.А. Диагностика токсичности поверхностных вод по цитологическим изменениям высшей водной растительности / О.А. Бедункова // Экологический вестник. Минск, 2015. Вып. №1 (31). С. 88 – 93.
8. ДСТУ 4107-2002 (ISO 5667-16:1998, MOD) Якість води. Відбір проб. Частина 16. Настанови з біотестування. – Київ: Держспоживстандарт України. – 2003. – 38 с.
9. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. – М: ВНИИРО. 1999. – 304 с.

References

1. Klymenko M., Pylypenko Yu., Hrokhovska Yu., Lianzberh O., Biedunkova O. (2015). Hidroekolohiia. Pidruchnyk. [Hydroecology. Textbook]. Kherson, Ukraine: OLDI-plus, 365.
2. Biotestuvannia u pryrodookhoronniy praktytsi: [zbirnyk] / Tekhnichnyi komitet z standartyzatsii TK 82 «Okhorona navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha ta ratsionalne vykorystannia resursiv Ukrainy». Vydannia ofitsiine. [Biotesting in environmental practice [collection] / Technical Committee for Standardization TC 82 «Environmental protection and rational use of resources of Ukraine». [Official Publication.] (1997). Kyiv, 240.
3. Saksonov M., Tripuzov G., Stom D. (2007). Radiojekologicheskij monitoring reki Enisej i citogeneticheskie harakteristiki vodnogo rastenija *Elodea canadensis*. [Radioecological monitoring of the Yenisei River and cytogenetic characteristics of the *Elodea canadensis* aquatic plant]. Radiation Biology. Radioecology, 47(1), 63-73.

4. Saksonov M., Tripuzov G., Stom D. (1988). Metod biotestirovanija po vyhodu jelektrolitov iz kletok jelodei [The method of bioassay for the output of electrolytes from *Elodea* cells]. Methods of water biotesting. Chernogolovka, Russian, 96-97.
5. Granin A., Shevchenko A. (2006). Vlijanie azotnokisloj rtuti na fotosinteticheskuju aktivnost' *Elodea Canadensis*, opredelennoj s pomoshh'ju registracii zamedlennoj fluoriscencii [The effect of nitric acid mercury on the photosynthetic activity of *Elodea Canadensis*, determined by recording delayed fluorescence] / Bulletin VSSC of the RAMS, 2(48), 20-21.
6. Kostyshyn S.S., Khorbut N.S. (2007). Morfofiziologichni zminy *Lemna minor* ta *Elodea canadensis* v umovakh naftovoho zabrudnennia [Morphological changes *Lemna minor* and *Elodea canadensis* in terms of oil pollution] / Ecology and noosferolohiya, 18(1-2), 68-76.
7. Biedunkova O. (2015). Diagnostika toksichnosti poverhnostnyh vod po citologicheskim izmenenijam vysshej vodnoj rastitel'nosti [Diagnosis of surface water toxicity by cytological changes in higher aquatic vegetation]. Ecological bulletin, 1(31), 88-93.
8. DSTU 4107-2002 (ISO 5667-16:1998, MOD) Yakist vody. Vidbir prob. Chastyna 16. Nastanovy z biotestuvannia. [Water quality. Sampling. Part 16. Guidelines bioassay]. (2003). Kyiv: Derzhspozhyvstandart Ukrainy, 38.
9. Perechen' rybohozajajstvennyh normativov: predel'no dopustimyh koncentracij (PDK) i orientirovochno bezopasnyh urovnej vozdeystvija (OBUV) vrednyh veshhestv dlja vody vodnyh obektov, imejushhih rybohozajajstvennoe znachenie [The list of fishery management standards: the maximum permissible concentrations and the roughly safe levels of exposure of harmful substances for water of water bodies that are of fishery importance]. (1994). Moscow, Russian: VNIRO, 304.

ЦИТОЛОГИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ *ELODEA CANADENSIS* ПРИ БИОТЕСТИРОВАНИИ ХРОНИЧЕСКОЙ ТОКСИЧНОСТИ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ПРАВОБЕРЕЖНЫХ ПРИТОК РЕКИ ПРИПЯТЬ

О. А. Бедункова

Аннотация. Представлено результаты учета цитологических изменений *Elodea canadensis* в условиях разной продолжительности экспозиции (7, 14, 21 сутки) при оценках хронической токсичности поверхностных вод рек в разные гидрологические сезоны. В каждой серии опытов общее количество цитологических изменений *E. canadensis* было выше в летний период по сравнению с зимним. Результаты биотестирования образцов поверхностных вод в подавляющем большинстве случаев были статистически достоверными относительно контроля ($p \leq 0,05$) при экспозиции 14 суток. При этом наименее многочисленными оказывались клетки в состоянии некроза, несколько больше была численность клеток в состоянии начального некроза и самыми многочисленными оказались клетки в состоянии изотонического плазмолиза. Корреляционный анализ между показателями качества воды и показателями биотестирования показал, что наиболее многочисленные зависимости с умеренно тесной связью характерны для общего количества цитологических изменений тест-объект со взвешенными веществами ($r=0,67$), азотом аммонийным ($r=0,56$), азотом нитритным ($r=0,59$), показателем БПК₅ ($r=0,67$), содержанием растворенного в воде кислорода

($r=-0,60$), содержанием цинка ($r=0,52$) и марганца ($r=0,61$). Предложено использовать в качестве тест-параметра коэффициент цитологических изменений *E. canadensis*, который рассчитывается как отношение общего количества измененных клеток растения ко всем проанализированным, с учетом продолжительности хронического эксперимента.

Ключевые слова: цитологические изменения, токсичность, экспозиция.

CYTOLOGICAL CHANGES IN *ELODEA CANADENSIS* DURING BIOTESTING OF CHRONIC TOXICITY OF SURFACE WATER MONITORED IN PRYPIAT RIVER RIGHT-BANK TRIBUTARIES

O. Biedunkova

Abstract. The aim of the presented work was to examine the cytological changes in *Elodea canadensis* after exposure of different duration during the chronic toxicity assessments of river surface water for different hydrological seasons.

The experiments were carried out at different exposure times (7, 14, 21 days). In each series of experiments, the total number of cytological changes of *E. canadensis* was higher in summer compared to winter. The results of toxicity biotesting of surface water in representative control sites in most cases were statistically significant compared with control ($p \leq 0.05$) in case of the 14-day exposure.

The researcher conducted a correlation analysis between the water quality indicators and biotesting parameters. Nonetheless, the total number of cytological changes in the test object was characterized by the most numerous dependencies with the medium strength of relationship. Those pairs of variables included the following: suspended solids ($r=0.67$), ammonia nitrogen ($r=0.56$), nitrate-nitrogen ($r=0.59$), the BOD_5 rate ($r=0.67$), the content of dissolved oxygen ($r=-0.60$), zinc ($r=0.52$), and manganese ($r=0.61$).

Basing on the obtained results, the author suggests using cytological changes coefficient for the *E. canadensis* test object as a summarizing indicator within the biological assessment of surface water chronic toxicity. The noted indicator presents the ratio of the number of cells that are in a state of necrosis, initial necrosis and isotonic plasmolysis to the total number of analysed cells, while taking into account the duration of the plants' exposure to the studied water samples.

Key words: cytological changes, toxicity, exposure.